



IGOR ALVES BORATTO

**ICTIOFAUNA DE UM SISTEMA DE LAGOS
FORMADOS COM A CRIAÇÃO DE UM
RESERVATÓRIO E SUA IMPORTÂNCIA PARA
A DIVERSIDADE LOCAL**

LAVRAS – MG

2015

IGOR ALVES BORATTO

**ICTIOFAUNA DE UM SISTEMA DE LAGOS FORMADOS COM A
CRIAÇÃO DE UM RESERVATÓRIO E SUA IMPORTÂNCIA PARA A
DIVERSIDADE LOCAL**

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 Paisagens Fragmentadas e Agrossistemas, para a obtenção do título de Mestre.

Orientador

Dr. Paulo dos Santos Pompeu

LAVRAS-MG

2015

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

Boratto, Igor Alves.

Ictiofauna de um sistema de lagos formados com a criação de um reservatório e sua importância para a diversidade local / Igor Alves Boratto. – Lavras : UFLA, 2015.

71 p. : il.

Dissertação (mestrado acadêmico)–Universidade Federal de Lavras, 2015.

Orientador(a): Paulo dos Santos Pompeu.

Bibliografia.

1. Reservatório. 2. Ictiofauna. 3. Lagoas. 4. Sazonalidade. 5. Manejo. I. Universidade Federal de Lavras. II. Título.

IGOR ALVES BORATTO

**ICTIOFAUNA DE UM SISTEMA DE LAGOS FORMADOS COM A
CRIAÇÃO DE UM RESERVATÓRIO E SUA IMPORTÂNCIA PARA A
DIVERSIDADE LOCAL**

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 Paisagens Fragmentadas e Agrossistemas, para a obtenção do título de Mestre.

APROVADA em 26 de fevereiro de 2015.

Dr. Gilmar Bastos Santos PUC MINAS

Dr. Nelson Henrique de Almeida Curi UFLA

Dr. Paulo dos Santos Pompeu

Orientador

LAVRAS-MG

2015

Aos meus pais, Beto e Nilma

E a minha irmã, Fernanda

E todos que me acompanharam durante essa jornada.

DEDICO

AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer primeiramente a Deus por sempre iluminar meus passos e me dar força para enfrentar essa difícil jornada.

Aos meus pais, Beto e Nilma. Minha irmã Fernanda. Vocês são exemplo e fonte de inspiração para mim. Em vocês sempre encontrei palavras de incentivo e apoio incondicional em todos os momentos. Muito obrigado por todo amor e atenção dedicados à mim. Espero poder retribuir, pelo menos um pouco, todo carinho recebido.

Ao meu orientador, Dr. Paulo dos Santos Pompeu, pela confiança e dedicação. Você foi um grande mentor e com muita paciência soube me guiar ao longo desse caminho. Você é um profissional de excelência e serve de exemplo para todos nós seus alunos.

Aos amigos que fiz em Lavras: Bruno, Pedro, Nelson, Hélio, Ângelo e Dalbert pelos momentos de trabalho e discussões sobre ecologia e estatística. Também pelos momentos de descontração e por fazer me fazer sentir acolhido e mais feliz durante esse tempo na cidade.

Aos colegas do curso de Pós-graduação em Ecologia Aplicada pela acolhida, pelas ótimas discussões em sala de aula, pelo momento de bate papo na cantina. Vocês contribuíram de forma significativa para o meu crescimento pessoal e profissional.

Aos colegas do Laboratório de Ictiologia da UFLA por toda a ajuda e apoio. Em especial para: Aline, Antônio, Marina, Daniel, Yuri e Mateus. Pedro e Marcos vocês foram fundamentais para o desenvolvimento desse trabalho. Sem o apoio e dedicação de vocês seria muito difícil sua realização. Gostaria de agradecer também a Ludmilla pela ajuda no geoprocessamento das imagens e dos dados e ao Francisco Andrade pela ajuda na identificação dos cascudos.

Ao senhor Sebastião e familiares pelo apoio e acolhida durante as campanhas de campo. A ajuda de vocês foi parte chave para o sucesso das coletas.

Aos amigos de Belo Horizonte, em especial ao Diego pelos conselhos e amizade que apesar da distância sempre esteve presente na minha vida. Os amigos de Ouro Preto, em especial o Vinicius, João Benigno, Patrícia e Renata que sempre me apoiaram e aconselharam durante esse tempo.

Aos professores do programa que sempre se mostraram atenciosos e prestativos para atender todas as nossas solicitações. A dedicação e esforço de vocês contribuem de forma significativa para a nossa formação

À Universidade Federal de Lavras, à CAPEs pela concessão da bolsa e ao Consórcio Funil pelo apoio financeiro sem o qual a realização desse projeto seria inviável.

RESUMO

Nos rios, a construção de barragens e a formação de reservatórios constituem um importante impacto quando afetam o regime hidrológico natural, influenciando a integridade ecológica de sua planície de inundação. Reservatórios são ambientes heterogêneos e apresentam um gradiente longitudinal de características ambientais. Barragens quando construídas em áreas com uma planície de inundação a montante, criam ambientes alagados marginais com lagoas com diferentes graus de conexão com o reservatório. Estas apresentam variações sazonais em função do nível do reservatório. Esse trabalho teve como objetivo entender o papel exercido por ambientes alagáveis formados a partir da criação do reservatório da UHE Funil para a manutenção da ictiofauna, e a influência da sazonalidade na estruturação da comunidade, comparando diferentes sistemas: reservatório, lagoas marginais naturais, e lagoas formadas pelo reservatório (isoladas ou em permanente conexão). Coletas foram realizadas com redes de emalhar no período de agosto de 2013 até junho de 2014 em quatro lagoas marginais naturais do rio das Mortes, e em oito lagoas formadas no remanso do reservatório do Funil; três desconectadas e cinco em permanente conexão. Além disso, foram amostrados quatro pontos no reservatório, entre as lagoas. Para se avaliar a diferença na composição nos ambientes foi realizada a técnica de escalonamento multidimensional não métrico (nMDS) e em seguida uma análise de similaridade (ANOSIM). Foi realizada a análise de SIMPER para verificar quais espécies contribuíram para a dissimilaridade dos sistemas. A diversidade β de cada ambiente foi calculada através da fórmula: $\beta = \gamma - \alpha$. Para a avaliação da influência da sazonalidade sobre a comunidade nos ambientes foi comparada a riqueza, a CPUEb e CPUEn dos ambientes ao longo do ano. Para a influência da sazonalidade na estrutura das comunidades foi realizada análise de similaridade (ANOSIM) e posteriormente a análise de SIMPER para avaliar quais espécies mais contribuíram para a dissimilaridade nos ambientes ao longo do ano. Foram coletados 2023 indivíduos pertencentes a 16 famílias e 27 espécies, sendo 19 nas lagoas conectadas, 17 nas lagoas sem conexão e 20 no reservatório. A análise de similaridade mostrou diferenças significativas entre as lagoas conectadas e o reservatório e entre as lagoas marginais e o reservatório. Embora tenha apresentado a menor diversidade alfa, as lagoas marginais foram as que apresentaram maior diversidade beta. O aumento da chuva aumentou a riqueza e

a CPUE no final da estação chuvosa e também aumentou a dissimilaridade entre os ambientes. Esses resultados indicam que esses ambientes podem suportar uma ictiofauna diferente daquela presente no reservatório, com maior similaridade com lagoas marginais naturais. A sazonalidade mostrou um aumento na riqueza principalmente nas lagoas conectadas. Esses ambientes podem estar exercendo um importante papel na conservação local de algumas espécies de peixes afetadas pelo barramento.

Palavras-chave: Reservatório. Ictiofauna. Lagoas. Sazonalidade. Manejo.

ABSTRACT

Dam construction and reservoir formation are important impacts that influence ecological integrity of floodplains by altering natural river flow. Reservoirs are heterogeneous environments and show a longitudinal gradient of environmental conditions. Dams create marginal flooded environments with lakes presenting different levels of connection with the reservoir when dams are built downstream from natural floodplains. Marginal lakes present seasonal variations due to reservoir level. Our goal was to understand the role of new flooded environments created with Funil reservoir for the maintenance of fish assemblages. And also understand the influence of seasonality on community structure comparing different systems: reservoir itself, natural marginal lakes and lakes formed by the reservoir (isolated or permanently connected). Fishes were sampled using gillnets from August 2013 until June 2014 in four natural marginal lakes of Mortes' river and eight reservoir lakes: three isolated and five permanently connected. Four localities were also sampled in the reservoir between the lakes. Differences in fish composition were tested using a Nonmetric Multidimensional Scaling (NMDS) analysis followed by an analysis of similarity (ANOSIM). A SIMPER analysis was used to verify which species contributed for dissimilarities between systems. Beta diversity for each environment was calculated by: $\beta = \gamma - \alpha$. The influence of seasonality on assemblages was investigated comparing the richness, CPUE_b and CPUE_n of each system throughout the year. The effect of seasonality on assemblage structure was tested through an analysis of similarity followed by a SIMPER analysis to identify the main species responsible for dissimilarities throughout the year. A total of 2023 fishes were sampled accounting for 16 families and 27 species. Connected lakes had 19 fish species, while isolated lakes and the reservoir had 17 and 20 fish species, respectively. Differences between connected lakes and the reservoir and between marginal lakes and the reservoir were indicated by the analysis of similarity. Marginal lakes had the largest beta diversity despite having the smallest alpha diversity. The increase in rainfall increased the richness and the CPUE_n at the end of the season and also increased the dissimilarity between environments. These results indicate that such environments can support fish populations different from those present in the reservoir and more similar to those of natural marginal lakes. Seasonality promoted an increase in species richness especially in connected lakes. These environments may be playing an important role in the local conservation of some fish species affected by the dam.

Keywords: Reservoir. Fish assemblage. Lagoons. Seasonality. Management.

LISTA DE FIGURAS

ARTIGO 1

Figura 1	Área de estudo, indicando as duas regiões avaliadas na bacia do rio das Mortes, com ênfase nas lagoas formadas a partir da criação do reservatório da UHE Funil (a).....	28
Figura 2	Vazão média mensal do reservatório do funil, em destaque os meses em que as coletas foram realizadas.....	29
Figura 3	Número de indivíduos por espécie coletado nas lagoas marginais naturais.....	33
Figura 4	Número de indivíduos por espécie nas lagoas conectadas ao reservatório.....	34
Figura 5	Número de indivíduos por espécie no reservatório.....	34
Figura 6	Escalonamento multi-dimensional não-métrico (nMDS) dos ambientes por mês de coleta: (A) agosto e (F) fevereiro. (LM): lagoa marginal natural, (LR) lagoa do reservatório.....	35
Figura 7	Número de espécies por ambiente, com os valores indicados de diversidade α , β e γ	37

ARTIGO 2

Figura 1	Área em estudo, em destaque para as lagoas laterais formadas após a criação da UHE Funil (a).....	52
Figura 2	Curva de rarefação para os ambientes amostrados.....	57
Figura 3	Riqueza de espécies por tipo de ambiente ao longo das coletas. LC: lagoa conectada, RE: reservatório e LI: lagoa isolada.....	58
Figura 4	Numero de indivíduos por ambiente ao longo das coletas. LC: lagoas conectadas, RE: reservatório e LI: lagoas isoladas.....	59
Figura 5	Biomassa por ambiente porão longo das coletas. LC: lagoa conectada, RE: reservatório e LI: lagoa isolada.....	60
Figura 6	Dissimilaridade entre os ambientes durante os meses de coleta. LC: lagoas conectadas, LI: lagoas isoladas e RE reservatório...	61
Figura 7	Diversidades γ , β , α dos ambientes estudados.....	63

LISTA DE TABELAS

ARTIGO 1

Tabela 1	Espécies capturadas por região amostrada. (LM): lagoas marginais do rio das Mortes, (LR): lagoas laterais ao reservatório e (RS): reservatório.....	32
Tabela 2	Valores do SIMPER para as espécies coletadas no reservatório (RS) e suas lagoas laterais (LR).....	36
Tabela 3	Valores de significância (p) e proporção de explicação individual (R^2 ajustado) das variáveis inseridas no modelo de Distlm.....	37

ARTIGO 2

Tabela 1	Número de indivíduos coletados de cada espécie por região amostrada, (LC) lagoa conectada, (LI) lagoa isolada e (RE) reservatório.....	55
Tabela 2	Valores de abundância das espécies do SIMPER para por período e ambiente estudado.....	64

SUMÁRIO

PRIMEIRA PARTE	
1	REFERENCIAL TEÓRICO..... 14
	REFERÊNCIAS..... 17
SEGUNDA PARTE- ARTIGOS..... 21	
ARTIGO 1 Ictiofauna de um sistema de lagos formados com a criação de um reservatório, e sua importância para diversidade local..... 22	
1	INTRODUÇÃO..... 25
2	MATERIAL E METODOS..... 27
2.1	Área de Estudo..... 27
2.2	Coleta de dados..... 28
2.3	Análise dos dados..... 30
3	RESULTADOS..... 32
4	DISCUSSÃO..... 38
	REFERÊNCIAS..... 41
ARTIGO 2 Variação temporal na ictiofauna do remanso de um reservatório brasileiro e seu sistema de lagoas adjacentes..... 47	
1	INTRODUÇÃO..... 50
2	MATERIAL E MÉTODOS..... 51
2.1	Área de estudo..... 51
2.2	Coleta de dados..... 52
2.3	Análise dos dados..... 53
3	RESULTADOS..... 55
4	DISCUSSÃO..... 65
	REFERÊNCIAS..... 68

PRIMEIRA PARTE

1 REFERENCIAL TEORICO

Grande parte dos rios na região tropical apresentam planícies de inundação, que constituem áreas periodicamente inundáveis pelas cheias do rio (AGOSTINHO e ZALEWSKI, 1995; LOWE-McCONNELL, 1999). Lagoas na planície de inundação dos rios funcionam como berçários naturais para juvenis de peixes (WELCOMME, 1979, 1985; LOWE-McCONNELL, 1987; BAYLEY e LI, 1996), pois apresentam alta heterogeneidade de habitats o que fornece alimento em abundância e abrigo contra predadores para os estágios larvais (NAKATANI et. al., 1997).

A variação sazonal no regime hidrológico do rio é o principal fator que determina não só a estrutura da biota mas também o funcionamento desses ecossistemas (JUNK et. al., 1989; NEIFF, 1990; LOWE-McCONNELL, 1999); como também influencia a abundância e riqueza das espécies de peixe em planícies de inundação (AGOSTINHO et. al., 1997, 2009). O pulso de inundação também aumenta a conectividade entre os habitats aumentando a similaridade entre as condições ambientais (THOMAZ et. al., 2007).

No Brasil, a maioria dos rios de grande porte estão barrados ou encontram-se sob influência de barramentos (Agostinho et. al., 2008). Até novembro de 2008, existiam 706 grandes empreendimentos hidroelétricos em operação espalhados pelos rios do país. Ao contrário da maioria dos países do mundo, a matriz energética brasileira é mantida basicamente pela energia hidráulica (16,4 % em todo o mundo e 83,2 % no Brasil) (ANEEL, 2008).

A construção de barragens e a formação de reservatórios constitui uma das maiores formas de impacto sobre a ictiofauna (AGOSTINHO et al., 1992). Quando construídos, os barramentos alteram a vazão e os sistemas aquáticos e terrestres são modificados de maneira drástica e permanente (TUNDISI, 1999). Barramentos causam ainda efeitos diretos na conectividade dos sistemas e,

consequentemente, na biodiversidade, principalmente nos habitats isolados (PETRY et al., 2003; GUBIANI et al., 2007).

A regularização das vazões em função da operação das barragens constitui um grande impacto para reprodução dos peixes (AGOSTINHO et al., 2001, 2003). Sem a ocorrência de cheias e a consequentemente inundação da planície, os ovos e larvas não alcançam às lagoas marginais, permanecendo no canal principal onde estariam mais suscetíveis a predação por peixes e outros organismos aquáticos (SANCHES et al., 2006). Esse processo reduz a diversidade e causa o desaparecimento das espécies migradoras, que tem o ciclo de vida intimamente ligado à elevação do nível fluviométrico (AGOSTINHO et al., 2003, 2004).

Reservatórios são considerados ecossistemas híbridos por apresentar um gradiente ambiental com regiões com características limnológicas distintas (THORNTON, 1990). Um reservatório pode ser dividido em três regiões de acordo com o gradiente longitudinal: região fluvial, de transição e lacustre (THORNTON et. al., 1990; POFF et. al., 1997). Devido a esse gradiente a ictiofauna local fica bem distribuída, sendo as espécies adaptadas as diferentes condições ambientais (HOLMGREN e APPELBERG, 2000).

As variações sazonais nas características ambientais nos reservatório são provocadas principalmente pela chuva (SOARES et. al., 2008), que está diretamente relacionada com o aumento no nível da água e da vazão durante a estação chuvosa (SANTOS et. al., 2013). A variação sazonal ao longo do gradiente do reservatório influencia as condições ambientais determinando padrões nas assembleias de peixe (AGOSTINHO et. al., 2004b).

Reservatórios construídos em rios com planície de inundação a montante da barragem são ecossistemas bem particulares pois apresentam uma extensa região alagada (MIRANDA, 2008) e lagoas com diferentes graus de conexão

que apresentam um aumento sazonal do nível da água, simulando as características das planícies naturais (MIRANDA et. al., 2015).

O papel destes novos ambientes formados para a conservação da fauna de peixes ainda é desconhecido, bem como se estes desempenhariam funções semelhantes às lagoas marginais. Assim, esse trabalho teve objetivo principal avaliar a importância desses ambientes, formados com o surgimento do reservatório da UHE Funil, para a estrutura da comunidade de peixes local e investigar o papel da sazonalidade na dinâmica da estrutura da comunidade. Dessa forma, essa dissertação foi dividida em dois capítulos com abordagens diferentes.

O primeiro capítulo teve como objetivo comparar a estrutura das comunidades de peixes das lagoas formadas pelo reservatório com lagoas marginais naturais do rio das Mortes e com o reservatório do Funil. No segundo capítulo o foco principal é no efeito da sazonalidade sobre a fauna de peixes do reservatório e suas lagoas adjacentes.

REFERENCIAS

AGOSTINHO, A. A., H. F. JULIO Jr. e J. R. BORGHETTI. Considerações sobre os impactos dos represamentos na ictiofauna e medidas para sua atenuação. Um estudo de caso: reservatório de Itaipu. **Revista Unimar**, 1999 v. 14: 89-107.

AGOSTINHO, A. A. e M. ZALEWSKI. The dependence of fish community structure and dynamics on floodplain and riparian ecotone zone in Parana River, Brazil. *Hydrobiologia*, 1995. v. 303: 141-148.

AGOSTINHO, A.A.; JÚLIO JR., H.F.; GOMES, L.C.; BINI, L.M.; AGOSTINHO, C.S. **Composição, abundância e distribuição espaço-temporal da ictiofauna**. In: VAZZOLER, A.E.A. de M.; AGOSTINHO, A.A.; HAHN, N.S. (Ed.). **A Planície de Inundação do Alto Rio Paraná. Aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos**. Maringá: EDUEM: Nupélia. p.179-208. 1997.

AGOSTINHO, A. A., L. C. GOMES e M. ZALEWSKI. The importance of floodplains for the dynamics of fish communities of the upper river Paraná. *Ecology and Hydrobiology*, 2001. v. 1(1-2): 209-217.

AGOSTINHO, A. A., L. C. GOMES, H. I. SUZUKI e H. F. JÚLIO Jr. Migratory fish from the upper Paraná River basin, Brazil.. In: CAROLSFELD, J., B. HARVEY, C. ROSS, A. Baer e C. Ross (Eds.). *Migratory fishes of South America: Biology, Social importance and conservation status*. Victoria, World Fisheries Trust, the World Bank and the International Development Research Center, 2003. 215p.

AGOSTINHO, A. A., L. C. GOMES, S. VERÍSSIMO e E. K. OKADA. Flood regime, dam regulation and fish in the Upper Paraná River: effects on assemblage attributes, reproduction and recruitment. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 2004. v. 14: 11-19

AGOSTINHO, A.A., S.M. THOMAZ e L.C. GOMES. Threats for biodiversity in the floodplain of the Upper Paraná River: effects of hydrological regulation by dams. *Ecohydrology and Hydrobiology* 2004b. v. 4: 255-268.

AGOSTINHO, A. A.; PELICICE, F. M.; GOMES, L.C. Dams ant the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. *Brazilian Journal of Biology*, São Carlos, 2008 v.68, n.4, p.1119-1132.

AGOSTINHO, A. A.; PELICICE, F. M. e MARQUES, E. E. **Reservatório de peixe angical: bases ecológicas para o manejo da ictiofauna**. São Carlos. RiMa. 188p. 2009.

ANEEL- Agência Nacional de Energia Elétrica do Brasil. Disponível em: <http://www.aneel.gov.br/arquivos/pdf/livro_atlas.pdf> Acesso em: 10 mai. 2013.

BAYLEY, P. B. e H. W. LI. Riverine fishes. Pp. 92-122. In: Calow, P. e G. Petts (Eds.). *River biota: diversity and dynamics*. London, 1996. Blackwell Science, 257p.

GUBIANI, E. A., L. C. GOMES, A. A. AGOSTINHO e E. K. OKADA. 2007. Persistence of fish populations in the upper Paraná River: effects of water regulation by dams. *Ecology of Freshwater Fish*, 16(2): 191-197.

HOLMGREN, K.; APPELBERG, M. Size structure of benthic freshwater fish communities in relation to environmental gradients. *Journal of Fish Biology*, v. 57, n. 5, p. 1312-1330, 2000.

MIRANDA LE, HABRAT MD, MIYAZONO S. Longitudinal gradients along a reservoir cascade. *Transactions of the American Fisheries Society*, 2008. V. 137: 1851–1865.

MIRANDA, L. E. et al. Floodplains within reservoirs promote earlier spawning of white crappies *Pomoxis annularis*. *Environmental Biology of Fishes*, v. 98, n. 1, p. 469-476, 2015.

LOWE-MCCONNELL, R. H.. *Ecological studies in tropical fish communities*. London, 1987 Cambridge University Press. 382p.

LOWE-MCCONNELL, R. H.. *Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais*. EDUSP, São Paulo 1999. 535p.

Junk, W. I.; Bailey, P.B. e Sparks, R. E. The flood pulse concept in river-floodplain systems. Pp 110-127. In: DODGE, D.P. (ed) *Large River Symposium Canadian Species Fish Aquatic Sciences* 1989. 106.

NAKATANI, K., G. BAUMGARTNER e M. CAVICCHIOLI.. **Ecologia de ovos e larvas de peixes**. Pp. 281-306. In: VAZZOLER, A. E. A. de M., A. A. AGOSTINHO e N. S. HAHN (Eds.). **A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconomicos**. Maringá, 1997. Eduem, 460p.

NEIFF, J.J. **Ideas para la interpretación ecológica del Paraná**. *Interciencia*, 15(6): 424-441. 1990.

PETRY, A. C., A. A. AGOSTINHO e L. C. GOMES.. Fish assemblages of tropical floodplain lagoons: exploring the role of connectivity in a dry year. *Neotropical Ichthyology*, 2003 v. 1(2): 111-119.

POFF, N. L. e J. D. ALLAN e M. B. BAIN e J. R. KARR e K. L. PRESTEGAARD e B. D. RICHTER e R. E. SPARKS e J. C. STROMBERG **The Natural Flow Regime: A Paradigm For River Conservation And Restoration**. *Bioscience*, 1997. 47(11): 769-784.

SANCHES, P. V., K. NAKATANI, A. BIALETZKI, G. BAUMGARTNER, L. C. GOMES e E. ANTONIASSI.. Flow regulation by dams affecting ichthyoplankton: the case of the Porto Primavera Dam, Paraná River, Brazil. *River Research and Applications*, 2006 v.22: 555-565.

SANTOS A.B.I, TERRA B.F, ARAÚJO F.G. Influence of the river flow on the structure of fish assemblage along the longitudinal gradient from river to reservoir. *Zoologia*, 2010. V. 27: 732–740.

SOARES MCS., MARINHO, MM., HUSZAR, VLM., BRANCO, CWC. and AZEVEDO, SMFO., The effects of water retention time and watershed features on the limnology of two tropical reservoirs in Brazil. *Lakes and Reservoirs Research Management*, 2008. vol. 13, p. 257-269

THOMAZ, S. M., L. M. BINI e R. L. BOZELLI, Floods increase similarity among aquatic habitats in river-floodplain systems, *Hydrobiologia*, 2007. V. 579: 1-13.

THORNTON, K. W. Perspectives On Reservoir Limnology. Pp K. W. Thornton e B. L. Kimmel e F. E. Payne *Reservoir Limnology: Ecological Perspectives*. John Wiley e Sons, Inc. 1990.

TUNDISI JG. Reservatórios como sistemas complexos: teoria, aplicações e perspectivas para usos múltiplos. In *Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais*, Henry R (ed.). Botucatu: **FUNDIBIO**; São Paulo: FAPESP, 1999. Capt. 1; 19–38.

WELCOMME R.L. e HAGBORG, D. Towards a model of a floodplain fish population and its fishery. *Environmental Biology of Fish*, 1979. p 21: 724.

WELCOMME, R.L. River Fisheries. Food and Agriculture Organisation of the United Nations, FAO Fisheries Technical Paper Rome, Italy. 1985. No. 262.

SEGUNDA PARTE- ARTIGOS

ARTIGO 1

**IMPORTÂNCIA DE LAGOAS MARGINAIS E LATERAIS AO
RESERVATÓRIO PARA A DIVERSIDADE LOCAL**

Preparado de acordo com o periódico River Research and Applications

RESUMO

Nos rios, a construção de barragens e a formação de reservatórios constitui um importante impacto pois afetam o regime hidrológico natural, influenciando a integridade ecológica de sua planície de inundação. Reservatórios podem alagar permanentemente a planície de inundação em áreas a montante da barragem. Nesses casos, são criados ambientes alagados marginais ao reservatório, em especial na sua região superior, resultando em lagoas com diferentes graus de conexão. O papel destes novos ambientes para a conservação da fauna de peixes ainda é desconhecido. Assim, esse trabalho teve como objetivo entender o papel exercido por ambientes alagáveis formados a partir da criação do reservatório da UHE Funil para a manutenção da ictiofauna, comparando a composição de diferentes sistemas: reservatório, lagoas marginais naturais, e lagoas laterais ao reservatório (isoladas ou em permanente conexão). As coletas foram realizadas com redes de emalhar nos meses de agosto de 2013 e fevereiro de 2014 em quatro lagoas marginais naturais do rio das mortes, oito lagoas laterais ao reservatório do funil e com diferentes graus de conexão; três desconectadas e cinco em permanente conexão. Além disso, foram amostrados quatro pontos no reservatório, entre as lagoas. Para se avaliar a diferença na composição nos ambientes foi realizado escalonamento multidimensional não métrico (nMDS) e em seguida uma análise de similaridade (ANOSIM). A diversidade β de cada ambiente foi calculada. Foram coletados 770 indivíduos de 20 espécies. A análise de similaridade apontou diferenças entre as lagoas laterais e o reservatório, entre as lagoas marginais e o reservatório, mas não houve diferenças entre as lagoas marginais e as lagoas laterais ao reservatório. Embora tenha apresentado a menor diversidade alfa, as lagoas marginais foram as que apresentaram maior diversidade beta. Foram encontradas espécies de piracema como, *Leporinus obtusidens* e *L. friderici*, nas lagoas laterais. Esses resultados indicam que as lagoas formadas pelo enchimento do reservatório podem suportar uma ictiofauna diferente daquela presente no reservatório, com maior similaridade com lagoas marginais naturais, podendo estar exercendo um importante papel na conservação local de algumas espécies de peixes afetadas pelo barramento.

Palavras-chave: Reservatório. Ictiofauna. Manejo. Lagoas marginais.

ABSTRACT

In the rivers, the build of dams and formation of reservoir make a important impact when affect the natural flow influencing ecological integrity of floodplains. Reservoirs can extend permanently the floodplains upstream of dam. However, in some cases, are created flooded habitats adjacent to reservoir in special on backwater areas, resulting on lagoons with different degrees of connections. The role of these new environments for fish fauna conservation is unknown. Therefore, the aim of this work was to understood the role of flooded environments created for funil reservoir to fish fauna conservation comparing the composition of different systems: natural floodplains lagoons, reservoir and lagoons raised by the reservoir (connected and isolated). The field campaign was realized with gillnets at august 2013 and February 2014 on four floodplains lagoons in Mortes river, eight lagoons formed in backwaters on funil reservoir with different degrees of connection. Moreover, four points in the reservoir between the lagoons was sampled. To evaluate the difference we performed the nMDS after the similarity analyses. The β diversity was calculated. We sampled 770 fishes belong to 20 species. The similarity analyses shows significant differences between reservoir's lagoons and reservoir, floodplains lagoons and reservoir but no difference between the floodplains lagoons and backwater lagoons. Although it has the smallest a diversity values, the floodplains lagoons showed the biggest b diversity. We found on reservoir lagoons migratory fishes like *L. friderice* and *L. obtusidens*. These results suggest that habitats can support a different fish fauna than reservoir, with more similarity with natural environments, and may exert one important role in the conservation of fish species affected by the dam.

Keywords: Reservoir. Fish assemblages. Management. Backwater lagoons.

1 INTRODUÇÃO

Grande parte dos rios na região tropical apresentam planícies de inundação, que constituem áreas periodicamente inundáveis pelas cheias do rio (Agostinho e Zalewski, 1995; Lowe-Mc Connell, 1999). A interação do rio com sua planície de inundação é fundamental para a manutenção da integridade ecológica, geomorfológica e hidrológica do rio (Junk et al. 1989; Poff et al., 1997). O funcionamento desses sistemas é influenciado pelo acréscimo de nutrientes e material alóctone oriundos dos pulsos de inundação que são dependentes do regime hidrológico de cada rio. Os pulsos de inundação são importantes para a maioria dos peixes porque o extravazamento lateral da água aumenta a área de alimentação e fornece abrigo contra predadores. Adicionalmente, a desova de algumas espécies de peixe é diretamente relacionada com a frequência e intensidade dos pulsos de inundação (Welcomme e Hagborg, 1977; Moses, 1987).

As lagoas marginais nas planícies de inundação dos rios são locais ideais para o desenvolvimento de peixes juvenis (Welcomme, 1979,1985; Lowe-Mc Connell, 1987; Barley e Li, 1996). Características desses ambientes como velocidade reduzida e densa cobertura de macrófitas favorecem o desenvolvimento de larvas. Portanto, essas lagoas podem ser consideradas áreas preferenciais para o desenvolvimento inicial dos peixes porque oferecem abrigo e alimento em abundância aumentando a probabilidade da sobrevivência das larvas de peixe (Nakatani et al., 1997; Baumgartner, 2004; Gogola et al., 2010), sendo prioritários para o manejo e conservação da ictiofauna.

Nos rios, a construção de barragens e a formação de reservatórios constitui um dos impactos mais significativos sobre a ictiofauna (Agostinho et al., 1992). Quando construídos, os barramentos alteram o regime natural de vazões, modificando os sistemas aquáticos de maneira drástica e permanente

(Tundisi, 1999). Barramentos causam ainda efeitos diretos na conectividade dos sistemas e, conseqüentemente, na biodiversidade, principalmente nos habitats isolados (Petry et al., 2003; Gubiani et al., 2007).

A regularização das vazões em função da operação das barragens constitui um grande impacto para a reprodução dos peixes (Agostinho et al., 2001, 2003). Sem a ocorrência de cheias e a conseqüentemente inundação da planície, os ovos e larvas não alcançam as lagoas marginais, permanecendo no canal principal onde estariam mais suscetíveis a predação por peixes e outros organismos aquáticos (Sanchez et al., 2006). Esse processo reduz a diversidade e causa o desaparecimento das espécies migradoras, que tem o ciclo de vida intimamente ligado à elevação do nível fluviométrico (Agostinho et al., 2003, 2004).

Lagoas marginais podem ainda ser perdidas pelo alagamento permanente da planície de inundação na área do reservatório. No entanto, em alguns casos, também são criados ambientes alagados laterais ao reservatório, com a formação de lagoas com diferentes graus de conexão. O papel destes novos ambientes para a conservação da fauna de peixes ainda é desconhecido, bem como se estes desempenhariam funções semelhantes às lagoas marginais.

Esse trabalho teve como objetivo avaliar o papel exercido pelos novos ambientes alagáveis formados a partir da criação do reservatório da UHE Funil sobre a ictiofauna, comparando sua composição com a do reservatório e com lagoas marginais naturais. Assim, pretendeu-se responder às seguintes perguntas: (i) a diversidade beta destes ambientes é comparável à das lagoas marginais? (ii) ambientes alagáveis marginais ao reservatório são mais similares às lagoas marginais naturais ou ao próprio reservatório? (iii) Quais os principais fatores responsáveis pela estruturação das comunidades de peixes nesses ambientes?

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de Estudo

O rio Grande nasce na serra da Mantiqueira, na divisa dos estados de Minas Gerais e São Paulo, sendo que aproximadamente 60% da sua área está localizada em território mineiro. A bacia possui uma área de aproximadamente 143.000 km² sendo boa parte utilizada para produção de energia elétrica (CEMIG, 2000). Nessa bacia foram implantados doze barragens no caudal principal do rio. Apesar do elevado potencial hidroelétrico, alguns afluentes não barrados ainda podem ser encontrados, especial no alto curso da bacia, como o rio das Mortes e Aiuruoca (Suzuki et al., 2011).

A UHE Funil foi construída no alto rio Grande entre os reservatórios da UHE Itutinga e UHE Furnas. Apesar de estar localizada entre outros dois barramentos, o reservatório recebe as águas do rio das Mortes, o maior remanescente lótico da região. Apresenta uma potência instalada de 180 MW, capacidade de armazenar 258 milhões de m³ de água e uma área de 34.71 km² formando um reservatório de nível constante. O clima da bacia é classificado como semi-úmido, apresentando de quatro a cinco meses secos por ano, e a disponibilidade hídrica se situa entre 10 e 20 l/s/km²(IGAM 2009). Segundo Rizzini (1963), a fitofisionomia predominante na região é o cerrado (*lato-sensu*).

O trabalho foi realizado em duas regiões distintas: no rio das Mortes e no reservatório da UHE Funil. A primeira (23k 545730,90E/7667343.22S), entre os municípios de Bom Sucesso e Nazareno, representa o curso médio deste rio, onde são encontradas inúmeras lagoas marinais naturais. A segunda (23k 513092.74E/7661933.84S), entre os municípios de Ijaci e Bom Sucesso, representa a região superior do reservatório da UHE Funil, no braço do rio das

Mortes, onde a criação do reservatório resultou na formação de inúmeras lagoas laterais, com diferentes níveis de conexão (figura 1).

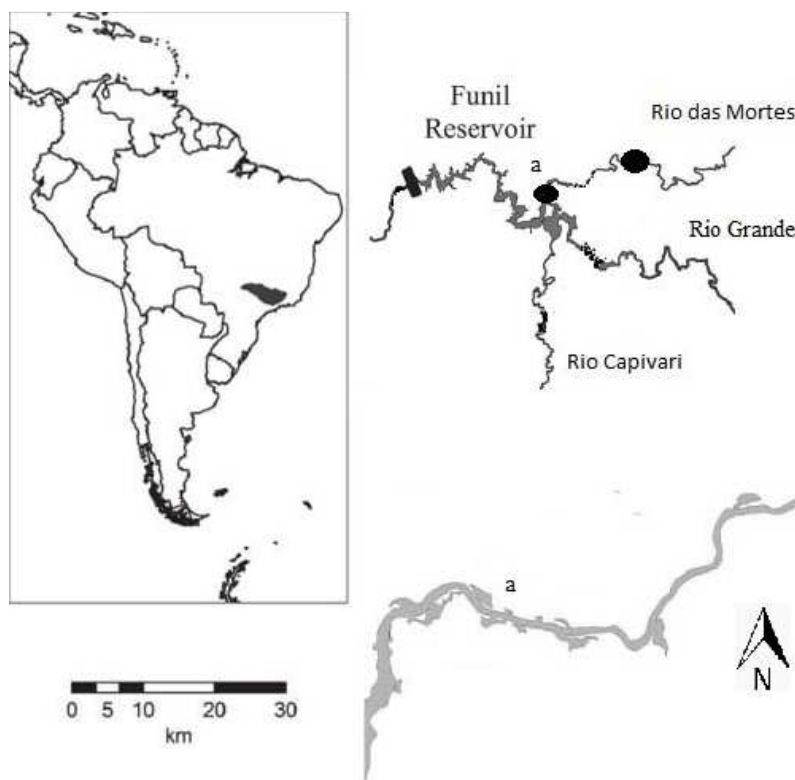


Figura 1 Área de estudo, indicando as duas regiões avaliadas na bacia do rio das Mortes, com ênfase nas lagoas formadas a partir da criação do reservatório da UHE Funil (a).

2.2 Coleta de dados

As amostragens foram realizadas em agosto de 2013 no auge da estação seca e logo após o período chuvoso em fevereiro de 2014 (figura 2). Foram amostradas quatro lagoas marginais naturais do rio das Mortes e oito lagoas criadas com a formação do reservatório da UHE Funil. Das lagoas do

reservatório, três estiveram isoladas durante todo o período de estudos e cinco apresentaram conexão permanente. Foram ainda amostrados quatro pontos nas margens do reservatório, em região adjacente às lagoas. Dados de vazão e pluviosidade durante o período de estudos foram cedidos pelo consorcio da UHE Funil.

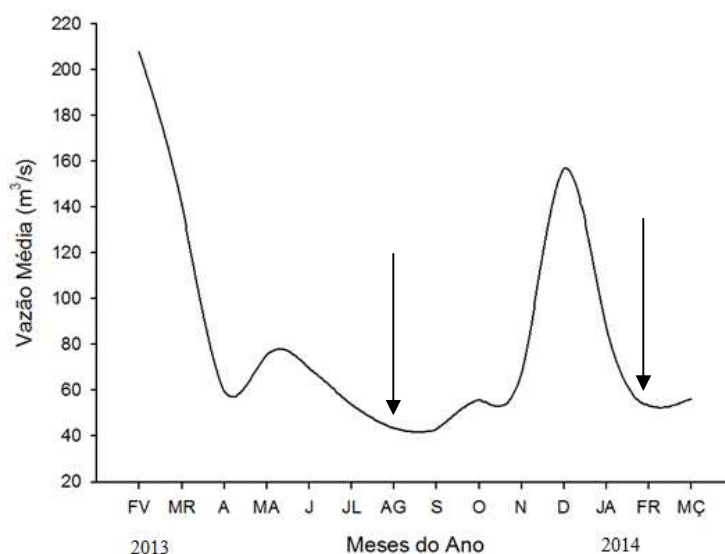


Figura 2 Vazão média mensal do reservatório do funil, em destaque os meses em que as coletas foram realizadas.

Peixes foram capturados em cada um dos ambientes amostrados com redes de emalhar (malhas 2,3,4,5,6,7 e 8 cm entre nós opostos) posicionadas perpendicularmente as margens com aproximadamente 12 horas de exposição. Após capturados os indivíduos foram eutanasiados no óleo de cravo da Índia, fixados em solução de formol a 10% e posteriormente conservados em solução de álcool 70%. Os peixes foram identificados segundo Graça e Pavanelli (2007) e material testemunho foi tombado na Coleção Ictiológica da Universidade Federal de Lavras.

Os parâmetros físico-químicos (temperatura, oxigênio dissolvido, condutividade) da água foram medidos com uma sonda multi-parâmetros (YSI 556 MPS, Multi Probe System) e a transparência da água avaliada através do disco de Secchi (Nakatani et al. 2001). Cada lagoa foi caracterizada ainda com relação à vegetação no entorno, abrigo para peixes, presença ou ausência de macrófitas e influência humana. Foram realizados transectos de 15 metros nas margens e posteriormente aplicado o protocolo para lagos da Agência de proteção ambiental norte americana (USEPA, 2012).

2.3 Análise dos dados

Para o cálculo da diversidade beta foi utilizada a fórmula $\beta = \gamma - \alpha$ (Wagner et al., 2000). A estruturação das comunidades de peixes dos três ambientes estudados foi avaliada através do escalonamento multidimensional não métrico (nMDS), com os dados padronizados pela abundância total e utilizando-se o índice de Bray-Curtis. Diferenças na composição entre os tipos de ambiente e entre as estações foram testadas através de ANOSIM (análise de similaridade). Uma análise de SIMPER foi utilizada para se avaliar quais espécies mais contribuíram para a dissimilaridade entre os ambientes.

Para avaliar quais os principais fatores responsáveis pela estruturação das comunidades nas diferentes lagoas (naturais e de reservatório), foi realizada a análise de distância baseada em modelos lineares (Dist-Lm). O Dist-Lm relaciona e gera modelos entre um conjunto de dados multivariados, como os descritos em uma matriz de similaridade, e uma ou mais variáveis preditoras. Temperatura, oxigênio dissolvido, transparência, abrigo total de peixes, cobertura vegetal total, influencia humana, cobertura de macrófitas e tipo de lagoa (marginal ou de reservatório) foram utilizadas como as variáveis preditoras. O método de seleção utilizado foi o “Best” que calcula todas as

combinações possíveis para as variáveis. O critério de seleção utilizado foi o coeficiente de regressão ajustado (R^2). Foram considerados significativos os resultados com nível de significância com $p < 0,05$. Os testes utilizados nesse trabalho foram realizados no programa estatístico Primer 6 e Permanova (ANDERSON; GORLEY; CLARKE, 2008).

3 RESULTADOS

Foram coletados 770 indivíduos, distribuídos em quatro ordens, onze famílias e 22 espécies (tabela 1). *Astyanax altiparanae* foi a espécie mais abundante em todos os ambientes. *Prochilodus lineatus* foi encontrada apenas nas lagoas marginais (figura 3). As espécies *Leporinus obtusidens*, *L. friderici*, *Eigemannia virescens* e *Apareiodon affinis* foram encontradas somente nas lagoas do reservatório (figura 4) e *Parodon nasus* somente no reservatório (figura 5).

Tabela 1 Espécies capturadas por região amostrada. (LM): lagoas marginais do rio das Mortes, (LR): lagoas laterais ao reservatório e (RS): reservatório.

Táxon	Ambiente		
	LM	LR	RS
CHARACIFORMES			
Anostomidae			
<i>Leporinus friderici</i> (Bloch, 1794)	0	7	0
<i>Leporinus obtusidens</i> (Valenciennes, 1837)	0	1	0
<i>Leporinus octofasciatus</i> Steindachner, 1915	0	0	1
<i>Schizodon nasutus</i> Kner, 1858	0	28	22
Characidae			
<i>Astyanax altiparanae</i> Garutti e Britski, 2000	44	207	17
<i>Astyanax fasciatus</i> (Cuvier, 1819)	30	44	15
<i>Oligosarcus paranensis</i> Menezes e Géry, 1983	0	109	7
<i>Galeocharax knerii</i> (Steindachner, 1879)	0	20	9
Curimatidae			
<i>Cyphocharax gilbert</i> (Quoy e Gaimard, 1824)	30	4	0
<i>Steindachnerina insculpta</i> (Fernández-Yépez, 1948)	5	4	4
Erythrinidae			
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	29	14	8
Paradontidae			
<i>Apareiodon affinis</i> (Steindachner, 1879)	0	1	0
<i>Parodon nasus</i> Kner, 1859	0	0	1
Prochilodontidae			
<i>Prochilodus lineatus</i> (Valenciennes, 1837)	1	0	0

“Tabela 1, conclusão”

Táxon	Ambiente		
	LM	LR	RS
SILURIFORMES			
Loricariidae			
<i>Hypostomus cf. commersoni</i> Valenciennes, 1836	0	3	1
<i>Hypostomus myersi</i> (Gosline, 1947)	0	3	0
<i>Hypostomus</i> sp	0	12	2
Pimelodidae			
<i>Iheringichthys labrosus</i> (Lutken, 1874)	0	2	6
<i>Pimelodus maculatus</i> Lacepède, 1803	6	33	1
GYMNOTIFORMES			
Gymnotidae			
<i>Gymnotus carapo</i> Linnaeus, 1758	1	1	0
Sternopygidae			
<i>Eigenmannia virescens</i> (Valenciennes, 1836)	0	1	0
PERCIFORMES			
Cichlidae			
<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy e Gaimard, 1824)	7	14	2

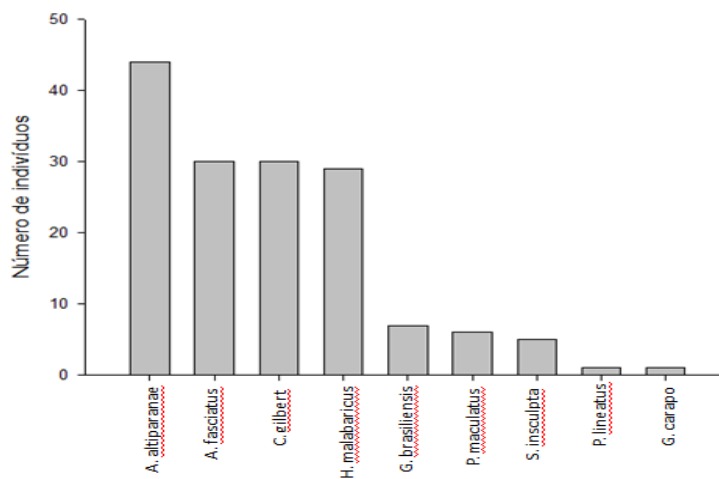


Figura 3 Número de indivíduos por espécie coletado nas lagoas marginais naturais.

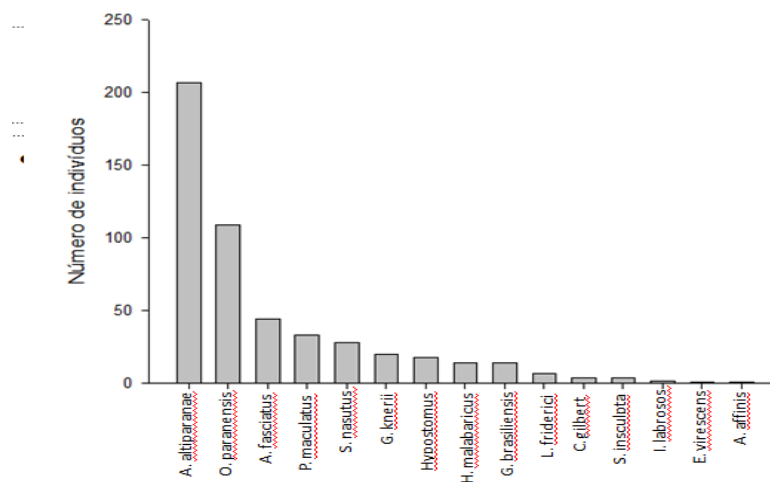


Figura 4 Número de indivíduos por espécie nas lagoas conectadas ao reservatório.

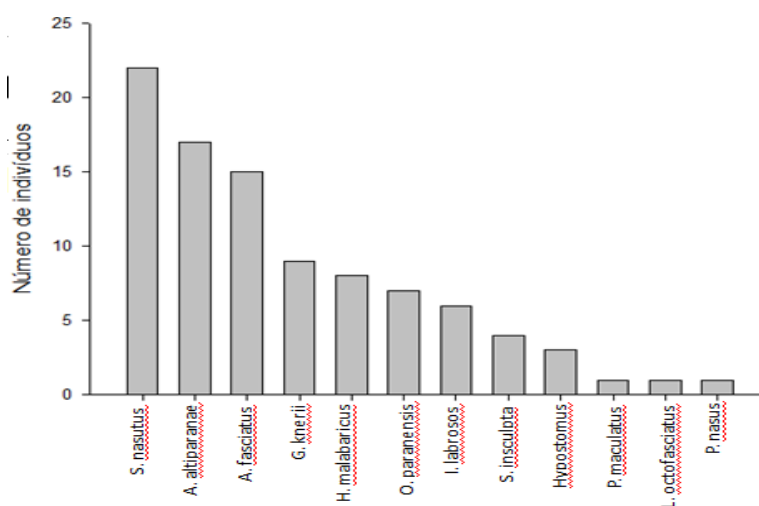


Figura 5 Número de indivíduos por espécie no reservatório.

Embora tenha apresentado a menor diversidade alfa (5.75), as lagoas marginais foram as que apresentaram maior diversidade beta (11.25). A riqueza local foi similar entre o reservatório (9.7) e suas lagoas laterais, conectadas (10) e isoladas (8.5). Quando comparadas ao reservatório, as lagoas conectadas apresentaram maiores diversidades beta (9 e 4.3) e gama (19 e 14) (figura 7).

O escalonamento multidimensional não métrico (nMDS) indicou maior separação entre os pontos de coleta no reservatório e as lagoas marginais naturais (figura 6). Quando testadas através de ANOSIM (two-way nested) houve diferenças significativas apenas entre os ambientes ($p= 0.005$) e não entre estações ($p= 0.543$). Quando comparados aos pares (ANOSIM one-way) maiores diferenças foram encontradas entre as lagoas marginais (LM) e o reservatório (RS) ($R= 0.531;p= 0.004$) e entre lagoas conectadas (LR) e o reservatório (RS) ($R= 0.489;p= 0.003$). As lagoas conectadas (LR) não apresentaram diferenças significativas quando comparadas com as lagoas sem conexão (LRb) e nem com as lagoas marginais (LM).

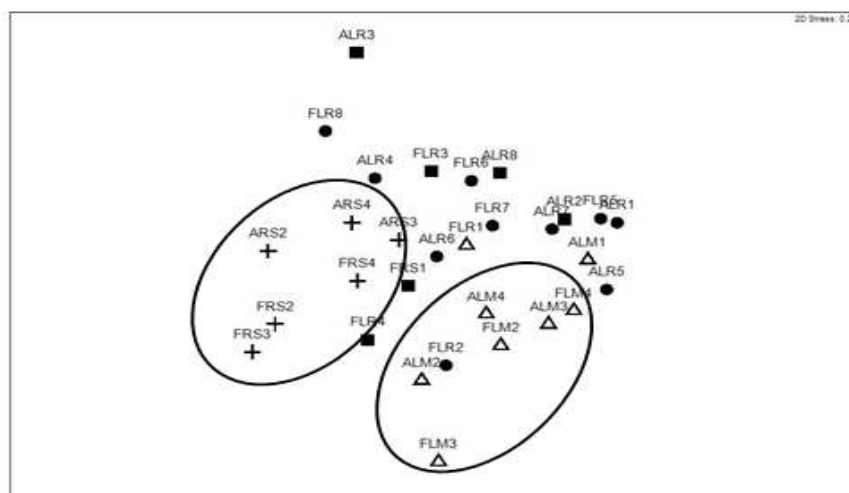


Figura 6 Escalonamento multi-dimensional não-métrico (nMDS) dos ambientes por mês de coleta: (A) agosto e (F) fevereiro. (LM): lagoa marginal natural, (LR) lagoa do reservatório.

As espécies que mais contribuíram para as diferenças (72%) entre o reservatório (RS) e as lagoas laterais (LR) foram *Astyanax altiparanae* e *Schizodon nasutus* (Tabela 2). As lagoas marginais (LM) e o reservatório (RS)

apresentaram uma diferença similar (71.92%), com as mesmas espécies contribuindo para dissimilaridade.

Tabela 2 Valores do SIMPER para as espécies coletadas no reservatório (RS) e suas lagoas laterais (LR).

Espécies	Grupo LR	Grupo RS	Contribuição	Acumulativo
	Abundância	Abundância		
<i>A. altiparanae</i>	43.95	14.40	22.45	22.45
<i>S. nasutus</i>	3.66	26.48	15.85	38.29
<i>O. paranensis</i>	18.78	4.77	12.48	50.77
<i>A. fasciatus</i>	12.46	9.58	10.59	61.36
<i>G. knerii</i>	1.46	15.04	10.09	71.45
<i>I. labrosos</i>	0	9.96	6.85	78.30
<i>P. maculatus</i>	8.74	1.19	6.12	84.42
<i>H. malabaricus</i>	2.55	6.62	4.14	88.56
<i>G. brasiliensis</i>	3.63	4.29	3.85	92.41

Os parâmetros avaliados pela distância baseada em modelos lineares (Dist-Lm) foram capazes de explicar 25% da estruturação das comunidades estudadas. Individualmente, o tipo de lagoa (marginal ou lateral ao reservatório), abrigo para peixes, cobertura de macrófitas e influência humana foram as variáveis que mais contribuíram para esta explicação (tabela 3).

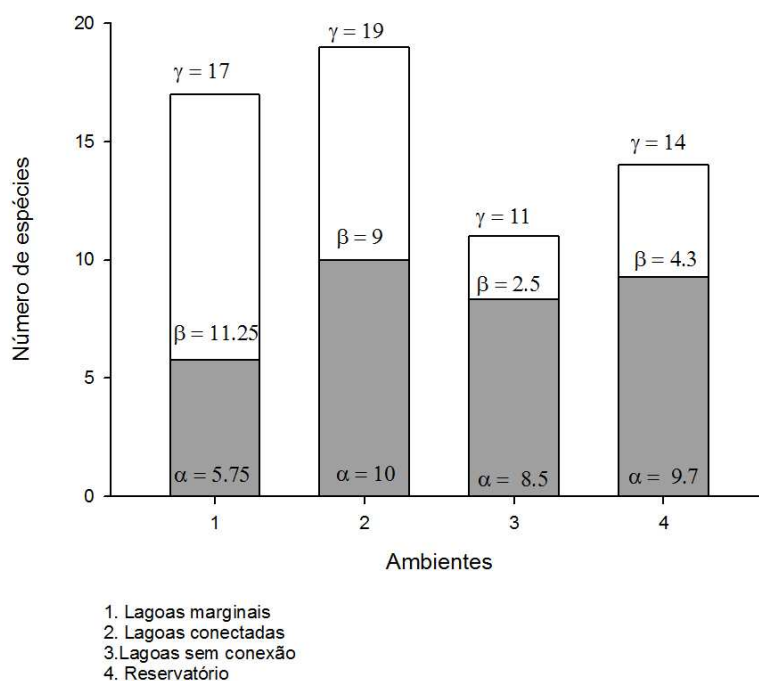


Figura 7 Número de espécies por ambiente, com os valores indicados de diversidade α , β e γ .

Tabela 3 Valores de significância (p) e proporção de explicação individual (R^2 ajustado) das variáveis inseridas no modelo de Distlm.

Variável	p	R^2 .
1 Tipo de ambiente	0.007	0.1382
2 Temperatura	0.253	0.00567
3 Oxigênio dissolvido	0.356	0.00512
4 Transparência	0.759	0.00279
5 Abrigo para peixes	0.006	0.1376
6 Cobertura vegetal	0.040	0.00914
7 Influência humana	0.048	0.00895
8 Cobertura de macrófitas	0.029	0.1002
Modelo total Variáveis: 1-3;5-8	R^2: 0.48856	R^2 ajustado: 0.24989

4 DISCUSSÃO

No presente trabalho, as lagoas laterais conectadas ao reservatório do Funil apresentaram uma comunidade diferente do reservatório, e mais próxima daquela encontrada nas lagoas marginais da região, agregando valor de conservação às áreas alagadas laterais formadas com a criação do reservatório.

Nas lagoas marginais do rio das Mortes foi encontrada apenas uma espécie de peixe migrador, *P. lineatus*. Devido à baixa incidência de chuvas na região a última conexão do rio com essas lagoas ocorreu em 2011 o que impede a colonização das lagoas por essas espécies. Nas lagoas laterais conectadas ao reservatório foram encontradas espécies migradoras como *Leporinus friderice* e *L. obtusidens*. Esses resultados reforçam a ideia de que esses ambientes apresentam condições para sustentar uma ictiofauna diferente daquela presente no reservatório. Miranda et. al., (2014) mostrou em seu trabalho no noroeste do Mississippi, que esses ambientes são diferentes daqueles do reservatório e suportam uma ictiofauna distinta e de grande importância para a estruturação da comunidade local.

O termo diversidade beta foi criado por Whittaker, (1960) e foi definido como: uma extensão da mudança na comunidade entre pontos. Ela é a medida que compara a diversidade em diferentes escalas (local e regional), e corresponde a uma medida da similaridade entre pontos (Koleff et al., 2003). A comparação das diversidades mostrou que as lagoas laterais apresentaram diversidade beta semelhante às lagoas marginais naturais, e bem superiores aos pontos do reservatório. Esses resultados corroboram com os de Ferrareze et al., (2011), que encontraram também uma maior diversidade nas lagoas do que no reservatório de Rosana, na bacia do rio Paranapanema.

O resultado do escalonamento multidimensional não-métrico (nMDS) foi confirmado na análise de similaridade (ANOSIM). A composição da

comunidade nas lagoas marginais é diferente do reservatório, assim como a composição das lagoas laterais permanentemente conectadas. A falta de resultado significativo na análise de similaridade entre as lagoas conectadas e as isoladas; lagoas conectadas e lagoas marginais se deve provavelmente a falta de chuva durante a época em que foi realizado o trabalho.

O resultado do SIMPER mostrou uma dominância de espécies de maior porte no reservatório e de menor nas lagoas laterais e marginais. Esse resultado corrobora também com os de Ferrareze et al. (2011), que comprovou a importância ecológica dessas lagoas para o recrutamento de juvenis e espécies de pequeno porte de peixe.

Dentre as variáveis ambientais utilizadas, o tipo de lagoa (marginal ou lateral ao reservatório) foi a que melhor explicou a estruturação das comunidades, sendo que a presença ou não de conexão com o rio, no caso das lagoas de reservatório, pouco alterou a comunidade de peixes. Cobertura de macrófitas e número de abrigos para peixes também foram importantes para a estruturação da comunidade, atuando provavelmente como promotores de heterogeneidade, ou de disponibilidade de microhabitats (Gois et al., 2012). A avaliação destas variáveis através de protocolos específicos é ainda insipiente no Brasil, tendo sua aplicação restrita por enquanto à avaliações da comunidade bentônica (Molozzi et. al., 2012), e se mostrou útil para o entendimento dos fatores estruturantes da comunidade.

A construção de barragens e enchimento do reservatório formam dois tipos de barreiras diferentes para ictiofauna: uma barreira física representada pela barragem, que impede a movimentação ascendente dos peixes até os sítios de reprodução; e uma barreira ecológica, formada pelo reservatório, e que impede principalmente movimentos descendentes (Pelicice et. al., 2014). Para o primeiro tipo de obstáculo, foram criados alguns métodos de transposição como escadas para peixe e elevadores. Para a barreira ecológica/comportamental

imposta pelo reservatório, em especial quando este apresenta grande área, ainda não existem soluções disponíveis que permitam a manutenção da deriva de ovos e larvas ou os deslocamentos de adultos para áreas a jusante (Pelicice et. al., 2014). Estas limitações, aliada à eventual ausência de habitats críticos (sítios de desova e planícies de inundação) a montante e/ou a jusante dos barramentos, tem levado ao fracasso da maioria dos mecanismos de transposição da América do Sul como estratégia de conservação da ictiofauna migradora (Agostinho et al. 2002; Pelicice and Agostinho 2008; Pompeu et. al. 2012). Outras estratégias, como o peixamento, também não produzem o efeito esperado, (Vieira et. al., 2002) sendo que os gestores gastam grande quantidade de recursos para um pequeno ou quase nenhum benefício para o estoque pesqueiro (Miranda, 1998).

A partir dos dados deste trabalho, foi possível comprovar a hipótese de que as lagoas laterais ao reservatório apresentam condições de suportar uma ictiofauna diferente do reservatório e mais próxima das lagoas marginais naturais. Desta forma, é possível sugerir a manipulação do nível de reservatórios, ou a consideração deste aspecto quando do planejamento da altura da barragem, para a criação de ambientes alagáveis laterais como estratégia de manejo alternativa àquelas que vem sendo propostas. Estas lagoas contribuiriam para o enriquecimento ambiental do sistema, e manutenção de maior biodiversidade local. Nos casos em que locais de desova de espécies migradoras existam a montante do reservatório, esta estratégia poderia eventualmente proporcionar a possibilidade de recrutamento dessas espécies, caso desempenhem o papel de berçários.

REFERÊNCIAS

AGOSTINHO, A. A., H. F. JULIO Jr. e J. R. BORGHETTI. *Considerações sobre os impactos dos represamentos na ictiofauna e medidas para sua atenuação. Um estudo de caso: reservatório de Itaipu.* Revista Unimar, 1992. 14: 89-107.

AGOSTINHO, A. A. e M. ZALEWSKI. The dependence of fish community structure and dynamics on floodplain and riparian ecotone zone in Parana River, Brazil. *Hydrobiologia*, 1995. V. 303: 141-148.

AGOSTINHO, A. A., L. C. GOMES e M. ZALEWSKI. The importance of floodplains for the dynamics of fish communities of the upper river Paraná. *Ecology and Hydrobiology*, 2001. V.1(1-2): 209-217.

AGOSTINHO, A.A., GOMES, L.C., FERNANDEZ, D.R. and SUZUKI, H.I. Efficiency of fish ladders to Neotropical ichthyofauna. *River Research and Applications*, 2002. V.18, 299–306.

AGOSTINHO, A. A., L. C. GOMES, H. I. SUZUKI e H. F. JÚLIO Jr. Migratory fish from the upper Paraná River basin, Brazil. Pp.19-99. In: CAROLSFELD, J., B. HARVEY, C. ROSS, A. BAER e C. ROSS (Eds.). *Migratory fishes of South America: Biology, Social importance and conservation status.* Victoria, World Fisheries Trust, the World Bank and the International Development Research Center 2003. 215p.

AGOSTINHO, A. A., L. C. GOMES, S. VERÍSSIMO e E. K. OKADA. Flood regime, dam regulation and fish in the Upper Paraná River: effects on assemblage attributes, reproduction and recruitment. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 2004. V. 14: 11-19.

ANDERSON, M. J.; GORLEY, R. N.; CLARKE, K. R. PERMANOVA+ for PRIMER: guide to software and statistical methods. Luton: PRIMER-E, 2008 214 p.

BAYLEY, P. B. e H. W. LI. Riverine fishes. Pp. 92-122. In: CALOW, P. e G. PETTS (Eds.). River biota: diversity and dynamics. London, Blackwell Science, 1996. 257p.

BICUDO, DC., FERRAGUT, C., CROSSETTI, LO. and BICUDO, C., Efeitos do represamento sobre a estrutura da comunidade fitoplanctônica do Reservatório de Rosana, baixo rio Paranapanema, Estado de São Paulo. In Nogueira, MG., Henry, R. and Jorcin, A. (Eds.). Ecologia de reservatórios: impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata. 2. ed. São Carlos, 2006.: RiMa Editora. p. 349-377.

CEMIG, Rios de Minas/ Bacia do rio Grande. 2010. Disponível em: <www.portalpeixe vivo.com.br/rios.asp>. Acesso em 10.11. 2013.

FERRAREZE, M.; NOGUEIRA, MG. Phytoplankton assemblages in lateral lagoons of a large tropical reservoir. Braz. J. Biol., São Carlos, v. 73, n. 1, 2013.

GOGOLA, T. M., DAGA, V.S., SILVA, P. R. L., SANCHES, P. V., GUBIANI, É.A., BAUMGARTNER, G. e DELARIVA, R.L. Spatial and temporal distribution patterns of ichthyoplankton in a region affected by water regulation by dams. Neotropical Ichthyology, 2010. V. 8: 341–349.

GRAÇA, W.J. e PAVANELLI, C.S. Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes. EDUEM, Maringá. 2007. 241p.

GOIS, K. S., ANTONIO, R. R., GOMES, L. C., PELICICE, F. M., e AGOSTINHO, A. A. The role of submerged trees in structuring fish assemblages in reservoirs: two case studies in South America. Hydrobiologia, 2012. 685(1), 109-119.

GUBIANI, E. A., L. C. GOMES, A. A. AGOSTINHO e E. K. OKADA. Persistence of fish populations in the upper Paraná River: effects of water regulation by dams. Ecology of Freshwater Fish, 2007. V.16(2): 191-197.

HENRY, R., The connectivity of the Paranapanema River with two lateral lakes in its mouth zone into the Jurumirim Reservoir. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 2005. vol. 17, no. 1, p. 57-69.

KENNEDY RH., TUNDISI, JG., STRASKRABA, V., LIND, OT. and HEJZLAR, J., Reservoirs and the limnologist's growing role in sustainable water resource management. *Hydrobiologia*, 2003. vol. 504, p. 11-12.

IGAM (Instituto Mineiro de Gestão das Águas). 2009. Disponível em <<http://www.igam.mg.gov.br/component/content/article/150>>. Acesso em: 3 de março de 2015.

JUNK, W. I.; BAILEY, P.B. e SPARKS, R. E. The flood pulse concept in river-floodplain systems. Pp 110-127. In: Dodge, D.P. (ed) *Large River Symposium Canadian Species Fish Aquatic Sciences*, 1989 106.

Koleff, P., Gaston, K.J. e Lennon, J.K. (2003) Measuring beta diversity for presence-absence data. *Journal of Animal Ecology*, 72, 367-382

LACHAVANNE, JB. and JUGE, R., *Biodiversity in Land/ Inland Water Ecotones (Man and the Biosphere Series)*. Informa HealthCare. 1997. 326 p.

LOWE-MCCONNELL R.H. *Ecological studies in tropical fish communities. Tropical Biology Series*. Cambridge, Cambridge University Press. 1987.

LOWE-MCCONNELL, R. H. *Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais*. EDUSP, São Paulo. 1999. 535p.

MIRANDA, L. E., Extending the scale of reservoir management. In *American Fisheries Society Symposium*, 2008. Vol. 62, pp. 75-102.

MIRANDA, L. E., WIGEN, S. L., e DAGEL, J. D. Reservoir floodplains support distinct fish assemblages. *River Research and Applications*, 2014. V.30(3), 338-346.

MOSES B.S. The influence of flood regime on fish catch and fish communities of the Cross River floodplain ecosystem, Nigeria. *Environmental Biology of Fishes*, 1987. V. 18(1): 51-65.

MOLOZZI, J.; FEIO, M.J.; SALAS, F.; MARQUES, J.C.; CALLISTO, M. Development and test of a statistical model for the ecological assessment of tropical reservoirs based on benthic macroinvertebrates. *Ecological Indicators*, 2012. V. 23, 155-165.

NAKATANI, K., G. BAUMGARTNER e M. CAVICCHIOLI. Ecologia de ovos e larvas de peixes. Pp. 281-306. In: VAZZOLER, A. E. A. de M., A. A. AGOSTINHO e N. S. HAHN (Eds.). *A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos*. Maringá, 1997. Eduem, 460p.

NAKATANI, K., AGOSTINHO, A. A., BAUMGARTNER, G., BIALETZKI, A., SANCHES, P. V., MAKRAKIS, M. C. e PAVANELLI, C. S. *Ovos e Larvas de peixes de água doce: desenvolvimento e manual de identificação*, Maringá, 2001. EDUEM.

POMPEU, P.S. Rios de preservação permanente: uma alternativa para a conservação da ictiofauna? *Ação Ambiental (UFV)* 2012. V. 13, 12–14.

PELICICE, F.M., POMPEU, P.S. e AGOSTINHO, A.A. (in press) Large reservoirs as ecological barriers to downstream movements of Neotropical migratory fish. *Fish and Fisheries*. 2014.

PELICICE, F.M. and AGOSTINHO, A.A. Fish passage facilities as ecological traps in large Neotropical rivers. *Conservation Biology*, 2008 v. 22, 180–188.

PETRY, A. C., A. A. AGOSTINHO e L. C. GOMES. Fish assemblages of tropical floodplain lagoons: exploring the role of connectivity in a dry year. *Neotropical Ichthyology*, 2003. V.1(2): 111-119.

POFF, N. L., ALLAN, J. D., BAIN, M. B., KARR, J. R., PRESTEGAARD, K. L., RICHTER, B. D. e STROMBERG, J. C., The natural flow regime. *BioScience*, 1997. V. 47(11), 769-784.

RIZZINI, C. T. Preliminares acerca das informações vegetais e do reflorestamento no Brasil Central, Rio de Janeiro, SIA, 1963.

SANCHES, P. V., K. NAKATANI, A. BIALETZKI, G. BAUMGARTNER, L. C. GOMES e E. ANTONIASSI. Flow regulation by dams affecting ichthyoplankton: the case of the Porto Primavera Dam, Paraná River, Brazil. *River Research and Applications*, 2006. V. 22: 555-565.

SUZUKI, F. M., PIRES, L. V., e POMPEU, P. S., Passage of fish larvae and eggs through the Funil, Itutinga and Camargos Reservoirs on the upper Rio Grande (Minas Gerais, Brazil). *Neotropical Ichthyology*, 2011. V. 9(3), 617-622.

TUNDISI JG. Reservatórios como sistemas complexos: teoria, aplicações e perspectivas para usos múltiplos. In *Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais*, Henry R (ed.). Botucatu: FUNDIBIO; São Paulo: FAPESP, 1999. Capt. 1; 19–38.

USEPA, 2011. 2012 National Lakes Assessment. Field Operations Manual. EPA 841-B-11-003. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.

VIEIRA, F. e POMPEU, P.S. Peixamentos: uma alternativa eficiente? *Ciência Hoje*, São Paulo, 2001. v. 30, n. 175, p. 28-33.

WAGNER, H. H., O. WILDI, and K. C. EWALD. Additive partitioning of plant species diversity in an agricultural mosaic landscape. *Landscape Ecology* 2000. V. 15:219–227.

WELCOMME R.L. e HAGBORG, D. Towards a model of a floodplain fish population and its fishery. *Environmental Biology Of Fish*, 1977. 21: 724

WELCOMME, R.L. River Fisheries. Food and Agriculture Organisation of the United Nations, FAO Fisheries Technical Paper Rome, Italy. 1985. No. 262,

WELCOMME, R. L. Fisheries ecology of floodplain rivers. Longman, New York, NY, USA. 1979.

WHITTAKER, R.H. (1960) Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. *Ecological Monographs*, 30, 280– 338.

ARTIGO 2

**VARIAÇÃO SAZONAL NA ICTIOFAUNA DE UM RESERVATÓRIO
BRASILEIRO E SEU SISTEMA DE LAGOAS ADJACENTES**

Preparado de acordo com o periódico Brazilian Journal of Biology

RESUMO

Reservatórios são considerados sistemas híbridos e que apresentam um gradiente ambiental com regiões de propriedades limnológicas distintas. As variações sazonais nas características ambientais nos reservatório são provocadas principalmente pela chuva que está diretamente relacionada com o aumento no nível da água e da vazão durante a estação chuvosa. A variação sazonal ao longo do gradiente no reservatório influencia as condições ambientais determinando padrões nas assembleias de peixes. Esse trabalho teve como objetivo avaliar o efeito da sazonalidade sobre a biomassa, abundância e riqueza de espécies no reservatório da UHE Funil e nas suas lagoas laterais. Foram coletados 2023 indivíduos pertencentes a 16 famílias e 27 espécies, sendo 19 em lagoas permanentemente conectadas, 19 nas lagoas sem conexão e 21 no reservatório. A espécie mais abundante nas lagoas conectadas foi *Astyanax altiparanae*, nas lagoas sem conexão *Oligossarcos paranenses* e no reservatório *Schizodon nasutus*. A sazonalidade teve maior influência sobre riqueza e abundância nos ambientes. Nenhuma das características ambientais avaliadas foi capaz de explicar as variações na riqueza e número de indivíduos coletados nas lagoas. Porém, seu grau de conexão foi significativamente associado à biomassa capturada. A sazonalidade contribuiu para o aumento da dissimilaridade entre as lagoas conectadas e isoladas, lagoas isoladas e o reservatório mas não para as lagoas conectadas e o reservatório. Os resultados desse trabalho demonstraram o efeito da chuva na diferenciação da comunidade nos ambientes estudados.

Palavras-chave: Sazonalidade. Reservatório. Manejo. Ictiofauna.

ABSTRACT

Reservoirs are hybrid systems and show an environmental gradient with different limnological characteristics. Seasonal variations in environmental characteristics at the reservoir are mainly caused by rainfall that is directly related to the increase in water level and flow during the rainy season. The seasonal variation along the gradient in the reservoir influences the environmental conditions which determine patterns of fish assemblages. This study aimed to evaluate the effect of seasonality on biomass, the total number of individuals and fish species richness in the backwater of Funil Power Plant reservoir and adjacent lagoons. We collected 2023 individuals belonging to 16 families and 27 species, being 19 in permanently connected lakes, 19 in unrelated lakes and 21 in the reservoir. The most abundant species in the connected lakes was *Astyanax altiparanae*, in lagoons without connection *Oligossarcos paranensis*, and *Schizodon nasutus* in the reservoir. Seasonality altered richness and the number of individuals collected in the environments. None of the environmental characteristics was able to explain the variations in richness and abundance collected in lagoons. However, their degree of connection was significantly associated with the biomass caught. Seasonality contributed to the decrease in similarity between connected and isolated lagoons, isolated and the reservoir but not for the connected lagoons and the reservoir. The diversity analysis showed that the reservoir has a slightly higher gamma diversity, while isolated lagoons presented higher beta diversity. Historically, ichthyologists have considered rivers and reservoirs as distinct ecosystems, rarely considering the connectivity between environments and their role within the watershed. The results of this study suggest as a management measure the manipulation of the reservoir level in order to create these types of environments, which would represent an environmental enrichment for the ecosystem and help in maintaining the local fish fauna.

Keywords: Seasonality. Reservoir. Management. Fish assemblages.

1 INTRODUÇÃO

Reservatórios são considerados sistemas híbridos e que apresentam um gradiente ambiental com regiões de propriedades limnológicas distintas onde em alguns locais se assemelham a rios e outros a lagos. (Thornton, 1990).

Reservatórios construídos em rios com planície de inundação a montante da barragem são ecossistemas bem particulares pois apresentam um extensa região alagada (Miranda, 2008) e lagoas com diferentes graus de conexão que apresentam um aumento sazonal do nível da água, simulando as características das planícies naturais (Miranda et. al., 2015).

As variações sazonais nas características ambientais nos reservatório são provocadas principalmente pela chuva (Soares et. al., 2008), que está diretamente relacionada com o aumento no nível da água e da vazão durante a estação chuvosa (Santos et. al., 2010). A variação sazonal ao longo do gradiente no reservatório influencia as condições ambientais determinando padrões nas assembleias de peixe (Agostinho et. al., 2004).

Esse trabalho teve como objetivo avaliar variações sazonais na estrutura das comunidades de peixes nos ambientes alagáveis isolados e conectados formados a partir da criação do reservatório da UHE Funil, comparando-os com o reservatório. Dessa maneira pretendeu-se responder as seguintes perguntas: (i) a sazonalidade altera a biomassa, riqueza e o número de indivíduos nos diferentes ambientes? (ii) Quais fatores influenciam a riqueza e a abundância nas lagoas adjacentes ao reservatório? (iii) Como varia sazonalmente a similaridade da fauna entre os sistemas estudados?

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

O rio Grande nasce na serra da Mantiqueira, na divisa dos estados de Minas Gerais e São Paulo, sendo que aproximadamente 60% da sua área está localizada no território mineiro. Sua bacia possui uma área de aproximadamente 143.000 km² sendo boa parte utilizada para produção de energia elétrica (CEMIG, 2000). Nessa bacia estão localizadas aproximadamente doze barragens, sendo quatro (Furnas, Funil, Itutinga e Camargos) na região do estudo. Apesar do elevado potencial hidroelétrico da bacia, ainda se encontram trechos lóticos não barrados como o rio das Mortes e Aiuruoca (Suzuki et al., 2011).

A UHE Funil foi construída no rio Grande, entre os municípios de Lavras e Perdões, na região sul do estado de Minas Gerais. Apresenta uma potência instalada de 180 MW, capacidade de armazenar 258 milhões de m³ de água e uma área de 34.71 km² formando um reservatório de nível constante. O clima da bacia é classificado como semi-úmido, apresentando de quatro a cinco meses secos por ano, e a disponibilidade hídrica se situa entre 10 e 20 l/s/km²(IGAM 2009). Segundo Rizzini (1963), a fitoifisionomia predominante na região é o cerrado (*lato-sensu*).

O trabalho foi realizado na região na região superior do reservatório da UHE Funil no braço do rio das Mortes (23k 513092.74E/7661933.84S), onde a criação do reservatório resultou na formação de inúmeras lagoas laterais, com diferentes níveis de conexão (figura 1).

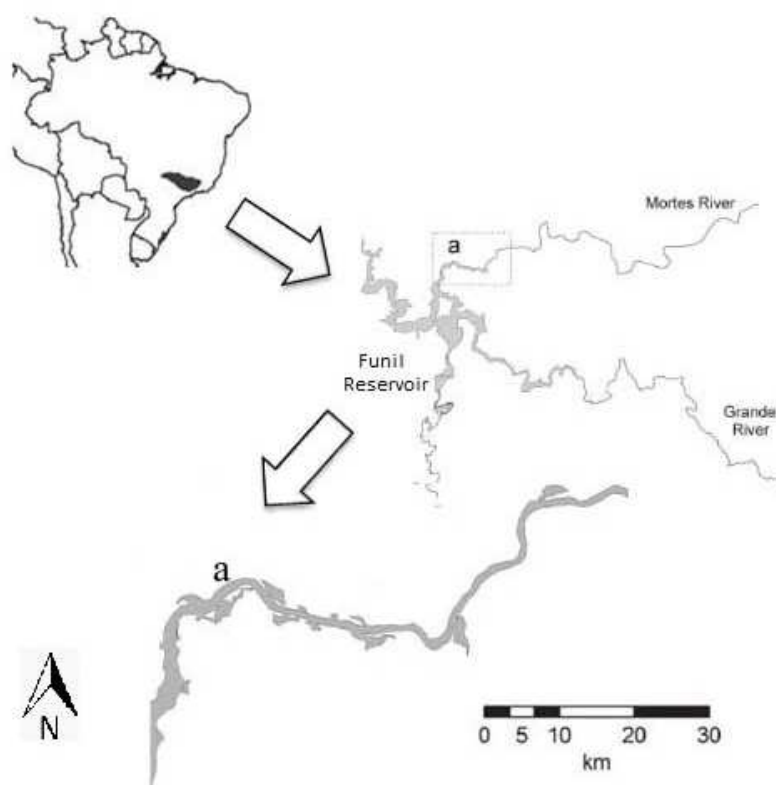


Figura 1 Área em estudo, em destaque para as lagoas laterais formadas após a criação da UHE Funil (a).

2.2 Coleta de dados

A amostragem foi realizada durante os meses de agosto, outubro, dezembro de 2013 e janeiro, fevereiro, março, abril e junho de 2014. Foram amostradas três lagoas isoladas (LI), cinco lagoas com conexão permanente com o reservatório (LC) e quatro pontos no reservatório, em região adjacente às lagoas (RE).

Peixes foram coletados com redes de emalhar (malhas 2,4, 4, 5, 6, 7 e 8 cm entre nós opostos) com aproximadamente 12 horas de exposição. Após

coletados os indivíduos eram eutanasiados com óleo de cravo da Índia, fixados em solução de formol (10%) e posteriormente preservados em solução de álcool (70%). Os peixes foram identificados de acordo com Graça e Pavanelli, (2007). Material testemunho foi tombado na Coleção Ictiológica da Universidade Federal de Lavras.

A captura por unidade de esforço (CPUE) foi calculada segundo a fórmula: $CPUE = N^{\circ} \text{ de indivíduos (ou biomassa)}/100 \text{ m}^2 \text{ rede}/12 \text{ h}$. A captura por unidade de esforço é um método de padronização das capturas amplamente utilizado em estudos, o qual fornece uma boa estimativa da abundância dos recursos pesqueiros (Agostinho; Gomes; Pelicice, 2007), sendo um bom índice nas análises de variações espaciais e temporais (King, 1995). As análises da CPUE foram realizadas para biomassa e número de indivíduos para cada lagoa nas diferentes campanhas.

Foram utilizadas também fotos de satélite obtidas pelo software RapidEye para o cálculo da área das lagoas; distância da lagoa alvo até a mais próxima; distância perpendicular entre a lagoa alvo e o reservatório; distância entre a lagoa alvo e o ponto de interseção entre o rio das Mortes e o reservatório do Funil. Para isso foram utilizadas imagens dos dias que as amostras foram coletadas. Essas análises foram realizadas no software ArcGis.

2.3 Análise dos dados

Para a construção da curva de acumulação de espécies de cada ambiente estudado, foi utilizado o parâmetro riqueza observada calculado a partir de 1000 randomizações sem reposição das amostras. Para verificar o efeito da sazonalidade sobre o número total de espécies (s), de indivíduos (n) e biomassa (b) foram construídos gráficos do tipo Box-plot.

Para as análises da estrutura da comunidade, os oito meses de coleta foram agrupados de dois em dois, contemplando dois períodos de seca e dois de chuva. Diferenças na composição entre os tipos de ambiente e entre as estações foram testadas através de ANOSIM (análise de similaridade) O parâmetro utilizado para a construção da matriz de similaridade foi a abundância e o índice de Bray-Curtis. Uma análise de SIMPER foi utilizada para avaliar quais espécies mais contribuíram para a diferenças na ictiofauna entre os ambientes e/ou estações. Foi realizada também a partição aditiva das diversidades para os grupos de ambientes estudados. O cálculo da diversidade beta foi realizado de acordo com a fórmula $\beta = \gamma - \alpha$ (Wagner et. al. 2000).

Para as lagoas, foi avaliado o efeito da área, da distância até o corpo d'água mais próximo e a distância perpendicular da lagoa ao reservatório sobre a riqueza, biomassa (CPUE b) e abundância (CPUE n) através de regressão múltipla. Foi realizado um teste de Shapiro Wilk para avaliar a normalidade dos dados antes de calcular a regressão. Para avaliar o efeito de colinearidade entre as variáveis foi realizado um teste de correlação.

Para as análises estatísticas desse trabalho foram utilizados os seguintes softwares: Estimate S (Colwell, 2012) para a construção da curva de rarefação, Permanova + Primer v6 (Anderson; Gorley; Clarke, 2008) para as análises de similaridade e o Statistica 7.0 (StatSoft, 2013) para o cálculo da regressão e teste de normalidade.

3 RESULTADOS

Foram coletados 2023 indivíduos pertencentes a 16 famílias e 27 espécies, sendo 19 nas lagoas conectadas, 19 nas lagoas sem conexão e 21 no reservatório. A espécie mais abundante nas lagoas conectadas foi *Astyanax altiparanae*, nas lagoas sem conexão *Oligosarcos paranenses* e no reservatório *Schizodon nasutus* (Tabela 1).

Tabela 1 Número de indivíduos coletados de cada espécie por região amostrada, (LC) lagoa conectada, (LI) lagoa isolada e (RE) reservatório.

Táxon	Ambiente		
	LC	LI	RE
CHARACIFORMES			
Anostomidae			
<i>Leporellus vittatus</i> (Valenciennes, 1850)	0	1	0
<i>Leporinus friderici</i> (Bloch, 1794)	11	1	12
<i>Leporinus obtusidens</i> (Valenciennes, 1837)	2	0	1
<i>Leporinus octofasciatus</i> Steindachner, 1915	0	0	1
<i>Leporinus striatus</i> Kner, 1858	0	0	2
<i>Schizodon nasutus</i> Kner, 1858	49	30	117
Characidae			
<i>Astyanax altiparanae</i> Garutti e Britski, 2000	244	85	66
<i>Astyanax fasciatus</i> (Cuvier, 1819)	81	48	35
<i>Oligosarcus paranensis</i> Menezes e Géry, 1983	73	90	25
<i>Galeocharax knerii</i> (Steindachner, 1879)	43	10	44
Curimatidae			
<i>Cyphocharax gilbert</i> (Quoy e Gaimard, 1824)	21	4	0
<i>Steindachnerina inculpta</i> (Fernández-Yépez, 1948)	33	57	38
Erythrinidae			
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	44	14	11
Paradontidae			
<i>Apareiodon affinis</i> (Steindachner, 1879)	105	7	21
<i>Parodon nasus</i> Kner, 1859	0	0	1
SILURIFORMES			
Callichthyidae			
<i>Callichthys callichthys</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	1
Loricariidae			
<i>Hypostomus cf. commersoni</i> (Valenciennes, 1836)	10	8	4
<i>Hypostomus myersi</i> (Gosline, 1947)	15	10	15
<i>Hypostomus</i> sp	6	10	9

“Tabela 1, conclusão”

Táxon	Ambiente		
	LC	LI	RE
Pimelodidae			
<i>Iheringichthys labrosus</i> (Lutken, 1874)	0	0	6
<i>Pimelodus maculatus</i> (Lacepède, 1803)	74	18	9
GYMNOTIFORMES			
Gymnotidae	11	1	3
<i>Gymnotus carapo</i> (Linnaeus, 1758)			
Sternopygidae			
<i>Eigenmannia virescens</i> (Valenciennes, 1836)	1	0	7
PERCIFORMES			
Cichlidae			
<i>Cichlassoma paranaense</i> (Kullander, 1983)	2	2	0
<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy e Gaimard, 1824)	15	16	15
<i>Tilapia rendalli</i> (Boulenger, 1897)	0	3	0

A curva de rarefação indica que o esforço de coleta empregado foi satisfatório para as lagoas isoladas e para o reservatório, no qual o aumento no esforço não acarretaria num aumento significativo no número de espécies. Por outro lado, para as lagoas conectadas não houve estabilização da curva demonstrando que ainda existem espécies que não foram coletadas nesses ambientes (figura 2).

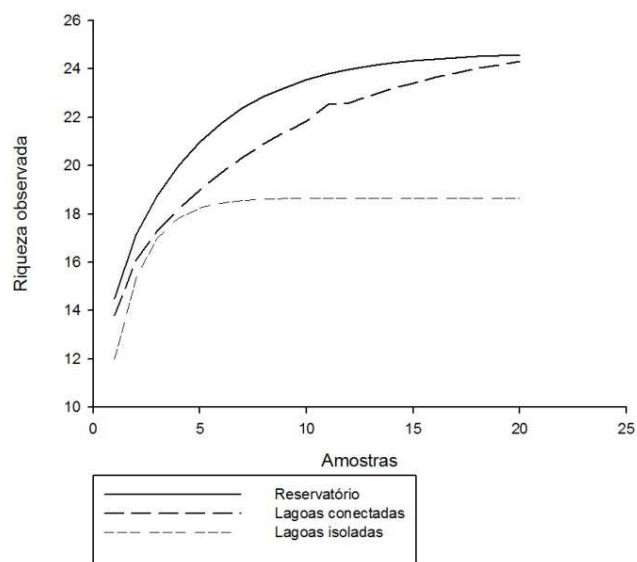


Figura 2 Curva de rarefação para os ambientes amostrados.

Em relação ao efeito da sazonalidade sobre a riqueza houve um aumento no número de espécies nos três sistemas ao final da estação chuvosa, correspondente aos meses de janeiro e fevereiro (figura 3). Para o número de indivíduos coletados, houve um aumento apenas nas lagoas conectadas, também no final da estação chuvosa e no reservatório apenas no mês de janeiro (figura 4). Já para a biomassa, houve um aumento nas lagoas conectadas também em janeiro e no reservatório em março (figura 5).

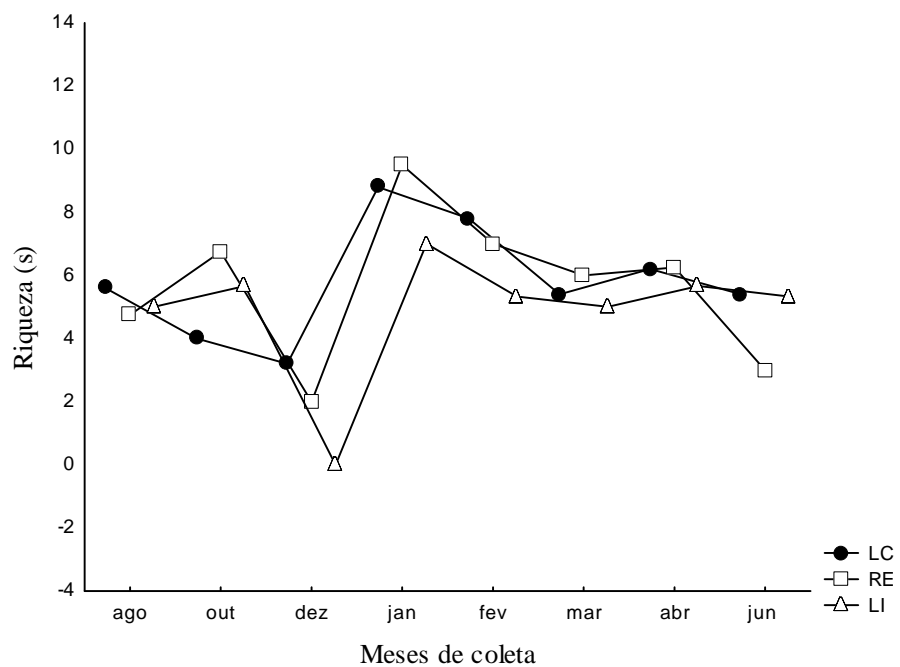


Figura 3 Riqueza de espécies por tipo de ambiente ao longo das coletas . LC: lagoa conectada, RE: reservatório e LI: lagoa isolada.

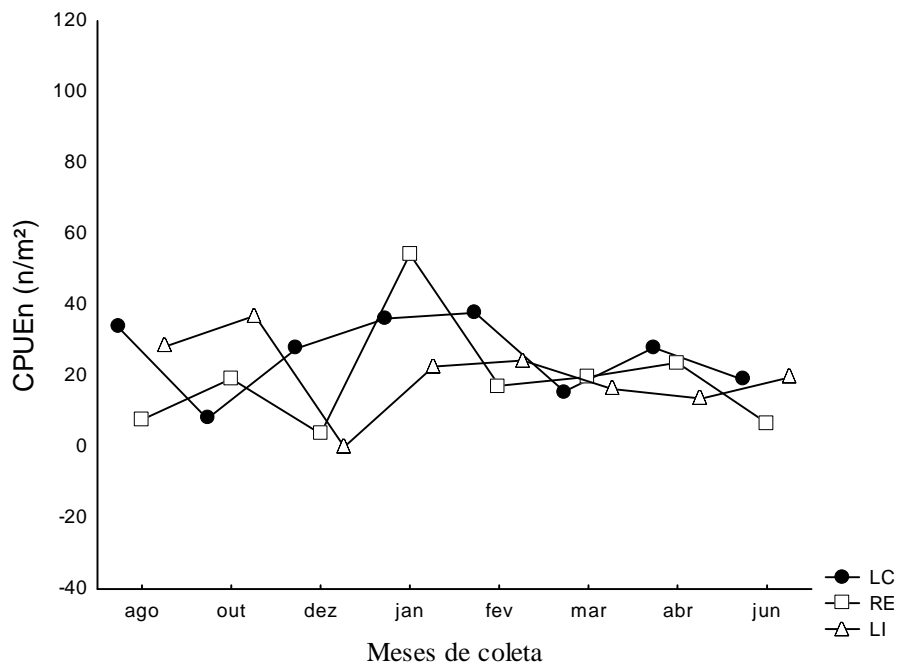


Figura 4 Numero de indivíduos por ambiente ao longo das coletas. LC: lagoas conectadas, RE: reservatório e LI: lagoas isoladas.

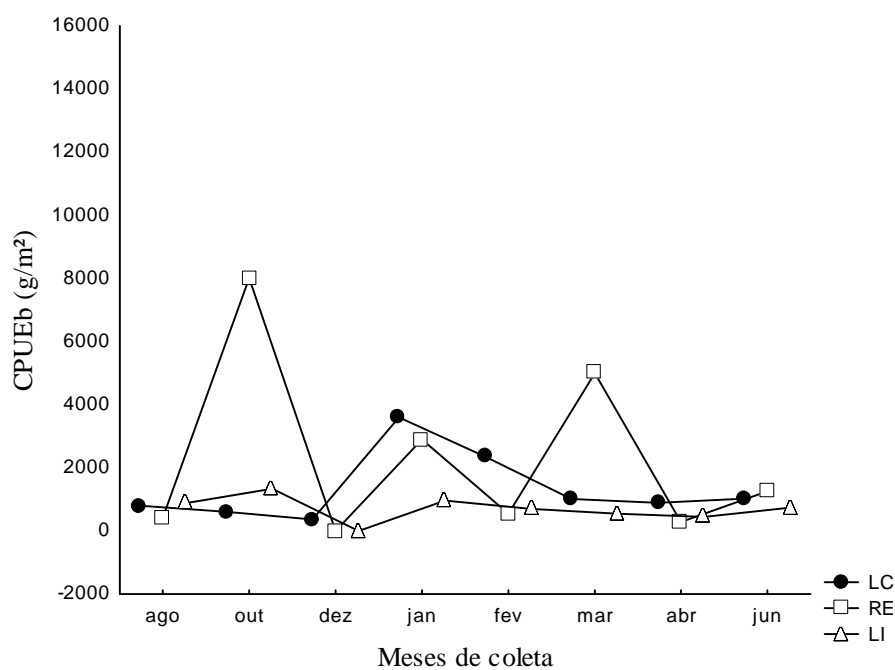


Figura 5 Biomassa por ambiente porão longo das coletas. LC: lagoa conectada, RE: reservatório e LI: lagoa isolada.

O período chuvoso aumentou a dissimilaridade entre as lagoas conectadas e isoladas. Porém, entre as lagoas conectadas e o reservatório houve diminuição da dissimilaridade durante o pico de chuva (dez/jan) (figura 6).

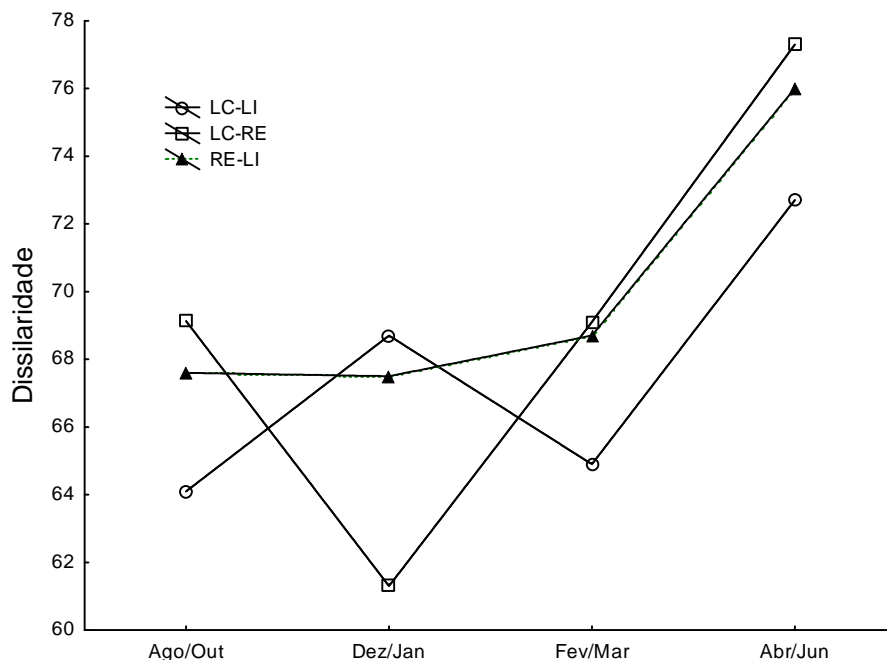
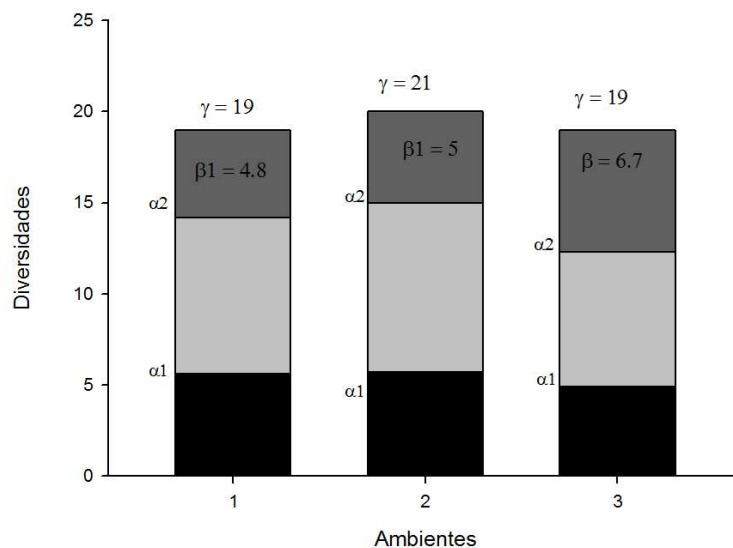


Figura 6 Dissimilaridade entre os ambientes durante os meses de coleta. LC: lagoas conectadas, LI: lagoas isoladas e RE reservatório.

A análise de SIMPER mostrou que em agosto/ outubro a dissimilaridade entre as lagoas conectadas e as isoladas foi de 64.1 % com *O. paranensis* e *Hypostomus* sp. sendo as espécies com maior contribuição para essa diferença (tabela 2). Para as lagoas conectadas e o reservatório a dissimilaridade foi de 69.13 % com as espécies *A. altiparanae*, *S. nasutus* e *S. insculpta* como as que mais contribuíram para essa diferença. A dissimilaridade entre as lagoas isoladas e o reservatório foi de 67.59% com as espécies *A. altiparanae*, *S. nasutus*, *O. paranensis* e *Hypostomus* sp. contribuindo para essa diferença. Para o período dezembro/janeiro a dissimilaridade entre as lagoas conectadas e as isoladas foi de 68.66 % com as espécies *A. afinis*, *O. paranensis*, *H. malabaricus*, *A. fasciatus* e *P. maculatus* contribuindo com a maior parte para essa diferença (tabela 2). Para as lagoas conectadas e o reservatório a

dissimilaridade foi de 61.25% com as espécies *A. afinis*, *A. altiparanae* e *S. nasutus* contribuindo com a maior parte da diferença. A dissimilaridade entre as lagoas isoladas e o reservatório foi de 67.51 % com as espécies *O. paranensis*, *S. nasutus*, *H. malabaricus* e *Astyanax fasciatus* contribuindo com a maior parte da diferença. Em fevereiro/março, a dissimilaridade entre as lagoas conectadas e desconectadas foi de 64.9 % com as espécies *O. paranensis*, *A. fasciatus* e *P. maculatus* contribuindo com a maior parte da diferença (tabela 2). Entre as lagoas conectadas e o reservatório foi de 69.1% sendo as espécies *S. nasutus*, *A. altiparanae*, *A. fasciatus* e *P. maculatus* e entre as lagoas desconectadas e o reservatório a dissimilaridade foi de 68.7% com *S. nasutus* e *O. paranensis* sendo as espécies com maior contribuição para essa diferença. Para abril/junho, a dissimilaridade entre as lagoas conectadas e desconectadas foi de 72.6% sendo *A. altiparanae*, *S. insculpta*, *A. fasciatus*, *O. paranensis* e *P. maculatus* as espécies que mais contribuíram para essa diferença (tabela 2). Entre as lagoas conectadas e o reservatório a dissimilaridade foi de 77.2% com as espécies *S. nasutus*, *A. altiparanae*, *Hypostomus* sp. e *P. maculatus* responsáveis por essa diferença. Entre as lagoas desconectadas e o reservatório a dissimilaridade foi de 75.9% sendo as espécies *S. nasutus*, *S. insculpta* e *O. paranensis* contribuindo com a maior parte da diferença.

O reservatório apresentou uma diversidade gama ligeiramente maior (21) do que as lagoas conectadas e sem conexão (ambos com 19 espécies). Quando comparada a diversidade beta dos sistemas, as lagoas sem conexão apresentaram os maiores valores (6.7), seguido do reservatório (5) e das lagoas conectadas (4.8) (figura 7).



1. Lagoas conectadas
 2. Reservatório
 3. Lagoas sem conexão
- α_1 . N° médio de espécies em uma campanha
 α_2 . N° médio de espécies em todas campanhas

Figura 7 Diversidades γ, β, α dos ambientes estudados.

Os parâmetros analisados não foram capazes de explicar a riqueza ($R^2 = 0.097$; $p = 0.54$), ou a captura em número ($R^2 = 0.07$; $p = 0.17$) das lagoas. Apenas a biomassa ($R^2 = 0.12$; $p = 0.01$) foi explicada significativamente pelo parâmetro conexão (lagoas conectadas ou isoladas).

Tabela 2 Valores de abundância das espécies do SIMPER para por período e ambiente estudado.

Espécie	Lagoas isoladas				Lagoas conectadas				Reservatório			
	Ago/Out	Dez/Jan	Fev/Mar	Abr/Jun	Ago/Out	Dez/Jan	Fev/Mar	Abr/Jun	Ago/Out	Dez/Jan	Fev/Mar	Abr/Jun
<i>Apareiodon affinis</i>	0	0	X	X	X	20.93	X	X	X	3.39	X	X
<i>Astyanax altiparanae</i>	33.83	15.61	28.26	11.81	34.26	12.43	28.91	39.04	18.28	18.57	10.75	9.95
<i>Astyanax fasciatus</i>	7.85	16.29	15.99	15.64	7.85	4.90	7.95	9.64	2.76	7.04	18.70	2.58
<i>Cyphocharax gilbert</i>	X	X	X	X	X	3.11	X	X	X	0	X	X
<i>Galeocharax knerii</i>	2.35	1.23	2.03	1.52	8.20	4.09	3.53	10.52	11.22	8.22	6.85	14.88
<i>Geophagus brasiliensis</i>	2.90	5.18	8.02	8.26	3.30	1.06	4.49	2.29	8.32	3.44	0.48	0.57
<i>Gymnotus carapo</i>	X	1.01	X	X	X	2.80	X	X	X	3.32	X	x
<i>Hoplias malabaricus</i>	1.19	16.54	3.48	4.43	8.16	5.87	6.98	5.73	4.27	3.20	5.84	0.78
<i>Hypostomus sp</i>	12.21	0	0	1.49	7.14	3.75	5.38	4.91	5.16	5.80	1.52	10.77
<i>I. labrosos</i>	X	X	X	X	0	X	X	X	8.44	X	X	X
<i>Oligossarcus paranensis</i>	20.84	22.56	29.37	18.96	12.52	5.93	11.51	7.46	8.14	3.40	5.26	8.02
<i>Pimelodus maculatus</i>	7.80	12.60	0	1.65	8.25	7.41	14.17	11.90	1.19	4.03	0	0.78
<i>Schizodon nasutus</i>	3.78	5.72	6.74	8.47	3.78	12.12	11.12	3.10	17.92	21.76	35.79	41.50
<i>S. insculpta</i>	8.13	0	4.28	26.62	1.10	10.88	0.29	1.54	8.92	10.22	6.14	6.36

4 DISCUSSÃO

No presente trabalho, a sazonalidade aumentou a riqueza e o número de indivíduos coletados nos ambientes. Nenhuma das características ambientais avaliadas foi capaz de explicar as variações na riqueza e número de indivíduos coletados nas lagoas. Porém, seu grau de conexão foi significativamente associado à biomassa capturada. As chuvas contribuíram para o aumento da dissimilaridade entre as lagoas conectadas e isoladas mas não para as lagoas conectadas e o reservatório. A análise da diversidade mostrou que o reservatório tem uma diversidade gama ligeiramente maior do que os demais, enquanto as lagoas isoladas apresentam maior diversidade beta.

Foram coletadas 27 das 39 espécies registradas para a região (CEMIG, 2000). A riqueza foi ligeiramente maior no reservatório (21), do que nas lagoas conectadas (19) pode ser justificada pela curva de rarefação. A curva referente às lagoas conectadas não estabilizou o que indica que provavelmente existam mais espécies no ambiente que não foram amostradas. Da Silva Gonçalves e colaboradores (2008) encontraram resultado semelhante, onde a riqueza da comunidade de peixes foi maior no reservatório da UHE Mogi Iguçu do que nas lagoas marginais do alto rio Paraná. Já Ferrareze e Nogueira (2011), encontraram uma riqueza maior nas lagoas marginais do que na calha central do rio Paranápanema.

A riqueza, abundância e biomassa responderam de forma diferente à sazonalidade. A riqueza aumentou em todos os ambientes no final da estação chuvosa, a abundância nas lagoas conectadas no mesmo período e a biomassa apenas nas lagoas no final de janeiro. Para os três parâmetros o mês de dezembro que coincidiu com o pico de chuva (artigo 1) foi o mês com valores bem abaixo quando comparados as meses seguintes.

A diversidade beta das lagoas desconectadas foi maior do que dos demais ambientes. Segundo Amoros (2002), a conectividade e movimento entre os corpos d'água devem funcionar como forças homogeneizadoras, dessa maneira diminuindo a diversidade beta desses ambientes. Ward et. al., (1999) encontrou um resultado semelhante ao desse trabalho ao estudar planícies de inundação e outros corpos d'água do Rio Danubio, na Áustria. Ele encontrou um aumento na diversidade beta à medida que diminuía a conexão entre os ambientes. Em ambientes conectados, o número de espécies é diferente em cada planície de inundação, mas a composição é geralmente similar. Ambientes desconectados tem o número de espécies de peixe similar ao da planície, mas a composição é bem diferente, dependendo da heterogeneidade de habitats de cada local (Amoros, 2002).

Historicamente, ictiólogos têm considerado rios e reservatórios como ecossistemas distintos, raramente considerando a conectividade entre os ambientes e seu papel dentro da bacia hidrográfica (Buckmeier et. al., 2014). Modelos conceituais de ecologia de ambientes aquáticos já demonstraram a importância da conectividade longitudinal ("River Continuum Concept", Vennote et. al., 1980) e lateral ("Flood Pulse", Junk et. al., 1989). De acordo com Miranda (2008) existem muitas ligações entre as populações de peixe do reservatório, dos tributários, da zona ripária e da bacia hidrográfica. Em bacias onde a vazão do rio é regulada, reservatórios e tributários funcionam juntos como um único ecossistema com os peixes utilizando habitats no rio e no reservatório (Hladík and Kubecka, 2003; Miranda 2008).

Esse trabalho mostrou a influência da chuva na estruturação da comunidade nos ambientes estudados bem como a importância dos ambientes laterais ao reservatório para a ictiofauna local. Os resultados deste trabalho sugerem como medida de manejo a manipulação do nível do reservatório para a

criação desses tipos de ambientes, o que representaria um enriquecimento ambiental para o ecossistema e ajudaria na manutenção da ictiofauna local.

REFERÊNCIAS

AGOSTINHO, A. A., L. C. GOMES, S. VERÍSSIMO e E. K. OKADA. Flood regime, dam regulation and fish in the Upper Paraná River: effects on assemblage attributes, reproduction and recruitment. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 2004. V.14: 11-19.

AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; PELICICE, F. M. *Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil*. Maringá: EDUEM, 2007. 501 p.

ALVES, C. B. M., VIEIRA, F., MAGALHÃES, A. L. B., e BRITO, M. F. Impacts of non-native fish species in Minas Gerais, Brazil: present situation and prospects. In *Ecological and genetic implications of aquaculture activities* Springer Netherlands, 2007. pp. 291-314.

AMOROS, C.; BORNETTE, G. Connectivity and biocomplexity in waterbodies of riverine floodplains. *Freshwater Biology*, 2002. v. 47, n. 4, p. 761-776,

Anderson, M., Gorley, R. N., & Clarke, R. K. *Permanova+ for Primer: Guide to Software and Statistical Methods*. 2008

BUCKMEIER D.L, SMITH N.G, FLEMING B.P, and K. A. BODINE Intra-annual variation in river-reservoir interface fish assemblages: Implications for fish conservation and management in regulated rivers. *River Restoration Applications* 2014

CEMIG,2010. Rios de Minas/ Bacia do rio Grande. Disponível em: <www.portalpeixevivo.com.br/rios.asp>. Acesso em 10.11. 2013.

COLWELL, R. K., A. Chao, N. J. Gotelli, S.-Y. Lin, C. X. Mao, R. L. Chazdon, and J. T. Longino. Models and estimators linking individual-based and sample-based rarefaction, extrapolation, and comparison of assemblages. 2012. *Journal of Plant Ecology* **5**: p.3-21.

DA SILVA GONÇALVES, Cristina; DE SOUZA BRAGA, Francisco Manoel. *Diversidade e ocorrência de peixes na área de influência da UHE Mogi Guaçu e*

lagoas marginais, bacia do alto rio Paraná, São Paulo, Brasil. *Biota Neotropica*, 2008.v. 8, n. 2, p. 103-114.

FERRAREZE, M.; NOGUEIRA, M. G. Importance of lateral lagoons for the ichthyofauna in a large tropical reservoir. *Brazilian Journal of Biology*, 2011. v. 71, n. 4, p. 807-820, .

Graça, W.J. e Pavanelli, C.S.. Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes. EDUEM, Maringá. 2007 241p.

HLADÍK, M., KUBECKA, J. Fish migration between a temperate reservoir and its main tributary. *Hydrobiologia* 2003. V. 504, 251-266

HOLMGREN, K.; APPELBERG, M. Size structure of benthic freshwater fish communities in relation to environmental gradients. *Journal of Fish Biology*, 2000.v. 57, n. 5, p. 1312-1330.

KING, M. Fisheries biology, assessment and management. Osney Mead: Fishing News Books, 1995. 341 p.

IGAM (Instituto Mineiro de Gestão das Águas). 2009. Disponível em <<http://www.igam.mg.gov.br/component/content/article/150>>. Acesso em: 3 de março de 2015.

JUNK, W. I.; Bailey, P.B. & Sparks, R. E. 1989 The flood pulse concept in river-floodplain systems. Pp 110-127. In: Dodge, D.P. (ed) Large River Symposium Canadian Species Fish Aquatic Sciences 106.

MIRANDA L. E., HABRAT MD, MIYAZONO S. Longitudinal gradients along a reservoir cascade. *Transactions of the American Fisheries Society* 2008. V. 137: 1851–1865.

MIRANDA, L. E. et al. Floodplains within reservoirs promote earlier spawning of white crappies *Pomoxis annularis*. *Environmental Biology of Fishes*, 2015.v. 98, n. 1, p. 469-476.

POFF, N. L. e J. D. ALLAN e M. B. BAIN e J. R. KARR e K. L. PRESTEGAARDe B. D. RICHTER e R. E. SPARKS e J. C. STROMBERG
The Natural Flow Regime: A Paradigm For River Conservation And Restoration. Bioscience 1997. V.47(11): 769-784.

RIZZINI, C. T. Preliminares acerca das formações vegetais e do reflorestamento no Brasil Central. Rio de Janeiro:SIA, 1963. p. 73.

SANTOS A.B.I, TERRA B.F, ARAÚJO F.G.. Influence of the river flow on the structure of fish assemblage along the longitudinal gradient from river to reservoir. Zoologia 2010. V. 27: 732–740.

SOARES M.C.S., MARINHO, M.M., HUSZAR, V.L.M., BRANCO, C.W.C. and AZEVEDO, S.M.F.O., The effects of water retention time and watershed features on the limnology of two tropical reservoirs in Brazil. Lakes and Reservoirs Research Management, 2008. vol. 13, p. 257-269.

SUZUKI, F. M., PIRES, L. V., e POMPEU, P. S., Passage of fish larvae and eggs through the Funil, Itutinga and Camargos Reservoirs on the upper Rio Grande (Minas Gerais, Brazil). Neotropical Ichthyology, 2011. V. 9(3), 617-622.

THORNTON, K. W. Perspectives On Reservoir Limnology.Pp K. W. Thornton e B. L. Kimmel e F. E. Payne Reservoir Limnology: Ecological Perspectives. John Wiley e Sons, Inc 1990.

VANNOTE R.L, MINSHALL J.V, CUMMINS K.W, SEDDELL J.R, CUSHING C.E. The river continuum concept. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 1980. V. 37: 130–137.

WAGNER, H. H., O. Wildi, and K. C. Ewald. 2000. Additive partitioning of plant species diversity in an agricultural mosaic landscape. Landscape Ecology 15:219–227.

WARD J.V., TOCKNER K. e SCHIEMER F. Biodiversity of floodplain river ecosystems: ecotones and connectivity. *Regulated Rivers: Research and Management*, (1999) v.15, 125–139.