

Gianfrancisco Schork

Estrutura da assembleia íctica nos dez anos após a formação dos reservatórios de Itá e Machadinho – Alto Rio Uruguai

Tese submetida ao Programa de Pós-Graduação em Aquicultura da Universidade Federal de Santa Catarina, como requisito parcial à obtenção do título de Doutor em Aquicultura

Orientador: Dr. Evoy Zaniboni Filho

Florianópolis
2016

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC.

Schork, Gianfrancisco

Estrutura da assembleia íctica nos dez anos após a
formação dos reservatórios de Itá e Machadinho - Alto Rio
Uruguai / Gianfrancisco Schork ; orientador, Evoy
Zaniboni Filho - Florianópolis, SC, 2016.

121 p.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Santa
Catarina, Centro de Ciências Agrárias. Programa de Pós
Graduação em Aquicultura.

Inclui referências

1. Aquicultura. 2. Reservatório. 3. Ictiofauna. 4. Alto
Rio Uruguai. 5. Variação temporal. I. Zaniboni Filho, Evoy
. II. Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de
Pós-Graduação em Aquicultura. III. Título.

Estrutura da assembleia íctica nos dez anos após a formação dos reservatórios de Itá e Machadinho - Alto Rio Uruguai

Por

GIANFRANCISCO SCHORK

Esta tese foi julgada adequada para a obtenção do título de

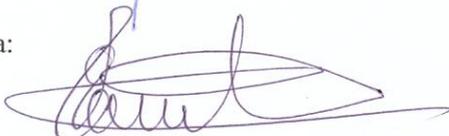
DOUTOR EM AQUICULTURA

e aprovada em sua forma final pelo Programa de Pós-Graduação em Aquicultura.

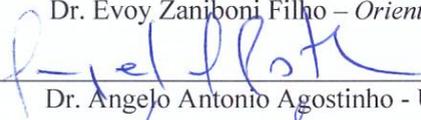


Prof. Alex Pires de Oliveira Nuñez, Dr.
Coordenador do Programa

Banca Examinadora:



Dr. Evoy Zaniboni Filho – *Orientador*



Dr. Angelo Antonio Agostinho - UEM



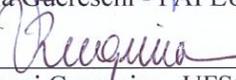
Dr. Antônio Carlos Beaumord - UNIVALI



Dr. Mauricio Mello Petrucio - UFSC



Dra. Renata Maria Guerreschi - FAPEU



Dr. Vinicius Ronzani Cerqueira - UFSC

*A minha esposa Letícia,
companheira de todos os momentos.*

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais, Marli e Francisco, pelo exemplo e apoio incondicional às minhas caminhadas.

Ao meu irmão Guilherme e sua família pelo amor e carinho sempre dedicados.

A todas pessoas envolvidas nas coletas de campo por todo esforço que empregaram em cada fase deste trabalho.

Ao professor e orientador, Evoy Zaniboni-Filho, que além da orientação, ofereceu apoio, confiança e amizade durante todos estes anos.

À Samara Hermes-Silva pelas conversas e sugestões sempre essenciais para a construção deste trabalho.

À Cristina Maraschin e Brian Pack pelo auxílio nos questionamentos da língua inglesa e, principalmente, pelo carinho oferecido.

Ao Hamilton Mottola pela amizade sempre presente.

A Ili e Ri por serem nossa família de coração.

Aos colegas do LAPAD pela convivência e companheirismo.

Ao Carlito Klunk pelo auxílio e compreensão nas questões administrativas.

A todos que de alguma forma colaboraram com este trabalho.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa de estudos concedida.

RESUMO

A construção de barragens está entre os principais impactos sofridos pelas bacias hidrográficas brasileiras. Alvo crescente da instalação de empreendimentos hidroelétricos, este trabalho foi desenvolvido na região do Alto Rio Uruguai, nos reservatórios das UHEs Itá e Machadinho. Primeiramente, o objetivo foi avaliar a composição e a estrutura da assembleia íctica e suas alterações ao longo dos dez anos seguintes após a formação dos reservatórios. Para isto, foram realizadas coletas com periodicidade sazonal, que iniciaram no ano de 2001 em Itá e 2002 em Machadinho. Nos dois reservatórios, de forma geral, a ictiofauna foi dominada por espécies oportunistas, de pequeno e médio porte, classificadas como sedentárias ou de curta migração. Apesar da presença de grandes migradores na área dos reservatórios, sua vulnerabilidade ficou evidenciada pelas baixas abundâncias numéricas. A curva ABC indicou uma comunidade moderadamente perturbada nos dois locais, na qual a representatividade de espécies de pequeno porte foi também importante para os valores de biomassa. De uma forma geral, em Itá, a assembleia de peixes não mostrou alterações profundas nos dez anos após a formação do lago. Neste reservatório, foram sobretudo representativas as espécies *Steindachnerina brevipinna*, *Astyanax fasciatus*, *Apareiodon affinis* e *Hypostomus isbrueckeri*. Peixes como *Schizodon nasutus*, *Acestrorhynchus pantaneiro* e *Loricariichthys anus* mostraram boa adaptação aos novos ambientes formados, apresentando representatividades superiores às que possuíam antes do barramento. Em Machadinho, *A. fasciatus* também foi representativo e, junto com *Parapimelodus valenciennis*, somou mais de 48% dos indivíduos capturados. Neste último, pôde-se caracterizar os impactos iniciais sofridos pela ictiofauna causados pelo barramento. Ao longo dos anos, a colonização do reservatório apresentou mudanças que responderam ao gradiente temporal. Fatores abióticos também influenciaram diretamente a estrutura da ictiofauna, exemplo que ficou evidente no ano de 2006. Os cinco anos finais de estudo, mostraram certa tendência de estabilização da assembleia. Em um segundo momento, o trabalho se propôs a avaliar a influência dos diferentes ambientes formados na área de influência do reservatório de Itá - lântico, lótico e de transição - para determinar a distribuição da ictiofauna. No mesmo período do estudo anterior, as coletas foram realizadas nos diferentes trechos do reservatório. Os resultados demonstraram que a heterogeneidade espacial desempenha importante papel para determinar a estrutura da assembleia íctica. O trecho lótico

foi o local com os maiores valores de CPUE, tanto numérica e como de biomassa. Também mostrou o maior número de espécies exclusivas e, ao longo do tempo, manteve maiores valores de riqueza. Além disso, espécies presentes antes do barramento e com dependência de certas condições originalmente encontradas no ambiente fluvial conseguiram manter sua representatividade neste ambiente. Nestes trechos, as capturas de peixes considerados grandes migradores foi coincidente com seus períodos reprodutivos. O trecho também foi caracterizado pela maior instabilidade, com capturas que não responderam de forma clara a padrões sazonais. O trecho de transição apresentou a segunda maior produtividade e compartilhou espécies com os dois trechos adjacentes, porém, teve maior similaridade com a zona lântica. Nas zonas lânticas e de transição, as espécies oportunistas se fizeram mais presentes. Para estes dois trechos, pôde-se associar as variações nas capturas a padrões sazonais.

Palavras-chave: Aquicultura, reservatório, ictiofauna, Alto Rio Uruguai, variação temporal.

ABSTRACT

The construction of the dams is one of the main impacts felt by the hydrographic basins in Brazil. One of the crescent target of hydroelectric investments is in the region of Upper Uruguay River where this project took place and was developed in the reservoirs of Itá and Machadinho. Initially, the aim of this study was to investigate the structure of the fish assemblage and their alterations over the ten years following the filling of the reservoirs. Samples were collected in seasonal periods, beginning in 2001 in Itá and 2002 in Machadinho. In both reservoirs, the ichthyofauna was dominated by opportunistic, small and medium-sized, classified as sedentary or short-distance migratory species. Despite the presence of large migratory species in the area of the reservoirs, their low abundance suggested that they are vulnerable to extirpation. In both places, the ABC curve indicated a lightly disturbed community in which the contribution of the small-sized species was also important to the biomass values. In Itá, generally, the fish assemblage didn't show intense changes over the ten years after the creation of the lake. In this reservoir, the most representative in terms of number were *Steindachnerina brevipinna*, *Astyanax fasciatus*, *Apareiodon affinis* and *Hypostomus isbrueckeri*. Fishes like *Schizodon nasutus*, *Acestrorhynchus pantaneiro* and *Loricariichthys anus* showed good adaptation in the freshly created environments presenting a higher participation of numeric abundance than they did before the dam. In Machadinho, *Astyanax fasciatus* was also important and with *Parapimelodus valenciennis* added up to more than 48% of the captured individuals. The initial impacts caused by the construction of the dam were notable in this local. Over the ten years of study, the ichthyofauna showed directional temporal change. Abiotic factors also directly influenced the ichthyofauna structure, as it was exemplified in 2006. The last five years of study inclined towards a relatively stable assemblage. Later on, this study intended to evaluate the influence of different environments - lentic, lotic and transitional - created in Itá reservoir on fish assemblage. During the same time of the previous study, samples were collected in the different stretches of the reservoir. The results demonstrated that the heterogeneity of the space plays an important role in the structure of the ichthyofauna. The lotic stretch was the place that presented the highest values of CPUE in number and biomass. It also kept the highest values of species richness over time and showed the greatest number of exclusive species. Besides that, some species that were already there before the dam and dependent upon

certain conditions originally found in the fluvial environment had more success keeping their contribution this environment. The captures of long-distance migratory fishes occurred in the lotic zone at the same time as the period of their reproduction. This stretch was also characterized by having high instability, with no clear patterns between the captures and seasonal periods. The transitional zone presented the second largest productivity and shared species with the other two adjacent stretches, but it showed greater similarity with the lentic one. In the lentic and transitional zones the opportunistic species were more present. We could associate variations in the captures with seasonal patterns to these two stretches

Key Words: Aquaculture, reservoir, ichthyofauna, Upper Uruguay River, temporal variation.

LISTA DE FIGURAS

Capítulo I

- Figura 1.** Localização da Usina Hidrelétrica de Itá no Rio Uruguai entre os estados de Santa Catarina e Rio Grande do Sul 31
- Figura 2:** Análise estatística (ANOVA com medidas repetidas) para (a) riqueza, (b) biomassa $\log(x+1)$, (c) nº de indivíduos – utilizado o teste não paramétrico Anova Friedman-, (d) diversidade H' , (e) dominância e (f) equitabilidade referentes a captura de peixes no reservatório de Itá entre o período de 2001 a 2010. Letras distintas nas colunas indicam diferença significativa ($p < 0,05$) 40
- Figura 3.** Representatividade da abundância expressa em porcentagem para o número de indivíduos das espécies capturadas no reservatório de Itá entre os anos de 2001 a 2010. Os números no eixo x indicam os números de identificação das espécies apresentadas na tabela 1 42
- Figura 4.** Análise de ordenação pelo método MDS baseado nos dados de abundância numérica de todas as espécies capturadas no reservatório de Itá entre 2001 e 2010. Grupos delineados no nível de 84% estão circundados no gráfico de ordenação MDS 43
- Figura 5.** Valores de R para as relações entre os anos obtidos através da análise de similaridade (ANOSIM) baseado nos dados de abundância numérica de todas as espécies capturadas no reservatório de Itá entre os anos de 2001 a 2010..... 44
- Figura 6.** Estatística W e curva de dominância das espécies “ABC plot” com base no número de indivíduos e na biomassa total de peixes capturados anualmente no reservatório de Itá entre o período de 2001 a 2010 45

Capítulo II

- Figura 1.** Localização da Usina Hidrelétrica de Machadinho no Rio Pelotas entre os estados de Santa Catarina e Rio Grande do Sul..... 65
- Figura 2.** Análise estatística (ANOVA com medidas repetidas), média e erro padrão da riqueza (a), nº de indivíduos (b), biomassa $(\log X+1)(\text{kg})$ (c), equitabilidade (d), dominância (e) e H' Shannon (f) a partir dos dados de captura de peixes no reservatório de Machadinho no período de 2002 a 2011 72
- Figura 3.** Análise estatística (ANOVA com medidas repetidas), média e erro padrão da temperatura da água (a), pH (b), precipitação (c), oxigênio dissolvido (d) e transparência da água (f) a partir dos dados obtidos no reservatório de Machadinho no período de 2002 a 2011 73

Figura 4. Diagrama de ordenação dos dois primeiros eixos da análise de componentes principais sobre as variáveis ambientais obtidas a cada coleta e apresentadas por ano no reservatório de Machadinho entre o período de 2002 a 2011. (▲2002, ▼2003, ▣2004, ◆2005, ●2006, Δ2007, ▽2008, □2009, ◇2010, ○2011.).....	74
Figura 5. Análise de ordenação pelo método MDS baseado nos dados de abundância numérica de todas as espécies capturadas. Grupos delineados no nível de 82% estão circundados no gráfico de ordenação MDS.....	74
Figura 6. Valores de R para as relações entre os grupos de anos formados através da análise de ordenação pelo método MDS baseado nos dados de abundância numérica de todas as espécies capturadas	75
Figura 7. Distinção Taxonômica Média calculada para os anos de 2002 a 2011 na UHE Machadinho. A média esperada é indicada pela linha pontilhada central e o limite do intervalo de confiança de 95% pelas linhas sólidas do entorno.....	77
Figura 8. Curva de dominância das espécies “ABC plot” e a estatística W calculadas com base no número de indivíduos e na biomassa total de peixes capturados anualmente no reservatório de Machadinho entre o período de 2002 a 2011	77

Capítulo III

Figura 1. Localização da Usina Hidrelétrica de Itá no Rio Uruguai entre os estados de Santa Catarina e Rio Grande do Sul.....	97
Figura 2. Número de espécies capturadas para cada ambiente (LEN: lêntico, TRA: transição, LOT: lótico), incluindo todos os petrechos, ao longo dos dez anos de estudo (2001 até 2010).....	101
Figura 3. Diagrama de ordenação dos dois primeiros eixos da análise de componentes principais sobre as variáveis ambientais obtidas a cada coleta e apresentadas por ano no reservatório de Itá entre o período de 2001 a 2010. (▲lêntico, □ transição, ◇ lótico).....	102
Figura 4. Análise de ordenação pelo método MDS baseado nos dados de CPUEn de todas as espécies capturadas. Grupos delineados no nível de 64% estão circundados no gráfico de ordenação MDS (▲ lêntico, □ transição, ◇ lótico)	103
Figura 5. Valores de R para as relações entre os ambientes baseado nos dados de CPUEn de todas as espécies capturadas (LEN: lêntico, TRA: transição, LOT: lótico).....	103
Figura 6. CPUEn ao longo das estações nos dez anos de estudo para os diferentes ambientes da UHE Ita	105

LISTA DE TABELAS

Capítulo I

Tabela 1. Número de identificação, abundância absoluta e relativa para número de indivíduos [n e n(%)] e biomassa [B e B(%)] de cada espécie, além da constância de Dajoz para as capturas realizadas no reservatório da UHE Itá no período compreendido entre 2001 e 2010 (Cons – constante, Aces – acessória, Acid – acidental)	34
Tabela 2: Número total de indivíduos das quatro espécies de grandes migradores capturados no reservatório de Ita entre o período de 2001 a 2010.....	41
Tabela 3. Análise de similaridade (SIMPER) para cada ano de estudo no reservatório de Itá. Resultados das espécies que somadas contribuíram, em cada análise, com mais de 80% da similaridade. Valores da análise de dissimilaridade entre os anos subsequentes apresentados para cada relação.....	45

Capítulo II

Tabela 1. Abundância absoluta e relativa para número de indivíduos [n e n(%)] e biomassa [B(kg) e B(%)] de cada espécie, além da constância de Dajoz, para as capturas realizadas no reservatório da UHE Machadinho no período compreendido entre 2002 e 2011 (Cons – constante, Aces – acessória, Acid – acidental)	68
Tabela 2. Análise de similaridade e dissimilaridade das percentagens (SIMPER) entre os grupos G1XG3 e G1XG4 com $R > 0,4$ e $p < 0,01$. Resultados das espécies que somadas contribuíram, em cada análise, com mais de 50% da dissimilaridade. Valores representados por + ou – indicam se as espécies aumentaram (+) ou diminuíram (-) entre os grupos	76
Tabela 3. Valores da estatística R e nível de significância para a comparação das espécies baseada no número de indivíduos usando a ANOSIM one-way para verificar diferença entre os anos subsequentes.....	76

Capítulo III

Tabela 1. Análise estatística (ANOVA com medidas repetidas) para o CPUE n° de indivíduos (CPUE _n) e CPUE biomassa (CPUE _b) (kg) em 100m ² de rede em 12h, diversidade, equitabilidade e dominância para cada um dos ambientes de estudo no reservatório de Itá no período de 2001 a 2010	100
--	-----

Tabela 2. Análise de similaridade e dissimilaridade das percentagens (SIMPER) entre os ambientes ($p < 0.01$). Resultados da similaridade (%) das espécies que somadas contribuíram, em cada análise, com mais de 50% da similaridade. Para resultados fora deste critério, marcou-se “nd”	104
Tabela 3. Análise estatística (ANOVA com medidas repetidas) para CPUE nº de indivíduos para 100m ² de rede em 12h de exposição entre as estações do ano para cada um dos ambientes de estudo no reservatório de Ita.....	105

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL	19
OBJETIVO GERAL	23
OBJETIVOS ESPECÍFICOS	23

CAPITULO I

Estrutura da assembleia íctica ao longo de dez anos após a formação do reservatório de Itá – Alto Rio Uruguai.

Resumo.....	27
Abstract	28
Introdução.....	29
Material e método.....	30
Área de estudo.....	31
Resultados	33
Discussão.....	46
Referências bibliográficas	50

CAPITULO II

Alterações na estrutura da ictiofauna ao longo de dez anos após a formação do reservatório de Machadinho - Alto Rio Uruguai.

Resumo.....	61
Abstract	62
Introdução.....	63
Material e método.....	64
Área de estudo.....	65
Resultados	67
Discussão.....	77
Referências bibliográficas	83

CAPITULO III

Influência do gradiente espacial sobre a estrutura da ictiofauna em um reservatório subtropical – UHE Itá.

Resumo.....	93
Abstract	94
Introdução.....	95
Material e método.....	96
Área de estudo.....	97
Resultados	99
Discussão.....	105
Referências bibliográficas	111

CONCLUSÕES GERAIS	117
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS DA INTRODUÇÃO GERAL.	119

INTRODUÇÃO GERAL

Entre os principais pontos a serem considerados no planejamento de um manejo sustentável de ambientes fluviais inclui-se os impactos causados pela construção de barragens para a geração de hidroeletricidade (NILSSON et al., 2005). Atualmente, aproximadamente 50.000 grandes reservatórios – definidos como aqueles com mais de 15 metros de altura - estão construídos em todo o mundo, alterando profundamente as condições naturais das bacias hidrográficas (BERGA et al., 2006). A construção de barragens causa a interrupção do fluxo do rio e, conseqüentemente, a perda de sua conectividade (VANNOTE et al., 1980). Esta barreira aos padrões naturais de transferência de matéria e energia causa mudanças no aporte de sedimentos e nutrientes, alterações na temperatura e composição química da água e o alagamento de grandes áreas marginais (JORGENSEN et al., 2013). Além disso, a fragmentação de corredores laterais e longitudinais dos rios transforma trechos lóticos em lênticos e prejudica uma grande gama de espécies que necessitam de diferentes habitats para completarem seu ciclo de vida (FULLERTON et al., 2010).

Para a ictiofauna, espécies tipicamente reofílicas, que têm seus locais de desova e criadouros naturais reduzidos ou mesmo eliminados, são sobretudo afetadas (AGOSTINHO, 1992). Normalmente, os habitats de reprodução estão localizados nas porções superiores de grandes rios e afluentes (VAZZOLER et al., 1997) e, por isso, a presença de barragens forma obstáculos às rotas migratórias de adultos rio acima e à deriva de ovos e larvas de peixes. Por outro lado, dentre as espécies existentes nos rios formadores, as que possuem características pré-ajustadas ao modo de vida lacustre tendem a colonizar mais eficientemente o reservatório e passam a dominar o ambiente (FERNANDO e HOLCIK, 1991). Assim, espécies oportunistas que conseguem se beneficiar das novas condições hidrodinâmicas impostas pelo barramento, combinam estratégias alimentares e reprodutivas eficientes e garantem a manutenção de suas populações (AGOSTINHO et al., 2007).

A bacia do Rio Uruguai está localizada no sul do Brasil, em clima subtropical (SDM, 1997), e possui uma área de aproximadamente 384.000 km², dos quais 176.000 km² estão no território brasileiro (ANEEL, 2008). Seu principal curso de água, o Rio Uruguai, é formado pela confluência dos rios Pelotas e Canoas e, em sua porção inicial, divide os estados de Santa Catarina e do Rio Grande do Sul.

A região hidrográfica do Uruguai pode ser dividida em 3 partes: alto, médio e baixo Uruguai. O trecho do Alto Rio Uruguai diferencia-se por sua topografia com grandes declividades e cursos de água em vales encaixados, estreitos e profundos que não permitem a formação de várzeas e lagoas marginais (NÉSPOLI e PIZZATO, 2007). Nesta região, a maioria dos tributários são pouco extensos e encachoeirados e o ciclo de vida das espécies migradoras de maior porte normalmente está limitado ao rio principal e à parte inferior dos tributários (ZANIBONI-FILHO e SCHULTZ, 2003). Atualmente, todos os seus principais rios estão barrados por empreendimento hidrelétricos de diferentes portes (SILVA, 2010). Destes, destaca-se cinco grandes usinas em operação na região, Foz do Chapecó (885 MW), Itá (1315 MW), Machadinho (1060 MW), Barra Grande (690 MW) e Campos Novos (880 MW), todas parte de um sistema em cascata.

A Usina Hidrelétrica de Itá está localizada entre os municípios de Itá (SC) e Aratiba (RS) e foi a primeira grande usina construída na porção superior do rio Uruguai (ZANIBONI-FILHO et al., 2008), iniciando sua operação em março de 2000. O reservatório formado pela usina possui uma área total de 141 km², perímetro aproximado de 800 km e profundidade média de 36 m, sendo 125 m a sua profundidade máxima. Tem como seus principais tributários os rios do Peixe e Ligeiro, este último localizado em um trecho livre de rio de 10 km entre o eixo da barragem de Machadinho e o início do lago de Itá. A importância desta região de confluência com os tributários como áreas de desova para peixes migradores já foi apontada por estudos pretéritos (REYNALTE-TATAJE, 2012; HERMES-SILVA et al., 2009) e é chave para garantir a manutenção de inúmeras espécies.

A montante da UHE Itá, está a Usina Hidrelétrica de Machadinho, localizada no Rio Pelotas, entre os municípios de Piratuba (SC) e Maximiliano de Almeida (RS). Iniciando sua operação em 2002, o reservatório formado pela usina possui área total de 79 km² e profundidade média de 30 m, sendo 100 m a sua profundidade máxima. Com perímetro aproximado de 500 km, alcança dez municípios e possui potência instalada total de 1.140 MW. Com trechos lóticos praticamente inexistentes, a fragmentação de seu canal principal torna-se ainda mais frágil e parece levar, inclusive, à ausência de larvas de espécies migradoras em sua área de influência (HERMES-SILVA et al., 2012).

Os impactos da instalação de barragens é assunto que tem recebido atenção crescente na região do Alto Rio Uruguai (BERTOLETTI e LUCENA, 1989; ZANIBONI-FILHO e SCHULTZ, 2003; ZANIBONI-FILHO et al., 2008; NUÑER e ZANIBONI-FILHO,

2012; SCHORK et al., 2013; REYNALTE TATAJE et al., 2012). Entretanto, alguns dos efeitos irreversíveis e contínuos que ocorrem a longo prazo sobre as comunidades de peixes só podem ser investigados a partir de monitoramentos constantes. Neste sentido, o presente trabalho objetivou avaliar a composição e estrutura das assembleias de peixes durante os dez anos posteriores à formação dos reservatórios de Itá e Machadinho. Em um segundo momento, propôs-se a investigar a influência da heterogeneidade espacial encontrada nos ambientes lânticos, lóticos e de transição da área de influência da UHE Itá sobre a distribuição da ictiofauna.

OBJETIVO GERAL

- Avaliar a composição e a estrutura da ictiofauna dos reservatórios das Usinas Hidrelétricas de Itá e Machadinho ao longo de dez anos após a formação destes ambientes.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- ✓ Avaliar a variação temporal da ictiofauna ao longo dos dez anos de estudo;
- ✓ Comparar a influência de cada um dos três ambientes formados pela implantação do reservatório de Itá - lântico, lótico e de transição – sobre a estrutura da ictiofauna;

CAPÍTULO I

Estrutura da assembleia íctica ao longo de dez anos após a formação do reservatório de Itá – Alto Rio Uruguai

Artigo em fase de avaliação no periódico *Brazilian Journal of Biology*
(BJB 17015)

[http://www.scielo.br/revistas/bjb/pinstruc.htm#Preparação de originais](http://www.scielo.br/revistas/bjb/pinstruc.htm#Preparação%20de%20originais)

Estrutura da assembleia íctica ao longo de dez anos após a formação do reservatório de Itá – Alto Rio Uruguai

Gianfrancisco Schork¹ e Evoy Zaniboni-Filho²

¹ Programa de Pós-Graduação em Aquicultura – Centro de Ciências Agrárias – CCA, Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC. Bolsista Doutorado DS-CAPES. Laboratório de Biologia e Cultivo de Peixes de Água Doce – LAPAD - UFSC. Rodovia 406 nº 3532 CEP 88066-000 Armação – Florianópolis SC, Brasil. gianschork@gmail.com (corresponding author)

² Programa de Pós-Graduação em Aquicultura, Universidade Federal de Santa Catarina, Centro de Ciências Agrárias, Departamento de Aquicultura. Rodovia Admar Gonzaga, 1346, CEP 88034-001 Florianópolis-SC, Brasil. evoy@lapad.ufsc.br

Nº figuras: 6

Palavras-chave: Reservatório; ictiofauna; sul do Brasil; variação temporal; Alto Rio Uruguai

Key words: Reservoir; ichthyofauna; southern Brazil; temporal variation; Upper Uruguay River.

Resumo

O objetivo deste trabalho foi avaliar a estrutura da assembleia de peixes nos dez anos seguintes ao fechamento do lago da Usina Hidrelétrica de Itá. Para isto, foram realizadas coletas com periodicidade sazonal no período compreendido entre 2001 e 2010. Durante o período de estudo, foram capturados 44834 peixes, totalizando 3818,01 kg, distribuídos em 8 ordens, 24 famílias e 84 espécies. De uma forma geral, a assembleia de peixes não mostrou alterações profundas nos dez anos após a formação do lago de Itá. Poucas espécies alternam-se na dominância ao longo do tempo, enquanto muitas mostraram-se como raras no ambiente. A ictiofauna do reservatório foi dominada por espécies oportunistas, de pequeno e médio porte e que realizam curtos ou nenhum movimento migratório. Entre as mais abundantes, seis espécies foram responsáveis por mais de 50% da representatividade numérica, sendo elas: *Steindachnerina brevipinna*, *Astyanax fasciatus*, *Apareiodon affinis*, *Hypostomus isbrueckeri*, *Iheringichthys labrosus* e *Loricariichthys anus*. Destaque para aumento da representatividade deste último. Já para a biomassa, destacaram-se: *Steindachneridion scriptum*, *Prochilodus lineatus*, *I. labrosus*, *Schizodon nasutus*, *Hoplias malabaricus*, *Acestrorhynchus pantaneiro*, *Hoplias lacerdae*, *H. isbrueckeri* e *L. anus*. Apesar da presença de grandes migradores na área do reservatório, sua vulnerabilidade ficou evidenciada pelas baixas abundâncias numéricas e capturas acidentais. A curva de k-dominância de abundância numérica e de biomassa indicou uma comunidade moderadamente perturbada, na qual a representatividade de espécies de pequeno porte foi importante também para os valores de biomassa.

Palavras-chave: Reservatório; ictiofauna; sul do Brasil; variação temporal; Alto Rio Uruguai.

Abstract

The objective of this study was to evaluate the structure of a fish assemblage ten years following the closure of a lake in the hydroelectric power plant in Itá. Collection was performed periodically from 2001 to 2010. Over the study, 44,829 fish (3,817.88 kg) were collected. Fish were distributed into 8 orders, 25 families and 84 species. Generally, the fish assemblage didn't show intense changes over the ten years after the creation of Itá Lake. In the meantime, few species presented dominance changes and many of them showed up as rare ones in the environment. The ichthyofauna was dominated by small to medium size opportunist species that possessed a characteristic suite of traits: external fertilization, short growth periods and classified as sedentary or short-distance migratory species. *Steindachnerina brevipinna*, *Astyanax fasciatus*, *Apareiodon affinis*, *Hypostomus isbrueckeri*, *Iheringichthys labrosus* and *Loricariichthys anus* accounted for over 50% of the total number of individuals collected. There was prominence to the increase of capture participation of this last one. Much of the biomass was constituted by *Steindachneridion scriptum*, *Prochilodus lineatus*, *I. labrosus*, *Schizodon nasutus*, *Hoplias malabaricus*, *Acestrorhynchus pantaneiro*, *Hoplias lacerdae*, *H. isbrueckeri* and *L. anus*. Despite the presence of large migratory species, their low abundance and the accidentals captures suggests that they are vulnerable to extirpation. There was no significant difference among the studied years in total fish biomass, number of individuals, dominance, diversity and equitability. The k-dominance curve of numerical abundance and biomass showed a lightly disturbed community in which the contribution of the small-sized species was also important to the biomass values.

Key words: Reservoir; ichthyofauna; southern Brazil; temporal variation; Upper Uruguay River.

Introdução

No Brasil, a matriz de produção de energia elétrica ainda depende essencialmente da hidroeletricidade, que é responsável por aproximadamente 65% da oferta de energia nacional (Mme, 2015). Assim, a construção de barragens para geração de energia hidroelétrica está hoje entre os principais impactos antropogênicos causados nas bacias hidrográficas brasileiras, modificando substancialmente a maior parte dos grandes rios do país. A interrupção do fluxo natural dos rios causa prejuízos para sua conectividade hidrológica (Vannote et al., 1980), provocando uma série de mudanças tão intensas que um novo ecossistema é formado (Baxter, 1977).

Esta substituição de trechos lóticos por lênticos causa mudanças no tempo de retenção da água, no aporte de sedimentos e nutrientes, e em diversas variáveis limnológicas (Souza-Filho, 2009; Ribeiro-Filho et al., 2011). Consequentemente, implicações sobre a biodiversidade do local alterado são sentidas em diferentes níveis tróficos, inclusive sobre a assembleia de peixes (Jorgensen et al., 2013). Entre as principais mudanças descritas para a ictiofauna em reservatórios, descreve-se a proliferação de espécies oportunistas e o declínio de espécies com maiores demandas ecológicas (Agostinho et al., 1999).

Espécies migradoras são sobretudo afetadas devido à interrupção de suas rotas migratórias e a diminuição do número de habitats necessários para que completem seu ciclo de vida (Agostinho et al., 2003). Normalmente, os habitats de reprodução estão localizados nas porções superiores de grandes rios e afluentes (Vazzoler et al., 1997) e, por isso, a presença de barragens forma obstáculos às rotas migratórias de adultos rio acima e à deriva de ovos e larvas de peixes. Tais impactos acentuam-se nos chamados reservatórios em cascata que, arranjados em sequência, formam sistemas de extrema complexidade (Tundisi e Straskraba, 1999) e tornam ainda mais raros os trechos lóticos remanescentes tão necessários para as espécies migradoras.

Dentro do contexto brasileiro, a Bacia do Alto Rio Uruguai tem sido alvo crescente da implantação de empreendimentos hidrelétricos. De um total de seis grandes usinas previstas para a região, cinco já foram construídas, todas instaladas de modo a formar um sistema em cascata. A UHE Itá está localizada em seu principal curso de água, o Rio Uruguai, formado pela confluência dos Rios Pelotas e Peixe. Nesta parte, o rio corre sobre um relevo tipicamente acidentado com trechos encachoeirados e a presença de um canal encaixado. Assim,

diferentemente de outros rios da Bacia do Prata, a região é marcada pela ausência de várzeas e lagoas marginais, além de tributários não muito extensos.

Apesar dos diversos estudos recentes conduzidos em reservatórios brasileiros (e.g. Petesse e Petrere-Junior, 2012; Araujo et al., 2013; Novaes et al., 2014; Sanches et al., 2016; Montenegro et al., 2012), são poucos os que tem a possibilidade de estudar a ictiofauna através de um monitoramento científico durante longos períodos. Somente o acompanhamento contínuo do ambiente pode construir uma investigação a longo prazo capaz de trazer respostas que muitas vezes não podem ser observados de outra forma (Elliot, 1990; Cody, 1996) e auxiliar em possíveis ações mitigatórias. Neste sentido, o presente trabalho objetivou avaliar a composição e a estrutura da ictiofauna no reservatório de Itá. A partir desta caracterização, investigou possíveis alterações na assembleia de peixes ao longo dos dez anos seguintes à formação do lago.

Material e Métodos

A Usina Hidrelétrica de Itá está localizada entre os municípios de Itá (SC) e Aratiba (RS) e foi a primeira grande usina construída na porção superior do rio Uruguai (Zaniboni-Filho et al., 2008), iniciando sua operação em março de 2000. O reservatório formado pela usina possui uma área total de 141 km² e profundidade média de 36 m, sendo 125 m a sua profundidade máxima. Com perímetro aproximado de 800 km, alcança oito municípios, quatro situados no Rio Grande do Sul e quatro em Santa Catarina. Compondo um sistema cascata de barragens, acima da UHE Itá, encontram-se a UHE Machadinho, construída na calha do Rio Uruguai, a UHE Barra Grande no Rio Pelotas e a UHE Campos Novos no Rio Canoas.

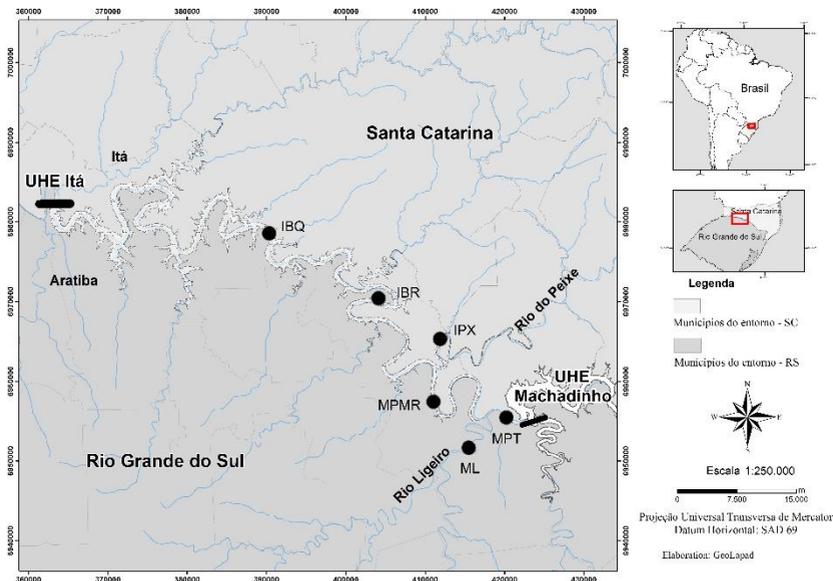


Figura 1. Localização da Usina Hidrelétrica de Itá no Rio Uruguai entre os estados de Santa Catarina e Rio Grande do Sul.

As informações foram obtidas no reservatório de Itá através de coletas realizadas com periodicidade sazonal, que iniciaram em janeiro de 2001 e seguiram até dezembro de 2010. Ao total, foram realizadas 40 coletas, em seis pontos amostrais distribuídos entre os diferentes ambientes formados pelo reservatório: lântico, lóxico e de transição.

Como petrechos de pesca, foram utilizados nas coletas: redes de espera do tipo malhadeira com malhas de 1,5; 2,0; 2,5 e 3,0 cm entre nós adjacentes – todas com 1,6 m de altura e comprimento variando de 10 a 30 m - e redes malhadeiras com malha de 8 cm entre nós adjacentes, 8 metros de altura e comprimento de 60 e 120 m, denominadas “redes de travessia”. Além destas, redes feiticeiras do tipo tresmalho com malhas de 3,0 a 5,0 cm entre nós adjacentes, 1,8 m de altura e comprimento de 15 a 40 m. Todas as redes sempre foram colocadas no ambiente ao entardecer e recolhidas ao amanhecer, permanecendo no ambiente por aproximadamente 12 horas. Mesmo procedimento foi utilizado para o espinhel (100 anzóis). Em cada ponto, também foram realizados três lances utilizando redes de arrasto “picaré” (malha de 8 mm com 7 m de comprimento) e dez lances de tarrafa (malha 8 mm e 13.5 m de diâmetro), sempre durante o dia.

Após a despesca, os exemplares foram identificados até nível de espécie, de acordo com as respectivas chaves taxonômicas, e passaram por biometria - peso total (g) e comprimento total (cm) - ainda em campo. Os exemplares foram então fixados em solução de formalina 10% e posteriormente conservados em recipientes com etanol 70%. Aqueles exemplares que não puderam ser identificados em campo foram transportados para o Laboratório de Ictiologia da Universidade Estadual de Londrina (UEL), e/ou para o Museu de Ciências e Tecnologia da Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul (PUC), onde foram posteriormente identificados.

A estrutura das assembleias foi avaliada através do nº de indivíduos, biomassa (g), índices de riqueza, Shannon (H') (Krebs, 1998), equitabilidade (E) (Pielou, 1966) e dominância (Simpson, 1949). Conforme Dajoz (1973), também foi calculada a constância das espécies.

Para avaliar as diferenças entre os distintos anos amostrados foram aplicadas análises de variância (ANOVA com medidas repetidas). Anteriormente, os dados foram testados quanto à normalidade (teste de Shapiro-Wilk) e homocedasticidade (teste de Levene). Para atender os pressupostos, os dados de biomassa e dominância foram transformados por $\log(x+1)$. Na presença de diferenças significativas ($p < 0,01$), foi aplicado o teste de Tukey para identificar o nível do fator que foi diferente. Quando os pressupostos de normalidade e homocedasticidade não foram alcançados, foi aplicado o teste não-paramétrico correspondente (Friedman ANOVA).

Com o objetivo de verificar variações temporais na composição e na abundância numérica da assembleia íctica, utilizou-se a técnica de ordenação não métrica - MDS (Clarke e Warwick, 2001). Segundo consideração destes mesmos autores, os valores de número de indivíduos foram transformados em $\log(x+1)$ preteritamente ao cálculo do índice de similaridade de Bray-Curtis para aproximar a contribuição das espécies raras daquelas muito abundantes nas amostragens.

A análise de similaridade - ANOSIM - foi aplicada para testar a hipótese nula de que não há diferenças nas assembleias entre os anos com níveis de significância de $p < 0,01$ para 9.999 permutações. A estatística R permite reconhecer quão separados estão os anos, em um intervalo assim considerado: indistinguíveis ($R < 0,25$); minimamente separáveis ($R > 0,25$); sobrepostos, mas claramente diferentes ($R > 0,5$); ou bem separados ($R > 0,75$) (Clarke e Gorley, 2001). Para determinar a contribuição individual de cada espécie para as similaridades

encontradas em cada ano procedeu-se a análise de similaridade percentual (SIMPER) utilizando o software PRIMER 6. De forma a indicar espécies com contribuições consistentes dentro dos anos, a linha de corte foi feita em 80%. O mesmo software foi utilizado para determinar a curva ABC (Warwick, 1986) e a estatística W (Clarke, 1990).

Resultados

Durante todo período amostral, no reservatório da UHE Itá, foram capturados 44834 peixes, totalizando 3818,01 kg, distribuídos em 8 ordens, 24 famílias e 84 espécies. A ordem Characiformes foi a mais abundante, representando mais de 60% do número de indivíduos capturados, mais de 50% da biomassa e aproximadamente 40% das espécies e famílias observadas. Seguem-se os Siluriformes, representando 40% da biomassa total capturada e cerca de 30% das espécies, famílias e número de indivíduos capturados. Já os Perciformes compuseram aproximadamente 10% das famílias e espécies capturadas, porém com participação em número de indivíduos e biomassa muito abaixo das ordens supracitadas. As demais ordens juntas (Atheriniformes, Cypriniformes, Cyprinodontiformes, Gymnotiformes e Synbranchiformes) foram responsáveis por 9% das famílias, 25% das espécies, 4% da biomassa capturada e apenas 1% do número de indivíduos capturados ao longo do período amostrado.

Para a abundância numérica, seis espécies somaram mais de 50% das capturas, todas consideradas espécies sedentárias ou migradoras de curta distância: o biru *Steindachnerina brevipinna* (15,9%), o lambari *Astyanax fasciatus* (12,1%), o canivete *Apareiodon affinis* (6,5%), os cascudos *Hypostomus isbrueckeri* (6,6%) e *Loricariichthys anus* (5,9%), e o mandi *Iheringichthys labrosus* (5,8%). Em relação a biomassa, nove espécies foram responsáveis por mais de 50% das capturas. Entre estas, apenas o curimba *Prochilodus lineatus* (4,9%) pratica longas migrações reprodutivas. Os demais são: a voga *Schizodon nasutus* (9,2%), a traíra *Hoplias malabaricus* (7,9%), o peixe-cachorro *Acestorhynchus pantaneiro* (7,5%), o suruvi *Steindachneridion scriptum* (6,2%), o trairão *Hoplias lacerdae* (5,4%) e os já citados *I. labrosus* (4,6%), *H. isbrueckeri* (6,9%) e *L. anus* (4,9%) (Tabela 1).

Dezenove espécies apresentaram-se constantes nas capturas, presentes em mais de 50% das coletas, e apenas oito espécies foram classificadas como acessórias. Dentre as consideradas como acidentais

foi observado o maior número de espécies (57), categoria na qual todas as espécies migradoras de longa distância foram classificadas (Tabela 1).

Três espécies exóticas foram encontradas, a tilápia *Oreochromis niloticus* e as carpas *Ctenopharingodon idellus* e *Cyprinus carpio*. Para as duas espécies de piranhas encontradas no reservatório, *Pygocentrus nattereri* e *Serrasalmus maculatus*, a baixa representatividade das capturas manteve-se constante ao longo de todo período de estudo.

Tabela 1. Número de identificação, abundância absoluta e relativa para número de indivíduos [n e n(%)] e biomassa [B e B(%)] de cada espécie, além da constância de Dajoz para as capturas realizadas no reservatório da UHE Itá no período compreendido entre 2001 e 2010 (Cons – constante, Aces – acessória, Acid – acidental).

Nº Identif	Nome científico	n	n(%)	B	B(%)	Cons
	ATHERINIFORMES	94	0,21	2,28	0,06	
	Atherinopsidae	94	0,21	2,28	0,06	
56	<i>Odontesthes perugiae</i> Evermann & Kendall 1906	94	0,21	2,28	0,06	Acid
	CHARACIFORMES	30208	67,40	2108,84	55,24	
	Acestrorhynchidae	2437	5,44	287,38	7,53	
3	<i>Acestrorhynchus pantaneiro</i> Menezes 1992	2437	5,44	287,38	7,53	Cons
	Anostomidae	2255	5,03	401,79	10,52	
39	<i>Leporinus amae</i> Godoy 1980	45	0,10	1,46	0,04	Acid
75	<i>Leporinus macrocephalus</i> Garavello & Britski 1988	1	0,00	0,14	0,00	Acid
55	<i>Leporinus obtusidens</i> (Valenciennes 1837)	22	0,05	47,24	1,24	Acid
76	<i>Leporinus striatus</i> Kner 1858	2	0,00	0,02	0,00	Acid
7	<i>Schizodon nasutus</i> Kner 1858	2185	4,87	352,93	9,24	Cons
	Bryconidae	24	0,05	57,12	1,50	
65	<i>Brycon orbignyanus</i> (Valenciennes 1850)	10	0,02	6,37	0,17	Acid
41	<i>Salminus brasiliensis</i> (Cuvier 1816)	14	0,03	50,75	1,33	Acid
	Characidae	14025	31,29	397,81	10,42	

44	<i>Astyanax eigenmanniorum</i> (Cope 1894)	36	0,08	0,65	0,02	Acid
5	<i>Astyanax fasciatus</i> (Cuvier 1819)	5431	12,11	86,08	2,25	Cons
6	<i>Astyanax scabripinnis</i> (Jenyns 1842)	1426	3,18	27,48	0,72	Cons
8	<i>Astyanax jacuhiensis</i> (Cope 1894)	2497	5,57	33,95	0,89	Cons
58	<i>Astyanax sp 3</i>	88	0,20	1,78	0,05	Acid
16	<i>Bryconamericus iheringii</i> (Boulenger 1887)	680	1,52	0,72	0,02	Aces
4	<i>Bryconamericus stramineus</i> Eigenmann 1908	1320	2,94	1,3	0,03	Aces
66	<i>Charax leticiae</i> Lucena 1987	1	0,00	0,01	0,00	Acid
72	<i>Cynopotamus kincaidi</i> (Schultz 1950)	91	0,20	8,07	0,21	Acid
25	<i>Galeocharax humeralis</i> (Valenciennes 1834)	1250	2,79	110,49	2,89	Cons
60	<i>Oligosarcus brevioris</i> Menezes 1987	16	0,04	1,6	0,04	Acid
10	<i>Oligosarcus jenynsii</i> (Günther 1864)	1187	2,65	125,5	3,29	Cons
82	<i>Roebooides sp.</i>	2	0,00	0,18	0,00	Acid
	Crenuchidae	16	0,04	0,02	0,00	
37	<i>Characidium zebra</i> Eigenmann 1909	16	0,04	0,02	0,00	Acid
	Curimatidae	7247	16,17	142,63	3,74	
73	<i>Cyphocharax sp</i>	4	0,01	0,19	0,00	Acid
83	<i>Steindachnerina biomata</i> (Braga & Azpelicueta 1987)	114	0,25	2,43	0,06	Acid
1	<i>Steindachnerina brevipinna</i> (Eigenmann & Eigenmann 1889)	7129	15,90	140,01	3,67	Cons
	Erythrinidae	712	1,59	506,89	13,28	
12	<i>Hoplias lacerdae</i> Miranda Ribeiro 1908	295	0,66	204,09	5,35	Cons
13	<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch 1794)	417	0,93	302,8	7,93	Cons
	Paradontidae	2891	6,45	24,8	0,65	

12	<i>Apareiodon affinis</i> (Steindachner 1879)	2891	6,45	24,8	0,65	Cons
	Prochilodontidae	90	0,20	188,83	4,95	
46	<i>Prochilodus lineatus</i> (Valenciennes 1837)	90	0,20	188,83	4,95	Acid
	Serrasalminidae	511	1,14	101,57	2,66	
79	<i>Piaractus mesopotamicus</i> (Holmberg 1887)	1	0,00	2,01	0,05	Acid
48	<i>Pygocentrus nattereri</i> Kner 1858	103	0,23	26,85	0,70	Acid
24	<i>Serrasalmus maculatus</i> Kner 1858	407	0,91	72,71	1,90	Cons
	CYPRINIFORMES	64	0,14	111,47	2,92	
	Cyprinidae	64	0,14	111,47	2,92	
71	<i>Ctenopharyngodon idella</i> (Valenciennes 1844)	2	0,00	6,8	0,18	Acid
30	<i>Cyprinus carpio</i> Linnaeus 1758	62	0,14	104,67	2,74	Acid
	CYPRINODONTIFORMES	1	0,00	0,00	0,00	
	Poeciliidae	1	0,00	0	0,00	
78	<i>Phalloceros caudimaculatus</i> (Hensel 1868)	1	0,00	0	0,00	Acid
	GYMNOTIFORMES	220	0,49	34,96	0,92	
	Gymnotidae	75	0,17	31,58	0,83	
36	<i>Gymnotus carapo</i> Linnaeus 1758	73	0,16	30,85	0,81	Acid
53	<i>Gymnotus sp</i>	2	0,00	0,73	0,02	Acid
	Sternopygidae	145	0,32	3,38	0,09	
31	<i>Eigenmannia virescens</i> (Valenciennes 1836)	145	0,32	3,38	0,09	Aces
	PERCIFORMES	955	2,13	29,87	0,78	
	Cichlidae	942	2,10	29,44	0,77	
68	<i>Crenicichla celidochilus</i> Casciotta 1987	41	0,09	1,24	0,03	Acid
69	<i>Crenicichla igara</i> Lucena & Kullander 1992	22	0,05	2,42	0,06	Acid
45	<i>Crenicichla jurubi</i> Lucena & Kullander 1992	52	0,12	2,31	0,06	Acid

52	<i>Crenicichla minuano</i> Lucena & Kullander 1992	42	0,09	1,25	0,03	Acid
35	<i>Crenicichla missioneira</i> Lucena & Kullander 1992	69	0,15	3,25	0,09	Acid
70	<i>Crenicichla tendybaguassu</i> Lucena & Kullander 1992	1	0,00	0,02	0,00	Acid
33	<i>Crenicichla vittata</i> Heckel 1840	171	0,38	11,36	0,30	Aces
23	<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard 1824)	356	0,79	6,07	0,16	Aces
32	<i>Gymnogeophagus gymnogenys</i> (Hensel 1870)	127	0,28	0,38	0,01	Acid
38	<i>Gymnogeophagus rhabdotus</i> (Hensel 1870)	8	0,02	0,06	0,00	Acid
57	<i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus 1758)	53	0,12	1,08	0,03	Acid
	Sciaenidae	13	0,03	0,43	0,01	
77	<i>Pachyurus bonariensis</i> Steindachner 1879	13	0,03	0,43	0,01	Acid
	SILURIFORMES	13286	29,63	1530,34	40,07	
	Auchenipteridae	387	0,86	22,93	0,60	
49	<i>Auchenipterus sp.</i>	30	0,07	1,94	0,05	Acid
61	<i>Trachelyopterus ceratophysus</i> (Kner 1858)	1	0,00	0,05	0,00	Acid
14	<i>Trachelyopterus galeatus</i> (Linnaeus 1766)	326	0,73	19,5	0,51	Aces
29	<i>Trachelyopterus teaguei</i> (Devincenzi 1942)	30	0,07	1,44	0,04	Acid
	Callichthyidae	1	0,00	0	0,00	
67	<i>Corydoras paleatus</i> (Jenyns 1842)	1	0,00	0	0,00	Acid
	Cetopsidae	6	0,01	0,13	0,00	
42	<i>Cetopsis gobioides</i> Kner 1858	6	0,01	0,13	0,00	Acid
	Heptapteridae	369	0,82	127,43	3,33	
81	<i>Rhamdella longiuscula</i> Lucena & da Silva 1991	17	0,04	0,59	0,02	Acid
18	<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard 1824)	352	0,79	126,84	3,32	Cons

	Loricariidae	7046	15,72	750,4	19,65	
47	<i>Ancistrus sp.</i>	5	0,01	0,06	0,00	Acid
51	<i>Ancistrus taunayi</i> Miranda Ribeiro 1918	3	0,01	0,09	0,00	Acid
28	<i>Pogonoma obscurum</i> Quevedo & Reis 2002	282	0,63	78,43	2,05	Aces
19	<i>Hemiancistrus fuliginosus</i> Cardoso & Malabarba 1999	306	0,68	14,42	0,38	Acid
22	<i>Hypostomus commersoni</i> Valenciennes 1836	380	0,85	93,89	2,46	Cons
2	<i>Hypostomus isbrueckeri</i> Reis, Weber & Malabarba 1990	2941	6,56	263,57	6,90	Cons
27	<i>Hypostomus luteus</i> (Godoy 1980)	112	0,25	34,42	0,90	Acid
54	<i>Hypostomus regani</i> (Ihering 1905)	80	0,18	36,09	0,95	Acid
34	<i>Hypostomus roseopunctatus</i> Reis, Weber & Malabarba 1990	77	0,17	17,65	0,46	Acid
74	<i>Hypostomus ternetzi</i> (Boulenger 1895)	4	0,01	0,24	0,01	Acid
59	<i>Hypostomus uruguayensis</i> Reis, Weber & Malabarba 1990	6	0,01	1,4	0,04	Acid
20	<i>Loricariichthys anus</i> (Valenciennes 1835)	2645	5,90	188,65	4,94	Cons
21	<i>Loricariichthys sp.m</i>	106	0,24	10,08	0,26	Acid
40	<i>Paraloricaria vetula</i> (Valenciennes 1835)	64	0,14	5,68	0,15	Acid
63	<i>Rineloricaria sp.</i>	35	0,08	5,73	0,15	Acid
	Pimelodidae	5476	12,22	627,87	16,45	
9	<i>Iheringichthys labrosus</i> (Lütken 1874)	2598	5,80	177,06	4,64	Cons
15	<i>Parapimelodus valenciennis</i> (Lütken 1874)	1779	3,97	24,61	0,64	Cons
80	<i>Pimelodella laticeps</i> Eigenmann, 1917	4	0,01	0,08	0,00	Acid
26	<i>Pimelodus absconditus</i> Azpelicueta 1995	180	0,40	10,41	0,27	Aces
50	<i>Pimelodus atrobrunneus</i> Vidal & Lucena 1999	150	0,33	6,41	0,17	Acid

11	<i>Pimelodus maculatus</i> Lacepède 1803	668	1,49	169,93	4,45	Cons
64	<i>Sorubim lima</i> (Bloch & Schneider 1801)	1	0,00	1,23	0,03	Acid
43	<i>Steindachneridion scriptum</i> (Miranda Ribeiro 1918)	96	0,21	238,14	6,24	Acid
	Pseudopimelodidae	1	0,00	1,58	0,04	
62	<i>Pseudopimelodus mangurus</i> (Valenciennes 1835)	1	0,00	1,58	0,04	Acid
	SYNBRANCHIFORMES	1	0,00	0,12	0,00	
	Synbranchidae	1	0,00	0,12	0,00	
84	<i>Synbranchus marmoratus</i> Bloch 1795	1	0,00	0,12	0,00	Acid

Através da análise de variância (ANOVA com medidas repetidas), verificou-se diferença significativa ($p < 0,05$) apenas para os valores de riqueza entre os anos de estudo. Para os valores de número de indivíduos, biomassa ($\log(x+1)$) e os demais índices analisados – dominância ($\log(x+1)$), equitabilidade e Shannon H' – não houve diferença (Figura 2).

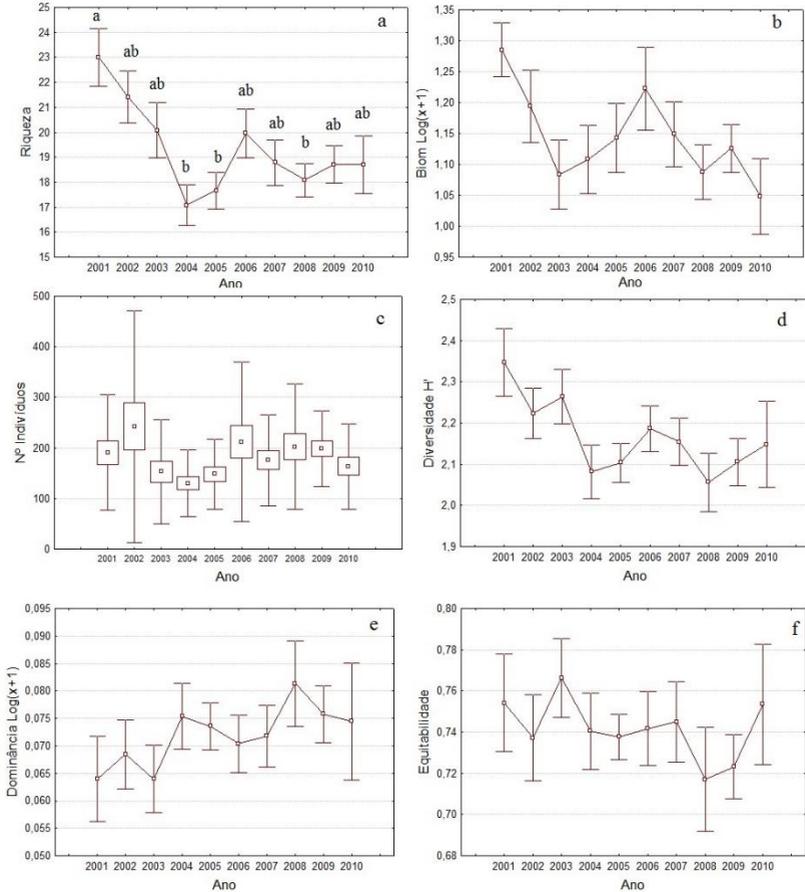


Figura 2: Análise estatística (ANOVA com medidas repetidas) para (a) riqueza, (b) biomassa $\log(x+1)$, (c) nº de indivíduos – utilizado o teste não paramétrico Anova Friedman-, (d) diversidade H' , (e) dominância e (f) equitabilidade referentes a captura de peixes no reservatório de Itá entre o período de 2001 a 2010. Letras distintas nas colunas indicam diferença significativa ($p < 0,05$).

Grandes migradores como a piava (*Leporinus obtusidens*), o dourado (*Salminus brasiliensis*) e a piracanjuba (*Brycon orbignyanus*) mostraram pequena abundância numérica ao longo dos anos de estudo. Atenção às capturas da piracanjuba que começaram a ocorrer apenas em 2006, e da piava, que cessaram a partir do ano de 2007. O curimba (*Prochilodus lineatus*) foi a única espécie desta categoria a manter

capturas com valores próximos ao longo de todos anos de estudo (Tabela 2).

Tabela 2: Número total de indivíduos das quatro espécies de grandes migradores capturados no reservatório de Ita entre o período de 2001 a 2010.

	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
<i>B. orbignyanus</i>						4	4		1	1
<i>L. obtusidens</i>	2	1	2	6	2	7	2			
<i>P. lineatus</i>	5	9	5	5	6	22	9	4	13	12
<i>S. brasiliensis</i>	7	2				3	1			1

Analisando a abundância numérica das capturas, algumas espécies diminuíram sua representatividade em relação aos anos iniciais de formação do lago de Itá, caso de: *A. pantaneiro* (3), *H. isbrueckieri* (2), *S. brevipinna* (1) e dos lambaris *Astyanax scabripinnis* (6) e *Bryconamericus stramineus* (4). Diferentemente, *A. affinis* (12), *L. anus* (20) e o lambari *Bryconamericus iheringii* (16) aumentaram sua participação ao longo do tempo. Já *A. fasciatus* (5) apresentou picos de abundância entre os anos de 2006 e 2008 e o peixe-cachorro *Galeocharax humeralis* (25) entre 2003 e 2004. Para *S. nasutus* (7), a representatividade nas capturas se manteve constante ao longo dos anos (Figura 3).

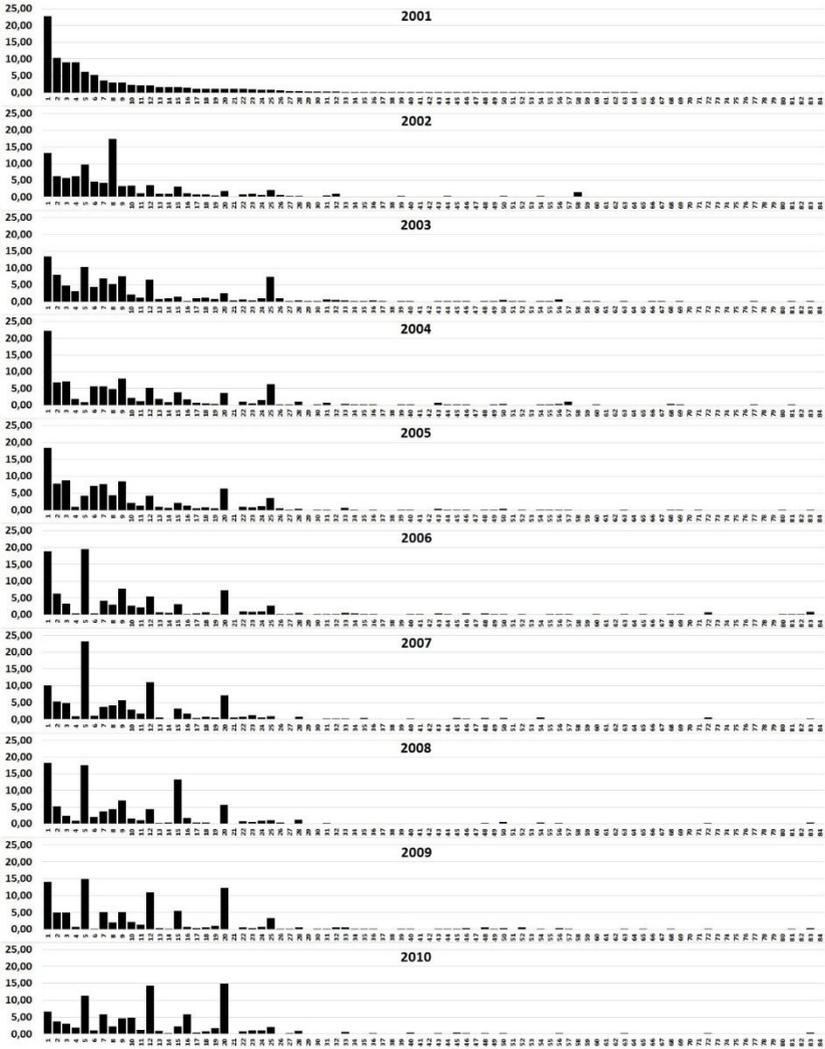


Figura 3. Representatividade da abundância expressa em porcentagem para o número de indivíduos das espécies capturadas no reservatório de Itá entre os anos de 2001 a 2010. Os números no eixo x indicam os números de identificação das espécies apresentadas na tabela 1.

A análise de agrupamento com base nos dados de abundância numérica mostrou uma alta similaridade entre os anos (>80%). Dentro desta plotagem bidimensional do MDS, dois grupos foram formados: um composto pelos três anos iniciais e outro pelos demais anos. O valor de stress de 0.08 indicou distâncias gráficas nas duas dimensões com excelente representação das similaridades (Figura 4).

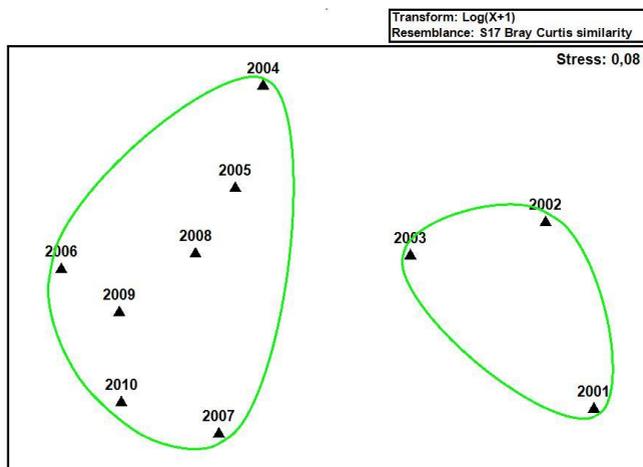


Figura 4. Análise de ordenação pelo método MDS baseado nos dados de abundância numérica de todas as espécies capturadas no reservatório de Itá entre 2001 e 2010. Grupos delineados no nível de 84% estão circundados no gráfico de ordenação MDS.

A dissimilaridade entre os anos, verificada através da análise ANOSIM, obteve um R-Global igual a 0,116 para níveis de significância de $p < 0.01$ em 9999 permutações. Nenhuma relação par a par entre os anos subsequentes apresentou diferença significativa ($p > 0.01$). Com exceção das relações com ano de 2001, todos valores de R se mantiveram abaixo de 0.3 (Figura 5).

	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
2001										
2002	0,05									
2003	* 0,14	0,01								
2004	* 0,31	* 0,11	0,06							
2005	* 0,23	0,06	0,03	- 0,01						
2006	* 0,30	0,07	* 0,08	* 0,19	0,07					
2007	* 0,27	* 0,09	* 0,13	* 0,24	* 0,11	- 0,01				
2008	* 0,31	* 0,07	* 0,10	* 0,19	* 0,09	0,01	- 0,04			
2009	* 0,46	* 0,20	* 0,19	* 0,28	* 0,14	0,01	0,02	0,04		
2010	* 0,28	* 0,08	* 0,07	* 0,17	* 0,09	0,01	- 0,01	0,02	0,01	

R Global = 0,116 $p < 0,01$

* indica as relações com diferença significativa ($p < 0,01$)

Figura 5. Valores de R para as relações entre os anos obtidos através da análise de similaridade (ANOSIM) baseado nos dados de abundância numérica de todas as espécies capturadas no reservatório de Itá entre os anos de 2001 a 2010.

Um total de 19 espécies foram responsáveis por explicar 80% da similaridade em todos os dez anos de estudo. A dissimilaridade entre os anos da primeira metade do período estudado mostrou valores um pouco mais elevados do que as relações entre os anos finais (Tabela 3).

Tabela 3. Análise de similaridade (SIMPER) para cada ano de estudo no reservatório de Itá. Resultados das espécies que somadas contribuíram, em cada análise, com mais de 80% da similaridade. Valores da análise de dissimilaridade entre os anos subsequentes apresentados para cada relação.

	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
Média similaridade %	48,25	47,94	44,42	45,98	46,9	51,39	47,96	48,61	51,48	45,4
<i>Acestrorhynchus pantanero</i>	9,13	5,06	4,65	5,22	7,45	5,12	5,11	3,72	3,94	5,35
<i>Apareiodon affinis</i>	2,45	4,93	3,04	5,2	4,96	4,13	2,79	10,18	6,93	
<i>Astyanax fasciatus</i>	5,94	6,88	4,84			10,13	13,25	13,76	11,69	12,1
<i>Astyanax scabripinnis</i>	6,26	3,76		5,46	4,58					
<i>Astyanax jacuhiensis</i>	6,53	6,41	4	3,63	4,6	3,78	8,3	6,33		4,44
<i>Galeocharax humeralis</i>		2,98	5,87	8,51	4,54					3,59
<i>Hemiancistrus fuliginosus</i>	2,27									
<i>Hoplias lacerdae</i>	3,52		3,7							
<i>Hoplias malabaricus</i>	2,35	2,97								
<i>Hypostomus commersoni</i>	2,73		2,52							
<i>Hypostomus tiburackeri</i>	9,63	9,65	12,1	11,48	10,78	8,04	8,12	10,41	7,36	5,82
<i>Iheringichthys labrosus</i>	3,04	6,51	9,3	8,29	10,02	11,24	10,35	10,54	10,58	8,39
<i>Loricariichthys anus</i>		3,46		5,38	6,29	5,58	7,17	7,3	9,15	6,95
<i>Oligosarcus jenynsii</i>	5,33	5,35	4,53	3,14		3,57			4,96	6,34
<i>Parapimelodus valenciennis</i>							3,94	4		
<i>Pimelodus maculatus</i>	5,99	2,96	3,34		3,99	5,4	5,72	3,77	4,11	
<i>Rhamdia quelen</i>	4,84									
<i>Schizodon nasutus</i>	6,53	9,58	8,41	12,17	10,92	10,12	8,4	10,05	9,73	10,8
<i>Steindachneria brevipinna</i>	7,45	12,64	12,24	14,97	12,37	14,14	8,55	9,91	8,9	9,76
Média dissimilaridade %	2001 vs 2002	2002 vs 2003	2003 vs 2004	2004 vs 2005	2005 vs 2006	2006 vs 2007	2007 vs 2008	2008 vs 2009	2009 vs 2010	
	52,85	54,04	55,84	53,18	52	50,33	51,01	50,5	51,54	

De acordo com a curva ABC, apesar de muito próximas, as curvas de abundância numérica mostraram-se acima das curvas de biomassa em todos os anos amostrados após a formação do reservatório de Itá. Através do cálculo estatístico de W (Clarke, 1990), obteve-se valores próximos de zero em todo período de estudo (Figura 6).

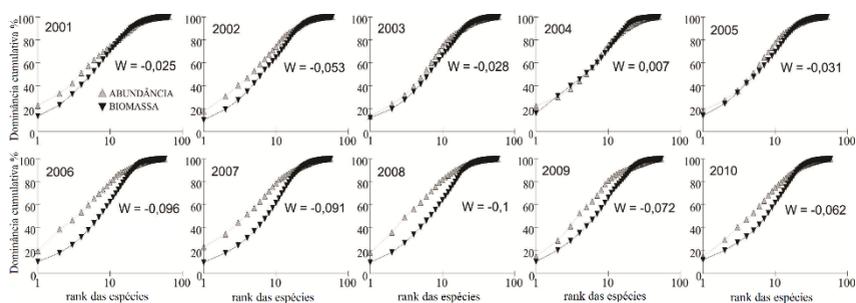


Figura 6. Estatística W e curva de dominância das espécies “ABC plot” com base no número de indivíduos e na biomassa total de peixes capturados anualmente no reservatório de Itá entre o período de 2001 a 2010.

Discussão

Durante todo período de estudo, 84 espécies foram encontradas, número que supera a média de 30 espécies relatada por Agostinho et al. (2007) para 75 reservatórios brasileiros e que se aproxima das 98 espécies descritas anteriormente para a região do Alto Rio Uruguai (Zaniboni-Filho et al., 2004). O maior valor de riqueza encontrado no ano de 2001 certamente refletiu o comportamento normalmente descrito no momento seguinte à implantação de reservatórios, quando temos o acréscimo de novos habitats e o conseqüente estabelecimento de novas espécies (Agostinho et al., 2008a). Os demais índices analisados - diversidade, dominância, equitabilidade - e número de indivíduos e biomassa não indicaram mudanças significativas na ictiofauna ao longo dos anos amostrados.

De uma forma geral, a assembleia de peixes não mostrou alterações profundas nos dez anos após a formação do lago de Itá. A análise de agrupamento indicou uma mudança gradual da assembleia, que fracamente distinguiu os três anos iniciais dos demais. Os resultados da ANOSIM demonstram claramente que as alterações ocorreram de forma muito tênue, não levando a diferenças nas comparações entre anos subsequentes. Apesar das diferenças encontradas entre anos iniciais e finais, valores de R abaixo de 0.25 na maioria das relações indicaram grupos muito próximos ao longo de tempo. Tal tendência é acentuada nos cinco anos finais, quando as dissimilaridades encontradas nas relações par a par tornam-se menores, mostrando uma ictiofauna ainda mais semelhante no período final de estudo.

Apenas 19 espécies foram responsáveis por explicar 80% da similaridade para todos os anos de estudo, mostrando que apesar do número elevado de riqueza são muitas as espécies raras no ambiente. Por isso, no presente estudo, deve-se ter cautela ao avaliar as alterações na ictiofauna unicamente sob o prisma das análises estatísticas. Além de observar as variações individuais na representatividade das espécies mais abundantes ao longo do tempo, também é necessário manter a atenção sobre espécies evidentemente vulneráveis, como os grandes migradores.

Conforme a constância de Dajoz, apenas 22,62% das espécies foram classificadas como constantes nas capturas. Classificação que incluiu somente espécies sedentárias ou que realizam curtos movimentos reprodutivos. Dentre estas, destaca-se a presença do pintado *Pimelodus maculatus* e do jundiá *Rhamdia quelen*, duas

espécies que apresentam importância na pesca regional (Schork et al., 2013) e que parecem estar completando eficientemente suas migrações reprodutivas laterais, utilizando os rios tributários para a desova (Zaniboni-Filho e Schulz, 2003).

De acordo com Lemes e Garutti (2002), a constância reflete a habilidade biológica que a espécie tem em explorar os recursos ambientais disponíveis num determinado momento no biótopo. Nesse trabalho, fica claro que uma destas habilidades é a de conseguir utilizar eficientemente os ambientes disponibilizados pelo reservatório para a reprodução. Peixes que realizam longas migrações reprodutivas necessitam de um maior número de habitats para completarem seu ciclo de vida e, por isso, as barragens aparecem como obstáculos que impedem o acesso a determinadas áreas e afetam fortemente a abundância de suas populações (Agostinho et al., 2007).

Exemplificando isto, observou-se uma reduzida abundância numérica de *S. brasiliensis* e *L. obtusidens*. O dourado teve apenas sete exemplares capturados no ano imediatamente posterior ao fechamento do reservatório e, nos anos seguintes, as capturas mostraram-se ainda mais escassas, enquanto a piava esteve presente nas capturas somente até o ano de 2007. Já a piracanjuba *B. orbignyanus* foi capturada apenas a partir do ano de 2006. Presente na Lista da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção (Mma, 2014) e com ausência relatada na região a aproximadamente vinte e cinco anos (Bertoletti e Lucena, 1989; Beux e Zaniboni-Filho, 2008), esta espécie foi alvo de uma soltura experimental em 2004. Neste ano, aproximadamente 3.000 juvenis foram liberados pela equipe do Laboratório de Biologia e Cultivo de Peixes de Água Doce da Universidade Federal de Santa Catarina (LAPAD/UFSC), evento que possivelmente relaciona-se às capturas encontradas neste trabalho e traz para discussão o uso das técnicas de estocagem como medida mitigatória e/ou compensatória a instalação de reservatórios.

Por sua vez, o curimba *P. lineatus* se destacou como o grande migrador com as capturas mais expressivas ao longo dos dez anos de estudo. Ainda que classificado como acidental e também vulnerável às limitações causadas pela perda de conectividade do ambiente fluvial prístino, a espécie parece estar conseguindo encontrar condições mínimas para completar seu ciclo de vida dentro da área de reservatório. Para as quatro espécies de grandes migradores capturadas, além das condições impostas pelo barramento, a pressão exercida pela pesca também aparece com um fator que atua fortemente na abundância de suas populações (Schork et al., 2013) e deve ser também considerado.

Contrastando com a baixa representatividade dos grandes migradores aqui encontrada, o reservatório de Itá mostrou dominância de espécies de peixes de pequeno e médio porte, classificadas como sedentárias ou migradores de curta distância, representadas sobretudo por birús, lambaris, canivetes e cascudos. Resultado que vai de acordo com a tendência normalmente encontrada em reservatórios, onde espécies que demandam menos necessidades para completar seu ciclo de vida são mais capazes de manter suas populações, e por isso, passam a dominar a assembleia de peixes ao longo do tempo (Berkamp et al., 2000). No mesmo sentido, em um estudo englobando 75 reservatórios brasileiros, Agostinho et al. (2007) observaram que apenas 5% dos reservatórios estudados possuíam mais do que três espécies migradoras entre os peixes mais abundantes.

Conforme Fernando e Holcik (1991), a ictiofauna colonizadora de um reservatório é determinada pela existência de espécies pré-adaptadas ao modo de vida lacustre nos seus rios formadores. Padrão também observado na formação do reservatório de Itá, onde espécies já relatadas anteriormente para a região do Alto Rio Uruguai (Zaniboni-Filho et al., 2008; Zaniboni-Filho et al., 2004; Bertolotti e Lucena, 1989; Godoy, 1987) e com características oportunistas foram as que tiveram maior sucesso no aproveitamento dos novos habitats criados.

Entre estas, a mais representativa foi *S. brevipinna*, espécie típica do Alto Rio Uruguai (Zaniboni-Filho e Schulz, 2003) e que já se mostrava como a mais abundante na região antes mesmo da construção da UHE Itá (Zaniboni-Filho et al., 2008). Com estratégias reprodutivas eficientes e grande plasticidade alimentar (Hirt et al., 2011, Vidotto-Magnoni e Carvalho, 2009; Teixeira e Bennemann, 2007; Santos et al., 2004; Luz-Agostinho et al., 2006; Masdeu et al., 2011) *A. fasciatus*, *A. affinis* e *I. labrosus* também foram abundantes no reservatório de Itá, demonstrando boa adaptabilidade aos novos ambientes formados.

Sob o ponto de vista reprodutivo, a dominância de espécies com fecundação externa, rápido desenvolvimento e que realizam curtos ou nenhum movimento migratório foi consoante ao trabalho de Reynalte-Tataje et al. (2008b) no reservatório de Itá. Outras táticas reprodutivas eficientes no ambiente de estudo incluíram a produção de numerosos ovos pequenos e baixo tempo requerido para embriogênese e eclosão, como observado nas representativas espécies do gênero *Astyanax* e *Apareidon* (Reynalte-Tataje et al. (2008a)).

Com estratégias diferentes, destacam-se duas espécies de cascudos, *L. anus* e *H. isbrueckeri*. Apesar de apresentarem táticas

reprodutivas mais complexas, como a produção de ovos grandes e adesivos e cuidado parental (Vazzoler, 1996), estas espécies figuraram entre as mais capturadas no reservatório. Para *L. anus*, a dieta iliófaga onívora (Albrecht e Silveira, 2001) e a preferência por fundos lodosos encontrados nos novos ambientes lênticos deve ter favorecido sua crescente participação relativa ao longo dos anos. Adicionalmente, *L. anus* apresenta um cuidado parental diferenciado - carregamento dos ovos em estruturas bucais - estratégia relatada como eficiente para enfrentar as variações nas condições limnológicas e no nível de água do reservatório (Moodie e Power, 1982), evitando assim a competição por locais para construção de ninhos e a eventual exposição dos ovos ao ar.

Padrão recorrente em diversos reservatórios, o aumento populacional de espécies forrageiras leva também ao desenvolvimento de populações de espécies piscívoras (Agostinho et al., 2007; Novakowski et al., 2007; Loureiro-Crippa e Hahn, 2006). Fato que já foi relatado por Zaniboni-Filho et al. (2008) para *Galeocharax humeralis*, *H. malabaricus* e principalmente para *A. pantaneiro*, todas com aumento na participação relativa nas capturas após a formação do lago de Itá. No atual trabalho, a importância dos peixes piscívoros também foi observada, com *H. malabaricus* e *A. pantaneiro* somando, respectivamente, a segunda e a terceira maiores capturas de biomassa. A capacidade de ambas em adaptar a alimentação de acordo com as presas mais abundantes nos reservatórios (Cantanhede et al., 2008, Pompeu e Godinho, 2001; Novakowski et al., 2007), certamente favoreceu a manutenção destas espécies sob diferentes condições. Soma-se às qualidades adaptativas de *A. pantaneiro*, desova parcelada com fecundidade relativamente alta e ausência de cuidado parental (Meurer e Zaniboni-Filho, 2012).

Outro processo fortemente influenciado pela formação de reservatórios e que merece atenção no estudo da UHE Itá é o desenvolvimento de macrófitas aquáticas (Thomaz et al., 1999; Pelicice et al., 2008; Hermes-Silva e Zaniboni-Filho, 2012). Entre os principais efeitos da presença de macrófitas está o fornecimento de alimento abundante a espécies herbívoras, como *S. nasutus* (Andrade e Braga, 2005), peixe que somou a maior biomassa capturada. Também cabe relacionar o sucesso da espécie na colonização do reservatório a outras adaptações ecológicas, tais como a desova parcelada e ausência de cuidado parental (Reynalte-Tataje e Zaniboni-Filho, 2008; Vazzoler e Menezes, 1992).

Em relação as piranhas, diferentemente do relatado pelos pescadores artesanais, que perceberam um aumento na abundância após a formação do reservatório de Itá (Schork et al., 2013), a participação relativa do número de *S. maculatus* e *P. nattereri* manteve-se constante ao longo dos dez anos de estudo. Possivelmente esta divergência está relacionada a diferente seletividade dos petrechos e locais de pesca utilizados pelos pescadores artesanais.

As curvas de k-dominância da abundância numérica e de biomassa, corroboradas pelos valores de W, indicaram uma comunidade de peixes moderadamente perturbada ao longo de todo período de estudo. A proximidade das curvas demonstrou a representatividade de espécies de pequeno e médio porte não apenas numericamente, como também para a biomassa, e apontaram para o discreto desequilíbrio do ambiente. Reflexo de uma ictiofauna dominada por espécies de caráter oportunista, na qual pequenos caracídeos, curimatídeos e loricarídeos alternaram-se como os mais representativos, e da baixa abundância de espécies migradoras de grande porte.

Referências

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

AGOSTINHO, A.A., GOMES, L.C., SUZUKI, H.I. e JÚLIO-JUNIOR, H.F., 2003. Migratory fishes of the Upper Paraná River Basin, Brazil. In: J. CAROLSFELD, B. HARVEY, C. E. ROSS e A. BAER, eds. *Migratory fishes of South America: biology, fisheries and conservation status*. Ottawa: World Fisheries Trust, International Bank for Reconstruction and Development/The World Bank, pp. 19-98.

AGOSTINHO, A.A., MIRANDA, L.E., BINI, L.M., GOMES, L.C., THOMAZ, S.M. e SUZUKI, H.I., 1999. Patterns of colonization in Neotropical Reservoirs, and prognoses on aging. In: J. G. TUNDISI e M. STRAUKRABA, eds. *Theoretical Reservoir Ecology and its Applications*. São Carlos: Internacional Institute of Ecology, pp. 227-267.

AGOSTINHO, A.A., PELICICE, F.M. e GOMES, L.C., 2008a. Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management

related to diversity and fisheries. *Brazilian Journal of Biology*, vol. 68, no. 4, pp. 1119-1132.

ALBRECHT, M.P. e SILVEIRA, C.M., 2001. Alimentação de *Loricariichthys anus* (Teleostei; Loricariidae) nas lagoas Marcelino e Peixoto, Planície Costeira do Rio Grande do Sul. *Acta Limnologica Brasileira*, vol. 13, no. 1, pp. 79-85.

ANDRADE, P.M. e BRAGA, F.M.S., 2005. Diet and feeding of fish from Grande River, located below the Volta Grande reservoir, MG-SP. *Brazilian Journal of Biology*, vol. 65, no. 3, pp. 377-385.

ARAÚJO, F.G., SANTOS, A.B.I. e ALBIERI, R.J., 2013. Assessing fish assemblages similarity above and below a dam in a Neotropical reservoir with partial blockage. *Brazilian Journal of Biology*, vol. 73, no. 4, pp. 727-736.

BAXTER, R.M., 1977. Environmental effects of dams and impoundments. *Annual Review of Ecology and Systematics*, vol. 8, pp. 255-283.

BERKAMP, G., MCCARTNEY, M., DUGAN, P., MCNEELY, J. e ACREMAN, M., 2000. *Dams, Ecosystem Functions and Environmental Restoration*. Cape Town: World Commission on Dams. 187 p.

BERTOLETTI, J.J. e LUCENA, C.A.S., 1989. *Ictiofauna da área de influência das UHEs de Itá e Machadinho*. Relatório Final. Florianópolis: Puc/Cnec/Eletrosul. 80 p.

BEUX, L.F. e ZANIBONI-FILHO, E., 2008. Produção pesqueira do reservatório de Itá, Alto Rio Uruguai. In: E. ZANIBONI-FILHO e A. P. O. NUÑER, eds. *Reservatório de Itá: Estudos ambientais, desenvolvimento de tecnologias de cultivo e conservação da ictiofauna*. Florianópolis: Ufsc. pp. 87-108.

CANTANHEDE, G., HAHN, N.S., FUGI, R. e GUBIANI, E.A., 2008. Alterations on piscivorous diet following change in abundance of prey after impoundment in a Neotropical river. *Neotropical Ichthyology*, vol. 6, no. 4, pp. 631-636.

CLARKE, K.R., 1990. Comparisons of dominance curves. *Journal of*

Experimental Marine Biology and Ecology, vol. 138, no. 1, pp. 143-157.

CLARKE, K. e GORLEY, R., 2001. *PRIMER v5: User Manual*. Plymouth: Primer-E. 91 p.

CLARKE, K.R. e WARWICK, R.M., 2001. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. 2nd ed. Plymouth: Primer-E. 177 p.

CODY, M.L., 1996. Introduction to long-term community ecological studies. In: M. L. CODY, and J. A. SMALLWOOD, eds. *Long-term studies of vertebrate communities*. San Diego: Academic Press. pp. 1-15.

DAJOZ, R., 1973. *Ecologia geral*. São Paulo: Vozes Limitada. 471 p.

ELLIOTT, J.M., 1990. The need for long-term investigations in ecology and the contribution of the Freshwater Biological Association. *Freshwater Biology*, vol. 23, no. 1, pp. 1-5.

FERNANDO, C.H. e HOLCIK, J., 1991. Fish in reservoirs. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie*, vol. 76, no. 2, pp. 149-167.

GODOY, M.P., 1987. *Peixes do estado de Santa Catarina*. Florianópolis: Ufsc/Eletrosul/Furb. 571 p.

HERMES-SILVA, S. e ZANIBONI-FILHO, E., 2012. Structure of the litoral fish assemblage in an impounded tributary: the effects of macrophytes presence (subtropical region, Brazil). *Brazilian Journal of Biology*, vol. 72, no. 3, pp. 489-495.

HIRT, L.M., ARAYA, P.R. e FLORES, S.A., 2011. Population structure, reproductive biology and feeding of *Astyanax fasciatus* (Cuvier, 1819) in an Upper Paraná River tributary, Misiones Argentina. *Acta Limnologica Brasileira*, vol. 23, no. 1, pp. 1-12.

JORGENSEN, S., TUNDISI, J.G. e TUNDISI, T.M. 2013. *Handbook of inland aquatic ecosystem management*. Boca Raton: CRC Press. 422 p.

KREBS, C.J. 1998. *Ecological methodology*. New York: Addison Wesley. 624 p.

LEMES, E.M. e GARUTTI, V., 2002. Ecologia da ictiofauna de um córrego de cabeceira da bacia do Alto rio Paraná, Brasil. *Iheringia, Série Zoologia*, vol. 92, no. 3, pp. 69-78.

LOUREIRO-CRIPPA, V.E. e HAHN, N., 2006. Use of food resources by the fish fauna of small reservoir (rio Jordão, Brazil) before and shortly after its filling. *Neotropical Ichthyology*, vol. 4, no. 3, pp. 357-362.

LUZ-AGOSTINHO, K.D.G., BINI, L.M. e FUGI, R. 2006. Food spectrum and trophic structure of the ichthyofauna of Corumbá reservoir, Paraná river Basin, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, vol. 4, no. 1, pp. 61-68.

MASDEU, M., MELLO, F.T., LOUREIRO, M. e ARIM, M., 2011. Feeding habits and morphometry of *Iheringichthys labrosus* (Lütken, 1874) in the Uruguay River (Uruguay). *Neotropical Ichthyology*, vol. 9, no. 3, pp. 657-664.

MEURER, S. e ZANIBONI-FIHO, E., 2012. Reproductive and feeding biology of *Acestrorhynchus pantaneiro* Menezes, 1992 (Osteichthyes: Acestrorhynchidae) in areas under the influence of dams in the upper Uruguay River, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, vol. 10, no. 1, pp. 159-166.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. 2014. PORTARIA n°. 445, de 17 de dezembro de 2014. "Lista Nacional Oficial de Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção - Peixes e Invertebrados Aquáticos" Diário Oficial da União, Brasília, 18 de dezembro de 2014, n°. 445, Seção 1: pp. 126-144.

MINISTÉRIO DE MINAS E ENERGIA (Brasil). 2015. *Boletim mensal de monitoramento do sistema elétrico brasileiro, Agosto-2015*. Brasília: Mme. 41 p.

MONTENEGRO, A.K.A., TORELLI, J.E.R., CRISPIM, M.C., HERNÁNDEZ, M.I.M. e MEDEIROS, A.M.A., 2012. Ichthyofauna diversity of Taperoá II reservoir, semi-arid region of Paraíba, Brazil.

Brazilian Journal of Biology, vol. 72, no. 1, pp. 113-120.

MOODIE, E.E. e POWER, M., 1982. The reproductive biology of an armoured catfish, *Loricaria uracantha*, from Central America. *Environmental Biology of Fish*, vol. 7, no. 1, pp. 143-148.

NOVAES, J.L.C., MOREIRA, S.I.L., FREIRE, C.E.C., SOUSA, M.M.O. E COSTA, R.S., 2014. Fish assemblage in a semi-arid Neotropical reservoir: composition, structure and patterns of diversity and abundance. *Brazilian Journal of Biology*, vol. 74, no. 2, pp. 290-301.

NOVAKOWSKI, G.C., HAHN, N.S. e FUGI, R., 2007. Alimentação de peixes piscívoros antes e após a formação do reservatório de Salto Caxias, Paraná, Brasil. *Biota Neotropica*, vol. 7, no. 2, pp. 149-154.

PELICICE, F.M., THOMAZ, S.M. e AGOSTINHO, A.A., 2008. Simple relationships to predict attributes of fish assemblages in patches of submerged macrophytes. *Neotropical Ichthyology*, vol. 6, no. 4, pp. 543-550.

PETESSE, M.L. e PETRERE-JUNIOR, M., 2012. Tendency towards homogenization in fish assemblages in the cascade reservoir system of the Tiête river basin, Brazil. *Ecological Engineering*, vol. 48, pp. 109-116.

PIELOU, E.C., 1966. Species-diversity and pattern-diversity in the study of ecological succession. *Journal of Theoretical Biology*, vol. 10, no. 2, pp. 370-383.

POMPEU, P.S. e GODINHO, A.L., 2001. Mudanças na dieta da traíra *Hoplias malabaricus* (Bloch) (Erythrinidae, Characiformes) em lagoas da bacia do rio Doce devido à introdução de peixes piscívoros. *Revista Brasileira de Zoologia*, vol. 18, no. 4, pp. 1219-1225.

REYNALTE-TATAJE, D.A., HERMES-SILVA, S., CARVALHO-SILVA, M.M., ABBUD, F.M., CORREA, R.N. e ZANIBONI-FILHO, E., 2008a. Distribuição de ovos e larvas de peixes na área de influência do reservatório de Itá (Alto Rio Uruguai). In: E. ZANIBONI-FILHO e A. P. O. NUÑER, eds. *Reservatório de Itá: Estudos ambientais*,

desenvolvimento de tecnologias de cultivo e conservação da ictiofauna. Florianópolis: Ufsc. pp. 109-158.

REYNALTE-TATAJE, D.A., HERMES-SILVA, S., SILVA, P.A., BIALETZKI, A. e ZANIBONI-FILHO, E. 2008b. Locais de crescimento de larvas de peixes na região do Alto Rio Uruguai (Brasil). In: E. ZANIBONI-FILHO e A. P. O. NUÑER, eds. *Reservatório de Itá: Estudos ambientais, desenvolvimento de tecnologias de cultivo e conservação da ictiofauna.* Florianópolis: Ufsc. pp. 159-194.

REYNALTE-TATAJE, D.A. e ZANIBONI-FILHO, E., 2008. Biologia e identificação de ovos e larvas de peixes do alto rio Uruguai. In: E. ZANIBONI-FILHO e A. P. O. NUÑER, eds. *Reservatório de Itá: Estudos ambientais, desenvolvimento de tecnologias de cultivo e conservação da ictiofauna.* Florianópolis: Ufsc. pp. 229-255.

RIBEIRO-FILHO, R.A., PETRERE-JUNIOR, M., BENASSI, S.F. E PEREIRA, J.M.A., 2011. Itaipu Reservoir limnology: eutrophication degree and the horizontal distribution of its limnological variables. *Brazilian Journal of Biology*, vol. 71, no. 4, pp. 889-902.

SANCHES, B.O., HUGHESB, R.M., MACEDO, D.R, CALLISTO, M. e SANTOS, G.B. 2016. Spatial variations in fish assemblage structure in a southeastern Brazilian reservoir. *Brazilian Journal of Biology*, vol. 76, no. 1, pp. 185-193.

SANTOS, J.E., BAZZOLI, N., RIZZO, E. e SANTOS, G.B., 2004. Reproduction of the catfish *Iheringichthys labrosus* (Lütken) (Pisces, Siluriformes) in Furnas reservoir, Minas Gerais, Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, vol. 21, no. 2, pp. 193-200.

SCHORK, G., HERMES-SILVA, S. e ZANIBONI-FILHO, E., 2013. Analysis of fishing activity in the Itá reservoir, Upper Uruguay River, in the period 2004-2009. *Brazilian Journal of Biology*, vol. 73, no. 3, pp. 559-571.

SIMPSON, E.H., 1949. Measurement of diversity. *Nature*, vol. 163, pp. 668.

SOUZA-FILHO, E.E., 2009. Evaluation of the upper Paraná river

discharge controlled by reservoirs. *Brazilian Journal of Biology*, vol. 69, no. 2 suppl., pp. 707-716.

TEIXEIRA, I. e BENNEMANN, S.T., 2007. Ecomorfologia refletindo a dieta dos peixes em um reservatório no sul do Brasil. *Biota Neotropica*, vol. 7, no. 2, pp. 67-76.

THOMAZ, S.M., BINI, L.M., SOUZA, M.C., KITA, K.K. e CAMARGO, A.F.M., 1999. Aquatic macrophytes of itaipu reservoir, Brazil: survey of species and ecological considerations. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, vol. 42, no. 1, pp. 15-22.

TUNDISI, J.G. e STRASKRABA, M., 1999. *Theoretical Reservoir Ecology and its Applications*. São Carlos: International Institute of Ecology. 585 p.

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

VAZZOLER, A.E.A.M., 1996. *Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática*. Maringá: Eduem. 169 p.

VAZZOLER, A.E.A.M., SUZUKI, H.I., MARQUES, E.E., LIZAMA, M.A.P., 1997. Primeira maturação gonadal, períodos e áreas de reprodução. In: A.E.A.M. VAZZOLER, A.A. AGOSTINHO e N.S. HAHN. A eds. *Planície de Inundação do Alto Rio Paraná*. Maringá: Eduem. pp. 249-265.

VIDOTTO-MAGNOMI, A.P. e CARVALHO, E.D., 2009. Aquatic insect as the main food resource of fish the community in Neotropical reservoir. *Neotropical ichthyology*, vol. 7, no. 4, pp. 701-708.

WARWICK, R.M., 1986. A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities. *Marine Biology*, vol. 92, no. 4, pp. 557-562.

ZANIBONI-FILHO, E., NUÑER, A.P.O., REYNATE-TATAJE, D.A., HERMES-SILVA, S. e MEURER, S., 2008. Alterações espaciais e temporais da estrutura da comunidade de peixes em decorrência da

implantação do reservatório de Itá (Alto Rio Uruguai). In: E. ZANIBONI-FILHO e A. P. O. NUÑER, eds. *Reservatório de Itá: Estudos ambientais, desenvolvimento de tecnologias de cultivo e conservação da ictiofauna*. Florianópolis: Ufsc. pp. 21-48.

ZANIBONI-FILHO, E., MEURER, S., SHIBATTA, O.A. e NUÑER, A.P.O., 2004. *Catálogo ilustrado de peixes do alto rio Uruguai*. Florianópolis: Ufsc/Tractebel Energia. 128 p.

ZANIBONI-FILHO, E. e SCHULZ, U.H., 2003. Migratory fishes of the Uruguay river. In: J. CARLOSFELD, B. HARVEY, A. BAER e C. ROSS, eds. *Migratory fishes of the South América: biology, social importance and conservation status*. Victoria: World Fisheries Trust. pp. 135-168.

CAPÍTULO II

Alterações na estrutura da ictiofauna ao longo de dez anos após a formação do reservatório de Machadinho - Alto Rio Uruguai.

Preparado para submissão ao periódico *Brazilian Journal of Biology*
(BJB 17015)

[http://www.scielo.br/revistas/bjb/pinstruc.htm#Preparação de originais](http://www.scielo.br/revistas/bjb/pinstruc.htm#Preparação%20de%20originais)

Alterações na estrutura da ictiofauna ao longo de dez anos após a formação do reservatório de Machadinho - Alto Rio Uruguai.

Gianfrancisco Schork¹ and Evoy Zaniboni-Filho²

¹ Programa de Pós-Graduação em Aquicultura – Centro de Ciências Agrárias – CCA, Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC. Bolsista Doutorado DS-CAPES. Laboratório de Biologia e Cultivo de Peixes de Água Doce – LAPAD - UFSC. Rodovia 406 nº 3532 CEP 88066-000 Armação – Florianópolis SC, Brasil. gianschork@gmail.com (corresponding author)

² Programa de Pós-Graduação em Aquicultura, Universidade Federal de Santa Catarina, Centro de Ciências Agrárias, Departamento de Aquicultura. Rodovia Admar Gonzaga, 1346, CEP 88034-001 Florianópolis-SC, Brasil. evoy@lapad.ufsc.br

Nº figuras: 8

Palavras-chave: ictiofauna, reservatório, variação temporal; Alto Rio Uruguai

Key words: Ichthyofauna, reservoir, temporal variation, Upper Uruguay River

Resumo

O objetivo deste trabalho foi avaliar a estrutura da assembleia de peixes e suas alterações ao longo dos dez anos subsequentes a formação do reservatório da Usina Hidrelétrica de Machadinho. Para isto, foram realizadas coletas com periodicidade sazonal no período de 2002 a 2011. Durante o período foram capturados 41.168 indivíduos, totalizando 2.539,21kg, distribuídos em 7 ordens, 21 famílias, 43 gêneros e 65 espécies. Destas, apenas quinze foram classificadas como constantes, nenhuma delas migradora de grandes distâncias. A ictiofauna do reservatório foi dominada por espécies oportunistas, sedentárias e de pequeno porte, sobretudo lambaris e mandis. Somente *Astyanax fasciatus* e *Parapimelodus valenciennis* somaram mais de 48% dos indivíduos capturados. Para biomassa, 50% das capturas foram compostas por *A. fasciatus*, *Schizodon nasutus*, *Hoplias malabaricus*, *Acestrorhynchus pantaneiro*, *Cyprinus carpio* e *Pimelodus maculatus*. A análise de agrupamento indicou mudanças graduais da ictiofauna ao longo dos dez anos de estudo, sendo o ano de 2002 marcado pelos impactos iniciais frente ao barramento. No ano de 2006, fatores abióticos parecem ter desencadeado uma nova desestabilização da assembleia de peixes, marcada pelo aumento da abundância numérica de espécies com uma relação taxonômica mais estreita. Os últimos cinco anos mostraram certa tendência de estabilização do reservatório, apresentando uma estrutura íctica mais semelhante. A curva ABC indicou uma comunidade moderadamente perturbada, na qual a representatividade de espécies de pequeno porte foi também importante também para os valores de biomassa.

Palavras-chave: ictiofauna, reservatório, variação temporal; Alto Rio Uruguai

Abstract

In this study, we investigate the structure of the fish assemblage and their alterations over the next ten years after the filling of the Machadinho reservoir. Samples were collected in seasonal periods from 2002 to 2011. During this period, 41,168 individuals were captured, totaling up 2,539.21 Kg. They were distributed in 7 orders, 21 families, 43 genus and 65 species. Out of these, only 15 were classified as constants, none of them was long-distance migratory fish. The ichthyofauna of the reservoir was dominated by opportunistic, sedentary and small sized species, mostly lambaris and mandis. *Astyanax fasciatus* and *Parapimelodus valenciennis* added up to more than 48% of the captured individuals. Related to the biomass, 50% of the captures were composed of *A. fasciatus*, *Schizodon nasutus*, *Hoplias malabaricus*, *Acestrorhynchus pantaneiro*, *Cyprinus carpio* and *Pimelodus maculatus*. Based on the results of ordination, the ichthyofauna showed directional temporal change over the ten years of study. In 2002, the initial impacts caused by the construction of the dam were notable. Abiotic factors unleashed a new destabilization in the fish assemblage in 2006. That year the increased abundance of species that presented a closer taxonomic relationship was noticed. The last five years inclined towards a relatively stable reservoir presenting a more similar fish assemblage. The ABC curve indicated a lightly disturbed community that the contribution of small-sized species was also important to the biomass values.

Key words: Ichthyofauna, reservoir, temporal variation, Upper Uruguay River.

Introdução

A construção de barragens para geração de energia hidroelétrica está hoje entre os principais impactos antropogênicos causados nas bacias hidrográficas brasileiras, modificando substancialmente a maior parte dos grandes rios do país. A interrupção do fluxo natural dos rios causa prejuízos para sua conectividade hidrológica e, conseqüentemente, nas transferências de matéria e energia (Vannote et al., 1980; Ward e Stanford, 1995; Junk et al., 1989). Entre os efeitos comumente descritos temos: mudanças no aporte de sedimentos e nutrientes, alterações na temperatura e composição química da água, substituição de trechos lóticos por lênticos, além de conseqüências ecológicas em diferentes níveis (Jorgensen et al., 2013).

Respondendo a estas alterações, a conectividade hidrológica também mantém forte relação com os padrões de distribuição da assembleia íctica (Lasne et al., 2007). A fragmentação dos rios impõe barreiras às rotas de peixes migradores e causa a perda dos habitats necessários para que completem seu ciclo de vida, trazendo conseqüências negativas significativas para estas espécies (Esguicero e Arcifa, 2010; Santos et al., 2013; Araújo et al., 2013). Por outro lado, espécies com menores demandas ecológicas e maior plasticidade trófica tendem a dominar o ambiente (Agostinho et al., 1999).

O Brasil ocupa hoje a segunda posição como maior produtor mundial de energia hidrelétrica (Epe, 2014). Dentro deste contexto, a Bacia do Alto Rio Uruguai também tem sido alvo crescente da instalação de usinas que procuram aproveitar sua alta declividade para geração de energia. Neste trecho da Bacia do Uruguai, a maioria dos cursos de água possui grandes declividades, dentro de vales encaixados, estreitos e profundos, com áreas de drenagem predominantemente desmatadas (Néspoli e Pizzato, 2007). Desta forma, a ausência de várzeas e lagoas marginais, além de tributários não muito extensos, caracteriza a região.

Localizada no Rio Pelotas (Sdm 1997), a UHE Machadinho iniciou sua operação em 2002 e possui potência instalada total de 1.140 MW. Parte de um sistema em cascata, está sob influência direta de duas usinas situadas a montante, UHE Barra Grande e UHE Campos Novos. Assim, devido as particularidades dos reservatórios em série sobre as condições limnológicas do rio (Barbosa et al., 1999; Straskraba, 1990; Drastik et al., 2008), a fragmentação dos seus trechos lóticos pouco consistentes torna-se ainda mais complexa.

Os impactos da instalação de barragens é assunto que tem recebido atenção crescente na região do Alto Rio Uruguai (Bertoletti e Lucena, 1989; Zaniboni-Filho e Schulz, 2003; Zaniboni-Filho e Nuñez, 2008; Nuñez e Zaniboni-Filho, 2012; Schork et al., 2013; Reynalte-Tataje et al., 2012a). Entretanto, para avaliar eficientemente os possíveis efeitos irreversíveis e contínuos que ocorrem a longo prazo sobre a assembleia de peixes (*e.g.* Petesse e Petrere, 2012) é necessário manter um acompanhamento constante do ambiente alterado. Neste sentido, o presente trabalho objetivou avaliar a composição e a estrutura da ictiofauna no reservatório de Machadinho. A partir desta caracterização, investigou possíveis alterações na assembleia de peixes ao longo dos dez anos seguintes à formação do lago.

Material e Métodos

A Usina Hidrelétrica de Machadinho está localizada no Rio Pelotas – Bacia do Alto Rio Uruguai, entre os municípios de Piratuba (SC) e Maximiliano de Almeida (RS), nas latitudes 27°31' e 27°46' e longitudes 51°47' e 51°11', região subtropical e de altitude (Figura 1). O reservatório formado pela usina possui área total de 79 km² e profundidade média de 30 m, sendo 100 m a sua profundidade máxima. Com perímetro aproximado de 500 km, alcança dez municípios, quatro situados no Rio Grande do Sul e seis em Santa Catarina. Dentro de um sistema cascata de barragens, abaixo da UHE Machadinho encontra-se a UHE Itá, na calha do Rio Uruguai, e acima estão localizadas a UHE Barra Grande, no Rio Pelotas, e a UHE Campos Novos, no Rio Canoas.

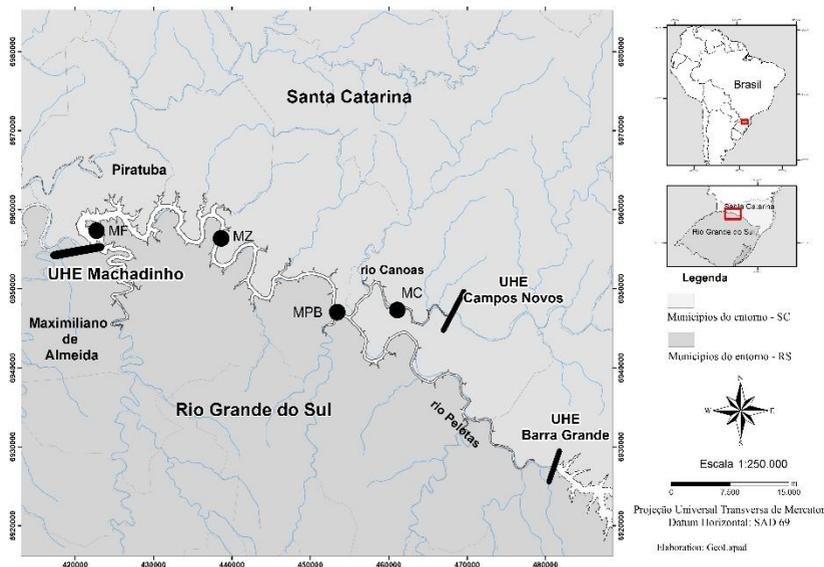


Figura 1. Localização da Usina Hidrelétrica de Machadinho no Rio Pelotas entre os estados de Santa Catarina e Rio Grande do Sul.

As informações foram obtidas no reservatório de Machadinho através de coletas realizadas com periodicidade sazonal que iniciaram em janeiro de 2002 e seguiram até dezembro de 2011. Ao total, foram realizadas 40 coletas em quatro pontos amostrais igualmente entre os diferentes ambientes formados pelo reservatório: lântico (MF e MZ) e transição (MPB e MC).

Como petrechos de pesca, foram utilizados nas coletas: redes de espera do tipo malhadeira com malhas de 1,5; 2,0; 2,5 e 3,0 cm entre nós adjacentes - todas com 1,6 m de altura e comprimento variando de 10 a 30 m - e redes malhadeiras com malha de 8 cm entre nós adjacentes, 8 metros de altura e comprimento de 60 e 120 m, denominadas “redes de travessia”. Além destas, redes feiticeiras do tipo tresmalho com malhas de 3,0 a 5,0 cm entre nós adjacentes, 1,8 m de altura e comprimento de 15 a 40 m. Todas as redes sempre foram colocadas no ambiente ao entardecer e recolhidas ao amanhecer, permanecendo no ambiente por aproximadamente 12 horas. Mesmo procedimento foi utilizado para o espinhel (100 anzóis). Em cada ponto, também foram realizados três lances utilizando redes de arrasto “picaré”

(malha de 8 mm com 7 m de comprimento) e dez lances de tarrafa (malha 8 mm e 13.5 m de diâmetro), sempre durante o dia.

Após a despesca, os exemplares foram identificados até nível de espécie, de acordo com as respectivas chaves taxonômicas, e passaram por biometria - peso total (g) e comprimento total (cm) - ainda em campo. Os exemplares foram então fixados em solução de formalina 10% e posteriormente conservados em recipientes com etanol 70%. Aqueles exemplares que não puderam ser identificados em campo foram transportados para o Laboratório de Ictiologia da Universidade Estadual de Londrina (UEL) ou para o Museu de Ciências e Tecnologia da Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul (PUC), onde foram posteriormente identificados.

A estrutura das assembleias foi avaliada através do nº de indivíduos, da biomassa (g), dos índices de riqueza, Shannon-Wiener (H') (Krebs, 1998), equitabilidade (E) (Pielou, 1966) e dominância (Simpson, 1949), os quais foram calculados com auxílio do software PRIMER 6 (Plymouth Marine Laboratory, Inglaterra).

A constância das espécies foi calculada conforme Dajoz (1973). Utilizando o software PRIMER 6, determinou-se a curva ABC (Warwick, 1986) e a estatística W (Clarke, 1990). Com o mesmo software, também foi realizada a análise de componentes principais para os dados de pH, oxigênio dissolvido, precipitação, temperatura e transparência da água.

Para avaliar as diferenças entre os distintos anos amostrados foram aplicadas análises de variância (ANOVA com medidas repetidas). Anteriormente, os dados foram testados quanto à normalidade (teste de Shapiro-Wilk) e homocedasticidade (teste de Levene). Para atender os pressupostos, os dados de biomassa foram transformados por $\log(x+1)$. Na presença de diferenças significativas ($p < 0,01$), foi aplicado o teste de Tukey para identificar o nível do fator que foi diferente. Quando os pressupostos não foram alcançados, foi aplicado o teste não-paramétrico correspondente (Friedman ANOVA).

Com o objetivo de verificar variações temporais na composição e na abundância numérica da comunidade, utilizou-se a técnica de ordenação não métrica - MDS (Clarke e Warwick, 2001a). Segundo consideração destes mesmos autores, os valores de número de indivíduos foram transformados em $\log(x+1)$ preteritamente ao cálculo do índice de similaridade de Bray-Curtis para aproximar a contribuição das espécies raras daquelas muito abundantes nas amostragens.

A análise de similaridade - ANOSIM - foi aplicada para testar a hipótese nula de que não há diferenças nas assembleias entre os grupos. Os grupos comparados foram os obtidos pela técnica de ordenação MDS e analisados com níveis de significância de $p < 0,01$ para 9.999 permutações. A estatística R permite reconhecermos quão separados estão os grupos, em um intervalo assim considerado: minimamente separáveis ($R > 0,25$); sobrepostos, mas claramente diferentes ($R > 0,5$); ou bem separados ($R > 0,75$) (Clarke e Gorley, 2001). A estatística que testa a diferença existente entre e dentro de todos os grupos designa-se R-global e a estatística de teste para cada comparação múltipla denominada de R.

Visando determinar a contribuição individual de cada espécie para as dissimilaridades encontradas entre os grupos definidos *a priori*, procedeu-se a análise de similaridade percentual (SIMPER) utilizando o software PRIMER 6. De forma a indicar espécies com contribuições consistentes dentro dos anos, a linha de corte foi feita em 50%.

Para verificar a existência de diferenças na estrutura taxonômica entre os anos, foi calculado o índice de Distinção Taxonômica Média (AvTD $\Delta+$), sendo: AvTD ou $\Delta+ = (\sum \sum_{i < j} \omega_{ij}) / (S(S - 1)/2)$; no qual x_i é a quantidade de espécies i ; $n = \sum x_i$ é o número total de espécies i na área de estudo; ω_{ij} é o grau de distinção dada pelo comprimento do percurso de ligação das espécies i e j em uma árvore hierárquica; S é o número total de espécies de peixes por amostra (Clarke e Warwick, 2001b). Para todas as distâncias entre os níveis taxonômicos (espécies, gêneros, famílias, ordens), o peso utilizado para o cálculo de ω_{ij} foi ponderado e igual a 1 (Clarke e Warwick, 2001a). Para este índice, considerou-se a presença/ausência das espécies e o intervalo de confiança de 95% foi obtido de 1000 simulações independentes de subconjuntos randômicos. A lista hierárquica associada com a matriz de dados utilizada para calcular o valor de $\Delta+$ foi elaborada a partir de 105 espécies descritas para a região do Alto Rio Uruguai pelo presente trabalho e outros pretéritos (Zaniboni-Filho et al., 2008b; Reynalte-Tataje et al., 2012b; Zaniboni-Filho et al., 2004).

Resultados

De um total de 41.168 indivíduos e 2.539,21 kg, sessenta e cinco espécies de peixes foram capturadas, classificadas em 7 ordens, 21 famílias e 43 gêneros. As ordens Characiformes (24 espécies), Siluriformes (25 espécies) e Perciformes (10 espécies) foram as mais

representativas no reservatório para número de indivíduos, biomassa e espécies capturadas.

Apenas duas espécies foram responsáveis por aproximadamente 48% da abundância numérica, o lambari *Astyanax fasciatus* (23,75%) e o mandi *Parapimelodus valenciennis* (25%). Somadas a estas, mais nove espécies ultrapassaram 89% das capturas. Em ordem crescente: *Acestrorhynchus pantaneiro*, *Astyanax jacuhiensis*, *Astyanax scabripinnis*, *Bryconamericus iheringii*, *Hypostomus isbrueckeri*, *Iheringichthys labrosus*, *Oligosarcus jenynsii*, *Schizodon nasutus*, *Steindachnerina brevipinna*. Em relação a biomassa, seis espécies foram responsáveis por mais de 50% da biomassa das capturas: *A. pantaneiro* (14,68%), *A. fasciatus* (6,65%), *Cyprinus carpio* (9,02%), *Hoplias malabaricus* (6,54%), *Pimelodus maculatus* (7,12%) e *Schizodon nasutus* (10,45%) (Tabela 1).

Quanto a constância nas capturas, apenas quinze espécies foram constantes, sete espécies foram acessórias e o maior número delas (43) foi considerado acidental. Quatro espécies exóticas foram encontradas, a tilápia *Oreochromis niloticus*, o bagre americano *Ictalurus punctatus* e as carpas *Ctenopharingodon idellus* e *C. carpio*.

Tabela 1. Abundância absoluta e relativa para número de indivíduos [n e n(%)] e biomassa [B(kg) e B(%)] de cada espécie, além da constância de Dajoz, para as capturas realizadas no reservatório da UHE Machadinho no período compreendido entre 2002 e 2011 (Cons – constante, Aces – acessória, Acid – acidental).

Nome científico	n	n(%)	B(kg)	B(%)	Cons
ATHERINIFORMES					
Atherinopsidae					
<i>Odontesthes perugiae</i> Evermann & Kendall 1906	1	0,00	0,08	0,00	Acid
CHARACIFORMES					
Acestrorhynchidae					
<i>Acestrorhynchus pantaneiro</i> Menezes 1992	2783	6,76	372,80	14,68	Cons
Anostomidae					
<i>Leporinus amae</i> Godoy 1980	219	0,53	12,23	0,48	Acid
<i>Leporinus obtusidens</i> (Valenciennes 1837)	1	0,00	3,18	0,13	Acid
<i>Schizodon nasutus</i> Kner 1858	1854	4,50	265,40	10,45	Cons
Bryconidae					
<i>Brycon orbignyanus</i> (Valenciennes 1850)	5	0,01	11,80	0,46	Acid

<i>Salminus brasiliensis</i> (Cuvier 1816)	15	0,04	65,65	2,59	Acid
Characidae					
<i>Astyanax eigenmanniorum</i> (Cope 1894)	62	0,15	1,07	0,04	Acid
<i>Astyanax fasciatus</i> (Cuvier 1819)	9777	23,75	168,89	6,65	Cons
<i>Astyanax scabripinnis</i> (Jenyns 1842)	2142	5,20	35,75	1,41	Aces
<i>Astyanax jacuhiensis</i> (Cope 1894)	2232	5,42	25,56	1,01	Cons
<i>Bryconamericus iheringii</i> (Boulenger 1887)	2054	4,99	2,65	0,10	Cons
<i>Bryconamericus stramineus</i> Eigenmann 1908	457	1,11	0,22	0,01	Acid
<i>Cynopotamus kincaidi</i> (Schultz 1950)	10	0,02	1,11	0,04	Acid
<i>Galeocharax humeralis</i> (Valenciennes 1834)	108	0,26	9,38	0,37	Acid
<i>Oligosarcus brevioris</i> Menezes 1987	33	0,08	1,51	0,06	Acid
<i>Oligosarcus jenynsii</i> (Günther 1864)	1374	3,34	133,70	5,27	Cons
Serrasalminidae					
<i>Pygocentrus nattereri</i> Kner 1858	7	0,02	2,86	0,11	Acid
<i>Serrasalmus maculatus</i> Kner 1858	50	0,12	19,48	0,77	Acid
Curimatidae					
<i>Steindachnerina biornata</i> (Braga & Azpelicueta 1987)	82	0,20	1,78	0,07	Acid
<i>Steindachnerina brevipinna</i> (Eigenmann & Eigenmann 1889)	2376	5,77	59,48	2,34	Cons
Erythrinidae					
<i>Hoplias lacerdae</i> Miranda Ribeiro 1908	121	0,29	97,02	3,82	Aces
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch 1794)	242	0,59	166,03	6,54	Cons
Parodontidae					
<i>Apareiodon affinis</i> (Steindachner 1879)	219	0,53	2,01	0,08	Aces
Prochilodontidae					
<i>Prochilodus lineatus</i> (Valenciennes 1837)	10	0,02	28,93	1,14	Acid
CYPRINIFORMES					
Cyprinidae					
<i>Ctenopharyngodon idella</i> (Valenciennes 1844)	8	0,02	26,82	1,06	Acid
<i>Cyprinus carpio</i> Linnaeus 1758	191	0,46	229,09	9,02	Aces
CYPRINODONTIFORMES					
Poeciliidae					
<i>Phalloceros caudimaculatus</i> (Hensel 1868)	1	0,00	0,00	0,00	Acid

GYMNOTIFORMES**Gymnotidae**

<i>Gymnotus carapo</i> Linnaeus 1758	4	0,01	0,18	0,01	Acid
--------------------------------------	---	------	------	------	------

Sternopygidae

<i>Eigenmannia virescens</i> (Valenciennes 1836)	110	0,27	2,64	0,10	Acid
--	-----	------	------	------	------

PERCIFORMES**Cichlidae**

<i>Crenicichla celidochilus</i> Casciotta 1987	28	0,07	3,41	0,13	Acid
--	----	------	------	------	------

<i>Crenicichla igara</i> Lucena & Kullander 1992	34	0,08	4,34	0,17	Acid
--	----	------	------	------	------

<i>Crenicichla jurubi</i> Lucena & Kullander 1992	14	0,03	1,17	0,05	Acid
---	----	------	------	------	------

<i>Crenicichla minuano</i> Lucena & Kullander 1992	15	0,04	1,19	0,05	Acid
--	----	------	------	------	------

<i>Crenicichla missioneira</i> Lucena & Kullander 1992	56	0,14	4,16	0,16	Acid
--	----	------	------	------	------

<i>Crenicichla tendybaguassu</i> Lucena & Kullander 1992	2	0,00	0,12	0,00	Acid
--	---	------	------	------	------

<i>Crenicichla vittata</i> Heckel 1840	11	0,03	0,55	0,02	Acid
--	----	------	------	------	------

<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	503	1,22	9,82	0,39	Cons
--	-----	------	------	------	------

<i>Gymnogeophagus gymnogenys</i> (Hensel 1870)	2	0,00	0,00	0,00	Acid
--	---	------	------	------	------

<i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus 1758)	2	0,00	0,01	0,00	Acid
--	---	------	------	------	------

SILURIFORMES**Auchenipteridae**

<i>Trachelyopterus teaguei</i> (Devincenzi 1942)	1	0,00	0,06	0,00	Acid
--	---	------	------	------	------

Callichthyidae

<i>Corydoras paleatus</i> (Jenyns 1842)	55	0,13	0,11	0,00	Acid
---	----	------	------	------	------

Heptapteridae

<i>Rhamdella longiuscula</i> Lucena & da Silva 1991	29	0,07	1,09	0,04	Acid
---	----	------	------	------	------

<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard 1824)	307	0,75	70,89	2,79	Cons
---	-----	------	-------	------	------

<i>Pimelodella</i> sp.	1	0,00	0,01	0,00	Acid
------------------------	---	------	------	------	------

Ictaluridae

<i>Ictalurus punctatus</i> (Rafinesque, 1818)	1	0,00	0,04	0,00	Acid
---	---	------	------	------	------

Loricariidae

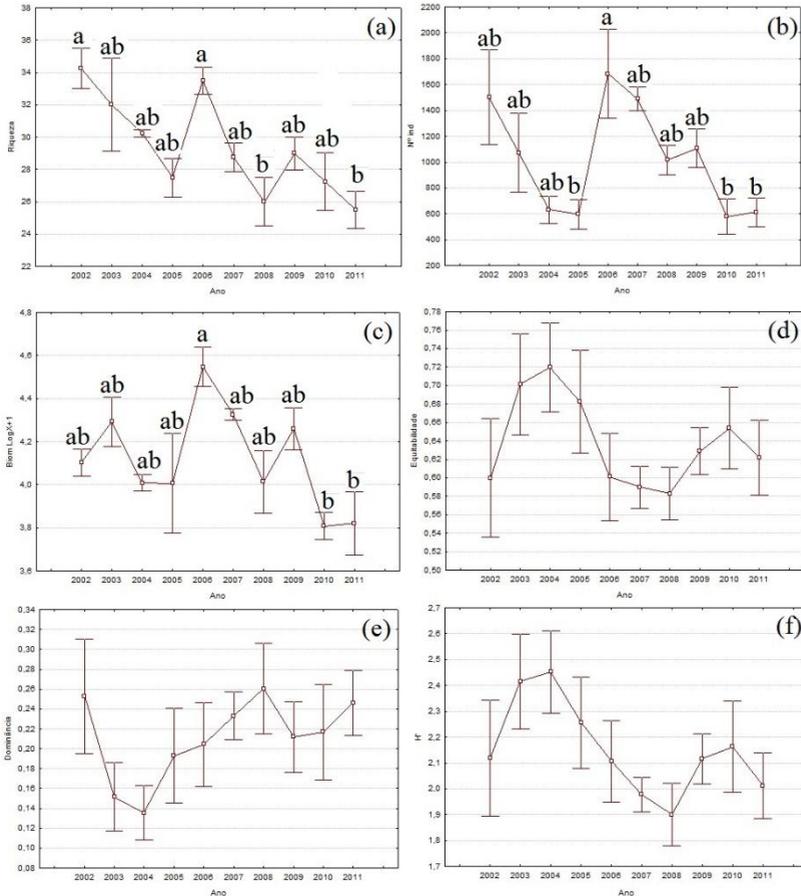
<i>Ancistrus</i> sp.	1	0,00	0,02	0,00	Acid
----------------------	---	------	------	------	------

<i>Ancistrus taunayi</i> Miranda Ribeiro 1918	2	0,00	0,04	0,00	Acid
---	---	------	------	------	------

<i>Pogonopoma obscurum</i> Quevedo & Reis 2002	214	0,52	63,65	2,51	Aces
<i>Hemiancistrus fuliginosus</i> Cardoso & Malabarba 1999	73	0,18	2,22	0,09	Aces
<i>Hemipsilichthys</i> sp.	1	0,00	0,02	0,00	Acid
<i>Hypostomus commersoni</i> Valenciennes 1836	231	0,56	67,67	2,66	Cons
<i>Hypostomus isbrueckeri</i> Reis, Weber & Malabarba 1990	898	2,18	93,82	3,69	Cons
<i>Hypostomus luteus</i> (Godoy 1980)	42	0,10	10,53	0,41	Acid
<i>Hypostomus regani</i> (Ihering 1905)	6	0,01	1,29	0,05	Acid
<i>Hypostomus roseopunctatus</i> Reis, Weber & Malabarba 1990	45	0,11	5,76	0,23	Acid
<i>Hypostomus uruguayensis</i> Reis, Weber & Malabarba 1990	1	0,00	0,14	0,01	Acid
<i>Loricariichthys anus</i> (Valenciennes 1835)	6	0,01	0,16	0,01	Acid
<i>Rineloricaria</i> sp.	6	0,01	0,06	0,00	Acid
Pimelodidae					
<i>Iheringichthys labrosus</i> (Lütken 1874)	899	2,18	85,40	3,36	Cons
<i>Parapimelodus valenciennis</i> (Lütken 1874)	10292	25,00	140,31	5,53	Cons
<i>Pimelodus absconditus</i> Azpelicueta 1995	76	0,18	4,50	0,18	Aces
<i>Pimelodus atrobrunneus</i> Vidal & Lucena 1999	65	0,16	2,51	0,10	Acid
<i>Pimelodus maculatus</i> Lacepède 1803	677	1,64	180,82	7,12	Cons
<i>Steindachneridion scriptum</i> (Miranda Ribeiro 1918)	24	0,06	36,03	1,42	Acid

Para os peixes considerados como grandes migradores, as capturas foram baixas e esporádicas. O dourado *Salminus brasiliensis* foi o mais representativo, com 15 indivíduos capturados apenas nos anos de 2002, 2003, 2004 e 2009. O curimba *Prochilodus lineatus* foi capturado somente após o ano de 2004, enquanto a piracanjuba *Brycon orbignyanus* foi capturada a partir de 2008. A piava *Leporinus obtusidens* teve apenas um indivíduo capturado.

Comparando os dados anuais de captura ao longo do período de estudo através da análise ANOVA com medidas repetidas, verificou-se diferença significativa ($p < 0,05$) entre os valores de número de indivíduos, biomassa ($\log(x+1)$) e riqueza (Figura 2). Para os demais índices analisados - dominância, equitabilidade e Shannon H' - não houve diferença (Figura 2).



*Letras distintas indicam diferença significativa ($p < 0,05$).

Figura 2. Análise estatística (ANOVA com medidas repetidas), média e erro padrão da riqueza (a), nº de indivíduos (b), biomassa ($\log X+1$ (kg))(c), equitabilidade (d), dominância (e) e H' Shannon (f) a partir dos dados de captura de peixes no reservatório de Machadinho no período de 2002 a 2011.

Houve diferença significativa entre os anos ($p < 0,05$) para os dados de pH, OD e temperatura da água, com destaque para os valores superiores em 2006 desta última variável. Já os dados de precipitação e transparência da água não mostraram diferença significativa entre os anos de estudo (Figura 3).

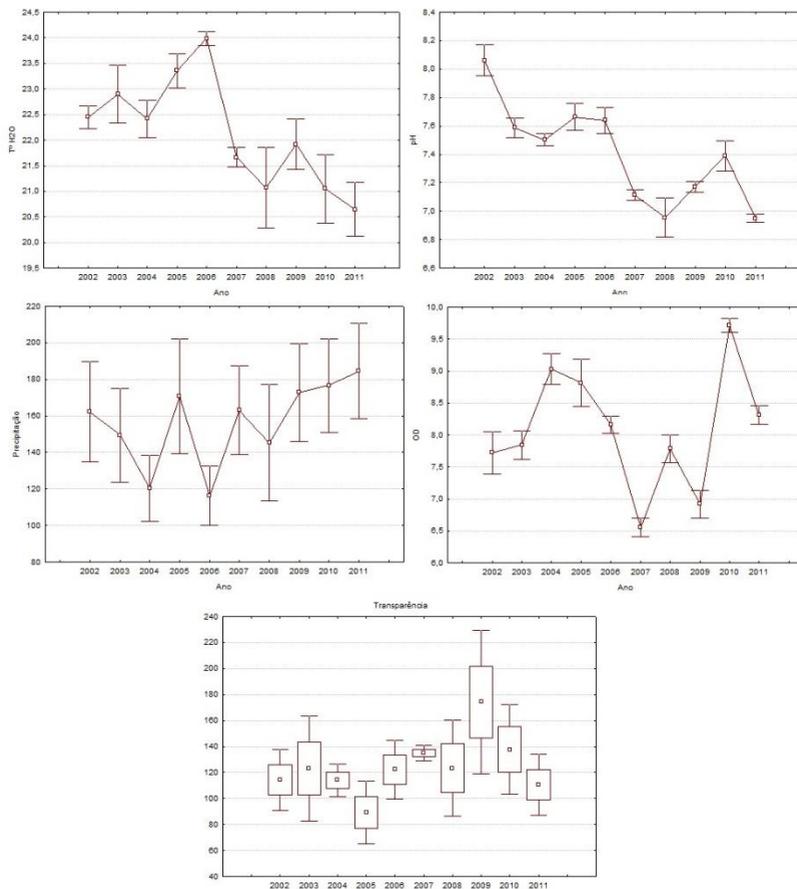


Figura 3. Análise estatística (ANOVA com medidas repetidas), média e erro padrão da temperatura da água (a), pH (b), precipitação (c), oxigênio dissolvido (d) e transparência da água (e) a partir dos dados obtidos no reservatório de Machadinho no período de 2002 a 2011.

De acordo com a análise de componentes principais (PCA), os dois primeiros eixos da ordenação explicaram 67,3% (eixo 1 = 38,8%, eixo 2 = 28,5%) do total da variância (Figura 4). No eixo 1, observou-se uma correlação negativa com a precipitação e uma correlação positiva com a temperatura da água e o pH. Já o eixo 2 mostrou correlação positiva com a transparência da água e correlação negativa com o oxigênio dissolvido.

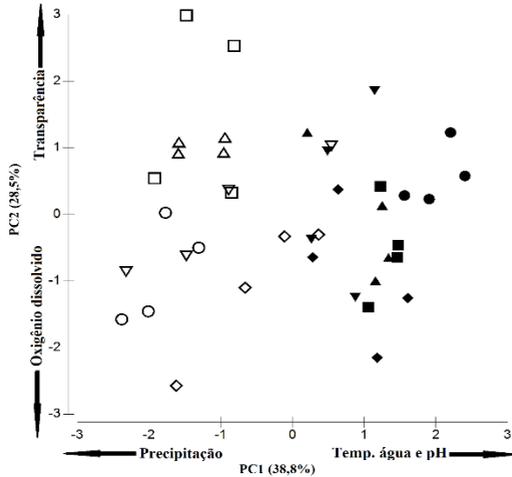


Figura 4. Diagrama de ordenação dos dois primeiros eixos da análise de componentes principais sobre as variáveis ambientais obtidas a cada coleta e apresentadas por ano no reservatório de Machadinho entre o período de 2002 a 2011 (▲2002, ▼2003, ■2004, +2005, ●2006, △2007, ▽2008, □2009, ◇2010, ○2011).

A análise de agrupamento com base nos dados de abundância numérica indicou a formação de quatro grupos com uma alta similaridade entre si (+ 80%). Um grupo formado pelos anos de 2003, 2004 e 2005 (G2); outro por 2006 e 2007 (G3); um terceiro pelos anos finais (2008 a 2011 (G4)); e o último somente pelo ano de 2002 (G1). Os mesmos grupos podem ser observados na plotagem bidimensional do MDS, no qual o valor de stress de 0,06 indica que as distâncias gráficas nas duas dimensões possuem uma excelente representação das similaridades (Figura 5).

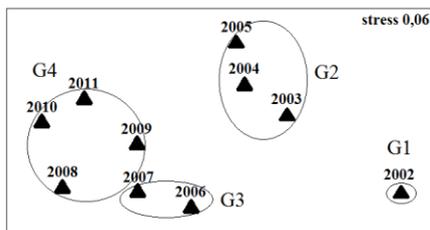


Figura 5. Análise de ordenação pelo método MDS baseado nos dados de abundância numérica de todas as espécies capturadas. Grupos delineados no nível de 82% estão circundados no gráfico de ordenação MDS.

A dissimilaridade entre os grupos, verificada através da análise ANOSIM, obteve um R-Global igual a 0,205 para níveis de significância de $p < 0,01$ em 9.999 permutações. Analisados par a par, não houve diferença significativa apenas em duas relações, G1xG2 e G3xG4. Os maiores valores de R ($> 0,4$) foram encontrados nas comparações de G1 com G3 e G4 e o menor valor entre G3 e G4 (Figura 6). Já a dissimilaridade entre os anos subsequentes apresentou um R-Global 0,255 para níveis de significância de $p < 0,01$ em 9.999 permutações, onde as relações entre o ano de 2002x2003, 2005x2006 e 2006x2007 apresentaram diferença significativa ($p < 0,01$) (Tabela 3).

G1				
G2	0,174			
G3	0,595	0,175		
G4	0,436	0,226	0,005	
	G1	G2	G3	G4

Figura 6. Valores de R para as relações entre os grupos de anos formados através da análise de ordenação pelo método MDS baseado nos dados de abundância numérica de todas as espécies capturadas.

De acordo com a análise de similaridade das percentagens (SIMPER), um total de dez espécies explicaram mais de 50% da dissimilaridade entre os grupos analisados. Destas, *P. valenciennis*, *A. pantaneiro*, *S. brevipinna*, *I. labrosus* e *S. nasutus* mostraram aumento das capturas entre os anos iniciais e finais. Diferentemente, *A. fasciatus*, *A. jacuhiensis*, *B. iheringii*, *A. scabripinnis* e *O. jenynsii* apresentaram valores inferiores nos anos finais de estudo (tabela 2).

Tabela 2. Análise de similaridade e dissimilaridade das percentagens (SIMPER) entre os grupos G1XG3 e G1XG4 com $R > 0,4$ e $p < 0,01$. Resultados das espécies que somadas contribuíram, em cada análise, com mais de 50% da dissimilaridade. Valores representados por + ou - indicam se as espécies aumentaram (+) ou diminuíram (-) entre os grupos.

Espécies	G1XG3		G1XG4	
<i>Parapimelodus valenciennis</i>	7,78	+	6,46	+
<i>Acestrorhynchus pantaneiro</i>	6,53	+	5,39	+
<i>Steindachnerina brevipinna</i>	5,45	+	4,23	+
<i>Iheringichthys labrosus</i>	4,88	+	4,25	+
<i>Schizodon nasutus</i>	2,85	+	2,78	+
<i>Astyanax fasciatus</i>	4,83	-	6,11	-
<i>Astyanax jacuhiensis</i>	4,16	-	5,95	-
<i>Bryconamericus iheringii</i>	4,48	-	5,03	-
<i>Astyanax Scabripinnis</i>	4,75	-	5,06	-
<i>Oligosarcus jenynsii</i>	2,77	-	3,63	-
Média Dissimilaridade (%)	24,69		28,28	

Tabela 3. Valores da estatística R e nível de significância para a comparação das espécies baseada no número de indivíduos usando a ANOSIM one-way para verificar diferença entre os anos subsequentes.

R Global = 0,255 $p < 0,01$		
	R	p
2002 vs 2003	0,154	0,003
2003 vs 2004	0,094	0,018
2004 vs 2005	0,074	0,026
2005 vs 2006	0,295	0,000
2006 vs 2007	0,111	0,006
2007 vs 2008	0,068	0,050
2008 vs 2009	0,04	0,091
2009 vs 2010	0,077	0,028
2010 vs 2011	-0,026	0,728

Todos os valores de AvTD ficaram abaixo da média esperada. Os anos de 2002 e 2006 ficaram fora do intervalo de confiança de 95% e o ano de 2007 ficou situado exatamente sobre esse limite. Mais próximos da média esperada, encontramos os anos de 2008 e 2009 (Figura 7).

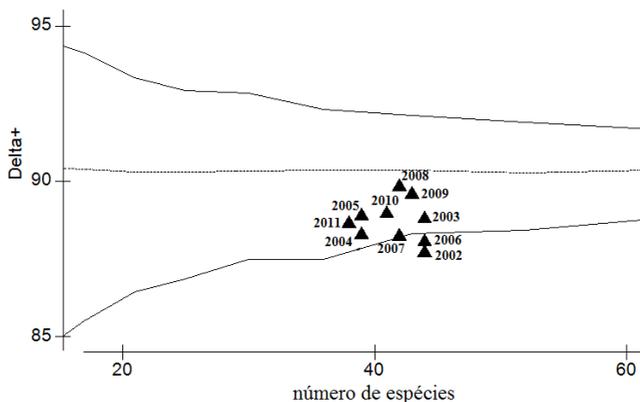


Figura 7. Distinção Taxonomômica Média calculada para os anos de 2002 a 2011 na UHE Machadinho. A média esperada é indicada pela linha pontilhada central e o limite do intervalo de confiança de 95% pelas linhas sólidas do entorno.

Em todos os anos amostrados após a formação do reservatório de Machadinho, a curva ABC mostrou a mesma tendência: as duas linhas próximas, mas a abundância sempre superando a biomassa. Acompanhando este padrão, o cálculo estatístico de W (Clarke, 1990) apresentou valores negativos e próximos de zero para todos os anos (Figura 8).

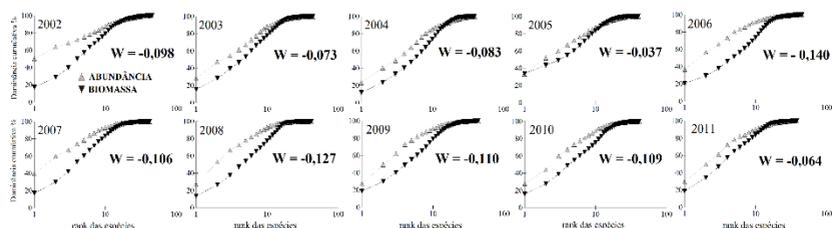


Figura 8. Curva de dominância das espécies “ABC plot” e a estatística W calculadas com base no número de indivíduos e na biomassa total de peixes capturados anualmente no reservatório de Machadinho entre o período de 2002 a 2011.

Discussão

Primeiramente, pôde-se observar os intensos impactos iniciais sofridos pela assembleia íctica no momento seguinte à formação do reservatório, claramente representados através dos resultados que

afastam o ano de 2002 dos seus subseqüentes. Sabe-se que após o enchimento de um reservatório ocorre uma grande liberação de nutrientes dissolvidos oriundos da matéria orgânica submersa e, com isso, tem-se uma elevada produção biológica que é sentida em diferentes níveis dentro de um sistema de cascata trófica (Petriere-Junior, 1996; Jorgensen et al., 2013), fato aqui demonstrado pela elevada abundância numérica da ictiofauna em 2002. Neste primeiro momento, o que observamos, na verdade, é o aumento de algumas espécies com elevada plasticidade comportamental que proliferam-se rapidamente em detrimento de outras com maiores demandas ecológicas (Agostinho et al., 2007).

O agrupamento dos anos posteriores parece mostrar certa estabilização da ictiofauna. Tendência esta que é interrompida no ano de 2006, no qual novamente um distúrbio parece afetar o ambiente de estudo. Analisando em separado este ano, período com índices estatisticamente diferentes, a análise de componentes principais o relacionou a características que incluíram maior temperatura da água e maior transparência, sendo a última variável relacionada diretamente com a menor precipitação. Tais condições, normalmente favorecem a produção de plâncton e podem ter causado um efeito *bottom-up* sobre a ictiofauna neste período (Esteves, 2011; Jorgensen et al., 2005). Estudo que acompanhou durante dez anos a ictiofauna do reservatório de Itá, barragem localizada imediatamente abaixo de Machadinho, também encontrou picos de abundância de peixes no ano de 2006 (Schork e Zaniboni-Filho, no prelo). Isto pode indicar a importância das variáveis ambientais que predominam na região e sua influência sobre as comunidades bióticas do reservatório.

Apesar dos altos valores de riqueza específica encontrados em 2002 e 2006, baixos valores de distinção taxonômica média foram observados para estes anos, ambos abaixo do limite inferior do intervalo de confiança. Valores de distinção taxonômica média fora do intervalo indicam uma assembleia degradada e com menor biodiversidade, na qual as espécies possuem uma relação taxonômica mais estreita, pertencendo a mesma ordem, família e gênero (Clarke e Warwick, 1999). Assim, temos indicação de uma assembleia com uma estrutura mais pobre nestes dois anos, demonstrando impactos mais significantes sofridos pelo ambiente nestes períodos. Cabe notar que os maiores valores de abundância numérica ao longo do tempo foram observados em 2006, resultado que parece não refletir em uma comunidade com maior diversidade de táxons superiores, mas sim, na proliferação de

espécies próximas taxonomicamente. Mesmo caso foi observado em 2007, com altos valores de abundância e localizado sobre o limite inferior do intervalo de confiança, mostrando que a assembleia ainda continuou influenciada pelo evento de desestabilização ocorrido no ano anterior.

Deste ponto, ordena-se um último grupo de anos subsequentes, mostrando uma mudança gradual da assembleia ao longo do tempo. Com uma estrutura cada vez mais próxima, o reservatório aparenta certa tendência de estabilização. Realizada a partir dos grupos formados pela técnica MDS e também para comparações entre anos subsequentes, a análise ANOSIM reforçou este gradiente temporal, indicando diferenças estatísticas apenas entre os grupos iniciais e finais. Com valor de R próximo de zero (0,05), os anos agrupados foram classificados como indistinguíveis entre 2006 e 2011. De forma geral, o padrão de separação das amostras construída pela análise de componentes principais também relacionou os cinco anos finais a menores valores de temperatura e maiores volumes de precipitação, em relação aos anos iniciais.

As curvas de k-dominância da abundância numérica e de biomassa indicaram uma comunidade de peixes moderadamente perturbada ao longo de todo período de estudo. Os valores negativos sempre próximos de zero indicados pelo cálculo estatístico de W confirmaram este resultado. A proximidade das curvas de biomassa e de abundância demonstra a representatividade de espécies de pequeno e médio porte não apenas numericamente, como também para a biomassa, e apontam para um discreto desequilíbrio do ambiente. Reflexo de uma ictiofauna dominada por espécies de caráter oportunista, na qual pequenos caracídeos e pimelodídeos são os mais representativos. Aqui, mais uma vez, esta característica parece se agravar no ano de 2006, no qual encontramos os menores valores de W.

Nas capturas realizadas na UHE Machadinho houve dominância de lambaris e mandis, espécies de pequeno porte, classificadas como sedentárias ou migradores de curta distância. Sabe-se que com a interrupção do curso natural de um rio, espécies que tenham menores necessidades específicas para completar o seu ciclo de vida conseguem manter mais eficientemente as suas populações ao longo do tempo (Agostinho et al., 2007) e, por isso, tendem a dominar a assembleia de peixes.

É de conhecimento que a ictiofauna colonizadora de um reservatório é determinada pela existência de espécies pré-adaptadas ao

modo de vida lacustre em seus rios formadores (Fernando e Holcik, 1991). Padrão este confirmado na formação do reservatório de Machadinho, onde espécies já relatadas anteriormente para a região do Alto Rio Uruguai (Zaniboni-Filho et al., 2008b; Reynalte-Tataje et al., 2012b; Zaniboni-Filho et al., 2004; Bertoletti e Lucena, 1989; Godoy, 1987) e com características oportunistas capazes de aproveitar a ampliação da área alagada e a formação de novos habitats foram as que obtiveram maior sucesso na colonização da área. Dentre estas, merece destaque as espécies *A. fasciatus* e *P. valenciennis*, típicas da região e que alternaram a dominância da assembleia ao longo dos anos.

A. fasciatus pode ter seu sucesso relacionado a sua flexibilidade ecológica, que combina amplo espectro alimentar e estratégias reprodutivas que incluem a produção de numerosos ovos adesivos com rápido desenvolvimento e longos períodos de desova (Hirt et al., 2011, Dias et al., 2005). Já o aumento de *P. valenciennis* pode ter sido uma consequência da maior disponibilidade de alimento para esta espécie de hábito planctívoro (Almeida et al., 2013), cuja produção é favorecida com as novas condições hidrodinâmicas no ambiente do reservatório.

Para as espécies consideradas como migradoras de longa distância, apenas quatro foram encontradas, todas com baixas capturas e classificadas como acidentais. De acordo com Lemes e Garutti (2002), a constância reflete a habilidade biológica que a espécie tem em explorar os recursos ambientais disponíveis num determinado momento no biótopo. Além das estratégias alimentares, fica claro que uma destas habilidades é a de conseguir utilizar eficientemente os ambientes disponibilizados pelo reservatório para a reprodução. Peixes migradores necessitam de um maior número de habitats para completarem seu ciclo de vida e, por isso, a construção de barragens aparece como um obstáculo que afeta fortemente a abundância de suas populações, podendo inclusive causar seu desaparecimento (Agostinho et al., 2007).

No reservatório de Machadinho, a ausência de tributários importantes e a quase inexistência de áreas lóxicas na sua porção superior, devido a presença de barramentos em cascata em seus principais rios formadores, certamente tem dificultado ainda mais o ciclo reprodutivo destas espécies. Consoante com estas observações, Hermes-Silva et al. (2012) relataram a ausência de larvas de peixes migradores na área do reservatório.

Valores mais expressivos de captura destas espécies migradoras foram encontrados em dados oriundos do monitoramento da pesca artesanal na região (Schork et al., 2012). Aqui, a seletividade dos

petrechos e das áreas de pesca utilizadas pelos pescadores artesanais para direcionar o esforço para a captura destas espécies certamente levou a estas diferenças e exemplifica o impacto que a pesca também pode exercer sobre a abundância destes peixes.

As capturas esporádicas de grandes migradores, inclusive em anos muito posteriores ao fechamento do reservatório, podem estar relacionadas a eventos de soltura. Em 2007, solturas experimentais de juvenis de dourado e curimba (3.000 exemplares de cada) foram feitas pela equipe do Laboratório de Biologia e Cultivo de Peixes de Água Doce da Universidade Federal de Santa Catarina (LAPAD/UFSC). Novos experimentos com adultos de dourado (200 exemplares) e juvenis de piava (1.000 exemplares) foram realizados em 2011. Além disso, solturas de poucos indivíduos de espécies migradoras, realizadas de forma independente por pescadores artesanais, também já foram relatadas na área de estudo (Schork et al., 2013).

Presente na Lista da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção (Mma, 2014), *B. orbignyana* havia desaparecido das capturas da região a aproximadamente vinte e cinco anos (Bertoletti e Lucena, 1989; Beux e Zaniboni-Filho, 2008). No presente estudo, a espécie foi capturada apenas a partir de 2008. Possivelmente, resultado de escapes de tanques-rede pertencentes a cultivos experimentais realizados no reservatório (Beux et al., 2012).

Entre as quatro espécies exóticas encontradas, três (*C. idellus*, *C. carpio* e *O. niloticus*) já foram observadas na região antes da instalação da UHE Machadinho (Zaniboni-Filho et al., 2004). A presença de espécies exóticas em ambiente natural é comum em muitos reservatórios brasileiros e ocorre principalmente por escapes das áreas de cultivo (Agostinho et al., 2007). Nas áreas adjacentes ao reservatório de Machadinho, são diversos os produtores rurais que realizam a piscicultura, principalmente com o cultivo da carpa *C. carpio*, espécie aqui classificada como acessória e com valores expressivos de biomassa total. Diferentemente de outras espécies de carpas, a carpa comum não realiza movimentos migratórios e apresenta resistência a ampla faixa de temperatura (Moreira et al., 2001), características que devem ter favorecido a sua disseminação neste ambiente. Já as tilápias, mesmo sendo comumente criadas através de sistemas de policultivo parecem não ter obtido o mesmo sucesso em se estabelecer na região. Possivelmente, as baixas temperaturas comumente registradas no local durante o inverno levam esta espécie tipicamente tropical à consequências deletérias que incluem redução do apetite e do

crescimento e queda no sistema imunológico (Ostrenski e Boerger, 1998), o que vem a prejudicar o seu desenvolvimento.

As principais espécies responsáveis pela dissimilaridade entre os grupos foram apontadas pela análise SIMPER. Com representatividade crescente entre os anos iniciais e finais de estudo, foram sobretudo importantes para explicar a diferença entre os grupos: *A. pantaneiro*, *I. labrosus*, *S. nasutus*, *P. valenciennis*. Atenção também para os lambaris, que somam quatro das 10 espécies mais representativas para a dissimilaridade, diminuindo suas contribuições ao longo dos anos.

Estudos pretéritos mostraram o aumento expressivo da abundância de *A. pantaneiro* após a instalação da UHE Itá (Zaniboni-Filho et al., 2008b) e da UHE Machadinho (Reynalte-Tataje et al., 2012b). No presente trabalho, somou altas capturas, sendo a primeira em biomassa e terceira em abundância numérica. Padrão recorrentemente descrito para espécies de peixes piscívoros em reservatórios (Novakowski et al., 2007; Loureiro-Crippa e Hahn, 2006), este peixe-cachorro parece ter sido favorecido pelo aumento populacional de espécies forrageiras. A capacidade de adaptar sua alimentação de acordo com as presas mais abundantes nos reservatórios (Cantanhede et al., 2008) e táticas reprodutivas eficientes que incluem desova parcelada com fecundidade relativamente alta e a ausência de cuidado parental (Meurer e Zaniboni-Filho, 2012), parecem ter garantido a esta espécie uma melhor adaptabilidade ao ambiente lântico em relação a demais piscívoras. Exemplo que encontramos na traíra *H. malabaricus* e, inclusive, em outro peixe cachorro (*O. jenynsii*), ambos com diminuição das capturas ao longo do tempo. Para o último, a queda nas capturas após a instalação da UHE Itá também foi relatada por Zaniboni-Filho et al., 2008b.

Outra espécie que parece ter sido favorecida com as novas condições impostas pelo reservatório foi a voga *S. nasutus*. O crescimento de macrófitas aquáticas é fato comumente relatado em reservatórios brasileiros (Pelicice et al., 2008; Hermes-Silva e Zaniboni-Filho, 2012) e constitui fonte de alimento abundante a esta espécie de hábito alimentar herbívoro (Andrade e Braga, 2005; Villares-Junior et al., 2011). Também cabe relacionar o sucesso da espécie na colonização do reservatório à adaptações reprodutivas como desova parcelada, ausência de cuidado parental e comportamento não migratório (Vazzoler e Menezes, 1992; Nakatani et al., 2001).

Podemos concluir que a assembleia de peixes do reservatório de Machadinho é uma comunidade moderadamente perturbada, dominada

por espécies de pequeno porte, sobretudo mandis e lambaris. A presença de espécies migradoras é rara e reflete o impacto da ausência de trechos lóticos bem estruturados para garantir os diferentes habitats necessários para que estas espécies completem seu ciclo de vida. A variação temporal da ictiofauna demonstrou claramente os impactos iniciais causados pelo barramento. A aparente estabilização que se seguiu foi novamente afetada por mudanças na precipitação e temperatura da água no ano de 2006, cujas consequências incluíram maior abundância numérica de espécies com uma relação taxonômica mais estreita e a formação de uma assembleia com indicação de maiores perturbações. Fato ainda percebido no ano seguinte. Com uma estrutura íctica mais semelhante, os últimos cinco anos mostraram nova tendência de estabilização no reservatório.

Referências

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

AGOSTINHO, A.A., MIRANDA, L.E., BINI, L.M., GOMES, L.C., THOMAZ, S.M. e SUZUKI, H.I., 1999. Patterns of colonization in Neotropical Reservoirs, and prognoses on aging. In: J. G. TUNDISI e M. STRAUKRABA, eds. *Theoretical Reservoir Ecology and its Applications*. São Carlos: Internacional Institute of Ecology, pp. 227-267.

ALMEIDA, A.P.G., BEHR, E.R. e BALDISSEROTTO, B., 2013. Gill rakers in six teleost species: influence of feeding habit and body size. *Ciência Rural, Santa Maria*, vol. 43, no. 12, pp. 2208-2214.

ANDRADE, P.M. e BRAGA, F.M.S., 2005. Diet and feeding of fish from Grande River, located below the Volta Grande reservoir, MG-SP. *Brazilian Journal of Biology*, vol. 65, no. 3, pp. 377-385.

ARAÚJO, F.G., SANTOS, A.B.I. e ALBIERI, R.J., 2013. Assessing fish assemblages similarity above and below a dam in a Neotropical reservoir with partial blockage. *Brazilian Journal of Biology*, vol. 73, no. 4, pp. 727-736.

BARBOSA, F.A.R., PADISAK, J., ESPINDOLA, E.L.G., BORICS, G.

e ROCHA, O., 1999. The cascading reservoir continuum concept (CRCC) and its application to the river Tietê basin, São Paulo State, Brazil. In: J. G. TUNDISI e M. STRAUKRABA, eds. *Theoretical Reservoir Ecology and its Applications*. São Carlos: Internacional Institute of Ecology, pp. 425-437.

BERTOLETTI, J.J. e LUCENA, C.A.S., 1989. *Ictiofauna da área de influência das UHEs de Itá e Machadinho*. Relatório Final. Florianópolis: Puc/Cnec/Eletrosul. 80 p.

BEUX, L.F., FRACASSOLI, D.M., ZANIBONI-FILHO, E. e NUÑER, A.P.O., 2012. Criação de Piracanjuba (*Brycon Orbignyanus*) em tanques-rede. In: A. P. O. NUÑER e E. ZANIBONI-FILHO, eds. *Reservatório de Machadinho: peixes, pesca e tecnologias de criação*. Florianópolis: Ufsc. pp. 179-204.

BEUX, L.F. e ZANIBONI-FILHO, E., 2008. Produção pesqueira do reservatório de Itá, Alto Rio Uruguai. In: E. ZANIBONI-FILHO e A. P. O. NUÑER, eds. *Reservatório de Itá: Estudos ambientais, desenvolvimento de tecnologias de cultivo e conservação da ictiofauna*. Florianópolis: Ufsc. pp. 87-108.

CANTANHEDE, G., HAHN, N.S., FUGI, R. e GUBIANI, E.A., 2008. Alterations on piscivorous diet following change in abundance of prey after impoundment in a Neotropical river. *Neotropical Ichthyology*, vol. 6, no. 4, pp. 631-636.

CLARKE, K.R., 1990. Comparisons of dominance curves. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, vol. 138, no. 1, pp. 143-157.

CLARKE, K. e GORLEY, R., 2001. *PRIMER v5: User Manual*. Plymouth: Primer-E. 91 p.

CLARKE, K.R. e WARWICK, R.M., 1999. The taxonomic distinctness measure of biodiversity: weighting of step lengths between hierarchical levels. *Marine Ecology Progress series*, vol. 184, pp. 21-29.

CLARKE, K.R. e WARWICK, R.M., 2001a. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. 2nd ed. Plymouth: Primer-E. 177 p.

CLARKE, K.R. e WARWICK, R.M., 2001b. A further biodiversity index applicable to species lists: variation in taxonomic distinctness. *Marine Ecology Progress series*, vol. 216, pp. 265-278.

DAJOZ, R., 1973. *Ecologia geral*. São Paulo: Vozes Limitada. 471 p.

DIAS, R.M., BAILLY, D., ANTÔNIO, R.R., SUZUKI, H.I. e AGOSTINHO, A.A., 2005. Colonization of the Corumbá Reservoir (Corumbá River, Paraná River Basin, Goiás State, Brazil) by the "Iambari" *Astyanax altiparanae* (Tetragonopterinae; Characidae). *Brazilian Archives of Biology and Technology*, vol. 48, no. 3, pp. 467-476.

DRASTIK, V., KUBECKA, J., TUSER, M., CECH, M., FROUZOVA, J., JAROLIM, O. e PRCHALOVA, M., 2008. The effect of hydropower on fish stock: comparison between cascade and non-cascade reservoirs. *Hydrobiologia*, vol. 609, pp. 25-36.

EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA. 2014. Anuário Estatístico de Energia Elétrica 2014: ano base 2013. Rio de Janeiro: Epe. 212 p.

ESGUICERO, A.L.H. e ARCIFA, M.S., 2010. Fragmentation of a Neotropical migratory fish population by a century-old dam. *Hydrobiology*, vol. 638, pp. 41-53.

ESTEVEZ, F. A., 2011. *Fundamentos de Limnologia*. 3rd ed. São Paulo: Interciência. 828 p.

FERNANDO, C.H. e HOLCIK, J., 1991. Fish in reservoirs. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie*, vol. 76, no. 2, pp. 149-167.

GODOY, M.P., 1987. *Peixes do estado de Santa Catarina*. Florianópolis: Ufsc/Eletrosul/Furb. 571 p.

HERMES-SILVA, S. e ZANIBONI-FILHO, E., 2012. Structure of the litoral fish assemblage in an impounded tributary: the effects of macrophytes presence (subtropical region, Brazil). *Brazilian Journal of Biology*, vol. 72, no. 3, pp. 489-495.

HERMES-SILVA, S., REYNALTE-TATAJE, D.A., ABBUD, F. e ZANIBONI-FILHO, E., 2012. Ovos e Larvas de Peixes. In: A. P. O. NUÑER e E. ZANIBONI-FILHO, eds. *Reservatório de Machadinho: peixes, pesca e tecnologias de criação*. Florianópolis: Ufsc. pp. 83-106.

HIRT, L.M., ARAYA, P.R. e FLORES, S.A., 2011. Population structure, reproductive biology and feeding of *Astyanax fasciatus* (Cuvier, 1819) in an Upper Paraná River tributary, Misiones Argentina. *Acta Limnologica Brasileira*, vol. 23, no. 1, pp. 1-12.

KREBS, C.J., 1998. *Ecological methodology*. New York: Addison Wesley. 624 p.

JORGENSEN, S., TUNDISI, J.G. e TUNDISI, T.M., 2013. *Handbook of inland aquatic ecosystem management*. Boca Raton: CRC Press. 422 p.

JORGENSEN, S.E., LOFFLER, H., RAST, W. e STRASKRABA, M., 2005. *Lake and Reservoir Management Development in Water Science*, vol. 54. Amsterdam: Elsevier. 502 p.

JUNK, W.J., BAYLEY, P.B. e SPARKS, R.E., 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. In: D. P. DODGE, ed. *Proceedings of the International Large River Symposium (LARS)*. Ottawa: Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences 106, pp. 110–127.

LASNE, E., LEK, S. e LAFFAILLE, P., 2007. Patterns in fish assemblages in the Loire floodplain: The role of Hydrological connectivity and implications for conservation. *Biological Conservation*, vol. 139, no. 3, pp. 258-268.

LEMES, E.M. e GARUTTI, V., 2002. Ecologia da ictiofauna de um córrego de cabeceira da bacia do Alto rio Paraná, Brasil. *Iheringia, Série Zoologia*, vol. 92, no. 3, pp. 69-78.

LOUREIRO-CRIPPA, V.E. e HAHN, N., 2006. Use of food resources by the fish fauna of small reservoir (rio Jordão, Brazil) before and shortly after its filling. *Neotropical Ichthyology*, vol. 4, no. 3, pp. 357-362.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. 2014. PORTARIA nº. 445, de 17 de dezembro de 2014. "Lista Nacional Oficial de Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção - Peixes e Invertebrados Aquáticos". Brasília: Diário Oficial da União. 18 de dezembro de 2014, nº. 445, Seção 1: pp.126-144.

MEURER, S. e ZANIBONI-FIHO, E., 2012. Reproductive and feeding biology of *Acestrorhynchus pantaneiro* Menezes, 1992 (Osteichthyes: Acestrorhynchidae) in areas under the influence of dams in the upper Uruguay River, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, vol. 10, no. 1, pp. 159-166.

MOREIRA, H.L.M., VARGAS, L., RIBEIRO, R.P. e ZIMMERMANN, S., 2001. *Fundamentos da moderna Aquicultura*. Canoas: Ulbra. 200 p.

NAKATANI, K., AGOSTINHO, A.A., BAUMGARTNER, G., BIALETZKI, A., SANCHES, P.V., MAKRAKIS, M.C. e PAVANELLI, C.S., 2001. *Ovos e larvas de peixes de água doce: desenvolvimento e manual de identificação*. Maringá: Eduem. 378 p.

NÉSPOLI, R.S. e PIZZATO, R., 2007. *Usina Hidrelétrica Machadinho: memória técnica*. Florianópolis: Npe/Ufsc. 386 p.

NOVAKOWSKI, G.C., HAHN, N.S. e FUGI, R., 2007. Alimentação de peixes piscívoros antes e após a formação do reservatório de Salto Caxias, Paraná, Brasil. *Biota Neotropica*, vol. 7, no. 2, pp. 149-154.

NUÑER, A.P.O. e ZANIBONI-FILHO, E., eds. 2012. *Reservatório de Machadinho: peixes, pesca e tecnologias de criação*. Florianópolis: Ufsc. 256 p.

OSTRENSKI, A. e BOERGER, W., 1998. *Piscicultura: Fundamentos e Técnicas de Manejo*. Guaíba: Agropecuária. 211 p.

PELICICE, F.M., THOMAZ, S.M. e AGOSTINHO, A.A., 2008. Simple relationships to predict attributes of fish assemblages in patches of submerged macrophytes. *Neotropical Ichthyology*, vol. 6, no. 4, pp. 543-550.

PETESSE, M.L. and PETRERE-JUNIOR, M., 2012. Tendency towards homogenization in fish assemblages in the cascade reservoir system of the Tiête river basin, Brazil. *Ecological Engineering*, vol. 48, pp. 109-116.

PETRERE-JUNIOR, M., 1996. Fisheries in large tropical reservoirs in South America. *Lakes & Reservoirs: Research and Management*, vol. 2, pp. 111-133.

PIELOU, E.C., 1966. Species-diversity and pattern-diversity in the study of ecological succession. *Journal of Theoretical Biology*, vol. 10, no. 2, pp. 370-383.

REYNALTE-TATAJE, D.A., NUÑER, A.P.O., NUNES, M.C., GARCIA, V., LOPES, C.A. e ZANIBONI-FILHO, E., 2012a. Spawning of migratory fish species between two reservoirs of the upper Uruguay River, Brazil. *Neotropical ichthyology*, vol. 10, no. 4, pp. 829-835.

REYNALTE-TATAJE, D.A., ZANIBONI-FILHO, E., HERMES-SILVA, S., MACHADO, C., GUERESCHI, R.M. e NUÑER, A.P.O., 2012b. Assembleia de Peixes. In: A. P. O. NUÑER e E. ZANIBONI-FILHO, eds. *Reservatório de Machadinho: peixes, pesca e tecnologias de criação*. Florianópolis: Ufsc. pp. 11-44.

SANTOS, A.B.I., ALBIERI, R.J. e ARAUJO, F.G., 2013. Influences of dams with different levels of river connectivity on the fish community structure along a tropical river in Southeastern Brazil. *Journal of Applied Ichthyology*, vol. 29, pp. 163-171.

SCHORK, G., HERMES-SILVA, S., BEUX, L.F., ZANIBONI-FILHO, E. e NUÑER, A.P.O., 2012. Diagnóstico da pesca artesanal na usina hidrelétrica de Machadinho, Alto rio Uruguai-Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca, São Paulo*, vol. 38, no. 2, pp. 97-108.

SCHORK, G., HERMES-SILVA, S. e ZANIBONI-FILHO, E., 2013. Analysis of fishing activity in the Itá reservoir, Upper Uruguay River, in the period 2004-2009. *Brazilian Journal of Biology*, vol. 73, no. 3, pp. 559-571.

SCHORK, G. e ZANIBONI-FILHO, E., (prelo). Structure dynamics of

a fish community over ten years of formation in the reservoir of the hydroelectric power plant in itá. *Brazilian Journal of Biology*, vol., no., pp..

SECRETÁRIA DO ESTADO DO DESENVOLVIMENTO URBANO E MEIO AMBIENTE (SDM). 1997. Bacias hidrográficas de Santa Catarina: diagnóstico geral. Florianópolis: Governo do Estado de Santa Catarina. 163 pp.

SIMPSON, E.H., 1949. Measurement of diversity. *Nature*, vol. 163, pp. 668.

STRASKRABA, M., 1990. Limnological particularities of multiple reservoir series. *Archiv fur Hydrobiologie Beiheft Ergebnisse der Limnologie*, vol. 33, pp. 677-678.

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

VAZZOLER, A.E.A.M. e MENEZES, N.A., 1992. Síntese de conhecimento sobre o comportamento reprodutivo dos Characiformes da América do Sul (Teleostei: Characiformes). *Revista Brasileira de Biologia*, vol. 52, no. 4, pp. 627-640.

VILLARES-JUNIOR, G.A., GOMIERO, L.M. e GOITEIN, R., 2011. Biological aspects of *Schizodon nasutus* Kner, 1958 (Characiformes: Anostomidae) in the low Sorocaba river basin, São Paulo state, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, vol. 71, no. 1, pp. 763-770.

WARD J.V. e STANFORD, J.A., 1995. The serial discontinuity concept: extending the model to floodplain rivers. *Regulated Rivers: Research & Management*, vol. 10, no. 2-4, pp. 159–168.

WARWICK, R.M., 1986. A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities. *Marine Biology*, vol. 92, no. 4, pp. 557-562.

ZANIBONI-FILHO, E., MEURER, S., SHIBATTA, O.A. e NUÑER, A.P.O., 2004. *Catálogo ilustrado de peixes do alto rio Uruguai*. Florianópolis: Ufsc/Tractebel Energia. 128 p.

ZANIBONI-FILHO, E. e NUÑER, A.P.O., eds. 2008. *Reservatório de Itá: estudos ambientais, desenvolvimento de tecnologias de cultivo e conservação da ictiofauna*. Florianópolis: Ufsc. 319 p.

ZANIBONI-FILHO, E., NUÑER, A.P.O., REYNATE-TATAJE, D.A., HERMES-SILVA, S. e MEURER, S., 2008b. Alterações espaciais e temporais da estrutura da comunidade de peixes em decorrência da implantação do reservatório de Itá (Alto Rio Uruguai). In: E. ZANIBONI-FILHO e A. P. O. NUÑER, eds. *Reservatório de Itá: Estudos ambientais, desenvolvimento de tecnologias de cultivo e conservação da ictiofauna*. Florianópolis: Ufsc. pp. 21-48.

ZANIBONI-FILHO, E. e SCHULZ, U.H., 2003. Migratory fishes of the Uruguay river. In: J. CARLOSFELD, B. HARVEY, A. BAER e C. ROSS, eds. *Migratory fishes of the South América: biology, social importance and conservation status*. Victoria: World Fisheries Trust, pp. 135-168.

CAPÍTULO III

Influência do gradiente espacial sobre a estrutura da ictiofauna em um reservatório subtropical – UHE Itá.

Preparado para submissão ao periódico *Ecology and Freshwater Fish*
[http://onlinelibrary.wiley.com/journal/10.1111/\(ISSN\)1600-0633
/homepage/ForAuthors.html](http://onlinelibrary.wiley.com/journal/10.1111/(ISSN)1600-0633/homepage/ForAuthors.html)

Influência do gradiente espacial sobre a estrutura da ictiofauna em um reservatório subtropical – UHE Itá.

Gianfrancisco Schork¹, and Evoy Zaniboni-Filho²

¹ Programa de Pós-Graduação em Aquicultura – Centro de Ciências Agrárias – CCA, Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC. Bolsista Doutorado DS-CAPES. Laboratório de Biologia e Cultivo de Peixes de Agua Doce – LAPAD - UFSC. Tel/Fax +55 48 3721-6300. Rodovia 406 nº 3532 CEP 88066-000 Armação – Florianópolis SC, Brasil. gianschork@gmail.com (corresponding author)

² Programa de Pós-Graduação em Aquicultura, Universidade Federal de Santa Catarina, Centro de Ciências Agrárias, Departamento de Aquicultura. Rodovia Admar Gonzaga, 1346, CEP 88034-001 Florianópolis-SC, Brasil. evoy@lapad.ufsc.br

Resumo

O objetivo deste trabalho foi avaliar a influência dos diferentes ambientes formados na área de influência de um reservatório – lântico, transição e lótico – sobre a composição e estrutura da ictiofauna. Para isto, foram realizadas coletas com periodicidade sazonal no reservatório de Itá, Alto Rio Uruguai, no período compreendido entre 2001 e 2010. Os resultados demonstraram que o gradiente espacial desempenha importante papel para determinar a estrutura da assembleia íctica. O trecho lótico foi o local com os maiores valores de CPUE, tanto em número como em biomassa. Também mostrou o maior número de espécies exclusivas e, ao longo do tempo, manteve maiores valores de riqueza. Além disso, espécies presentes antes do barramento e com dependência de certas condições originalmente encontradas no ambiente fluvial conseguiram manter suas representatividades neste ambiente. Nestes trechos, as capturas de peixes considerados grandes migradores foi coincidente com seus períodos reprodutivos. O trecho também foi caracterizado por uma maior instabilidade, com capturas que não responderam de forma clara a padrões sazonais. O trecho de transição apresentou a segunda maior produtividade e compartilhou espécies com os dois trechos adjacentes, porém, teve maior similaridade com a zona lântica. Nas zonas lânticas e de transição as espécies oportunistas se fizeram mais presentes. Para estes dois trechos, pôde-se associar as variações nas capturas a padrões sazonais.

Palavras-chave: reservatórios, trechos lânticos, trechos lóticos, ictiofauna, distribuição espacial.

Abstract

The aim of this study was to evaluate the influence of different environments - lentic, lotic and transitional - created in a reservoir on fish assemblage. To do so, samples were collected at Itá reservoir, Upper Uruguay River, from 2001 to 2010. The results demonstrated that the heterogeneity of the space plays an important role in the structure of the ichthyofauna. The lotic stretch was the place that presented the highest values of CPUE in both number and biomass. It also kept the highest values of species richness over time and showed the greatest number of exclusive species. Besides that, some species that were already there before the dam and dependent upon certain conditions originally found in the fluvial environment had more success keeping their contribution in this environment. The captures of the fish classified as long migratory occurred in the lotic zone at the same time as the period of their reproduction. The lotic stretch was also characterized by having high instability, with no clear patterns between the captures and seasonal periods. The stretch of transition presented the second largest productivity and shared species with the other two adjacent stretches, but it showed greater similarity with the lentic zone. In the lentic and transition zones the opportunistic species were more present. We could associate variations in the captures with seasonal patterns to these two stretches.

Key words: Reservoir, lentic stretches, lotic stretches, ichthyofauna, spacial distribution.

Introdução

A construção de barragens para a geração de hidroeletricidade sobre o canal principal de um rio causa a perda de sua conectividade e afeta todo ecossistema, causando modificações dos seus atributos físicos, químicos e biológicos (Berkamp et al. 2000). De acordo com Kimmel et al. (1990), esta interrupção do fluxo natural leva a uma consequente transformação do eixo longitudinal do rio em três zonas distintas: fluvial, de transição e lacustre. A zona fluvial é classificada como um ambiente lótico, com velocidade de corrente relativamente alta, apresentando normalmente uma grande quantidade de materiais em suspensão, baixa penetração de luz, alta disponibilidade de nutrientes, com fonte de matéria orgânica principalmente alóctone. A zona de transição é caracterizada pela diminuição do fluxo de água, menores quantidades de sólidos em suspensão, boa penetração de luz, geralmente com alta produtividade primária. Por fim, a zona lacustre é um ambiente tipicamente lêntico, com tempo de residência da água elevado, maior profundidade e maior penetração de luz, baixas concentrações de nutrientes dissolvidos, matéria orgânica de origem sobretudo autóctone, sendo normalmente considerada como oligotrófica (Kimmel et al. 1990; Jorgensen 2013).

Respondendo a estas particularidades, as limitações de cada espécie frente às características abióticas encontradas nos diferentes ambientes, somadas ao resultado de complexos relacionamentos ecológicos interespecíficos, determinam padrões espaciais e temporais da biodiversidade (Ward et al, 1999). Para as espécies de peixes, é de conhecimento que o gradiente espacial formado pelos reservatórios localizados em regiões neotropicais tem grande influência sobre a estrutura de suas assembleias (Oliveira et al. 2004; Oliveira et al. 2005; Agostinho et al. 2007; Terra et al. 2010).

Tendência nos novos ambientes criados pelo reservatório, a proliferação de espécies oportunistas (Agostinho et al. 1999), especialmente nas áreas de características lacustres, é resultado da combinação do uso de estratégias alimentares e reprodutivas eficientes. Por outro lado, espécies de peixes com um ciclo de vida mais complexo e dependentes de certas características fluviais são sobretudo afetadas (Zaniboni-Filho & Schulz 2003).

Dentro deste contexto, este trabalho avaliou o papel do gradiente espacial encontrado no reservatório da UHE Itá, localizado no Alto Rio Uruguai, sobre a composição e estrutura da ictiofauna. Para isso,

comparou-se a produtividade e também a distribuição das espécies de peixes em cada trecho do reservatório ao longo de dez anos de estudo. Por fim, com base nos resultados e conhecendo as particularidades da região de estudo, propôs-se a definição de áreas prioritárias de conservação.

Materiais e Métodos

Dentro do contexto nacional de geração de energia elétrica, a Bacia do Alto Rio Uruguai tem sido alvo crescente da implantação de empreendimentos hidrelétricos. Localizada no sul do país, seu principal curso de água, o Rio Uruguai, é formado pela confluência dos Rios Pelotas e Canoas (Sdm, 1997). Com um curso total de 2.200km de extensão, a porção inicial do rio corre sobre um relevo tipicamente acidentado com trechos encachoeirados sobre um canal encaixado. Desta forma, diferentemente de outros rios da Bacia do Prata, a região é marcada pela ausência de várzeas e lagoas marginais, além de tributários não muito extensos. Formando um sistema em cascata, atualmente, cinco grandes usinas estão em operação na região: Foz do Chapecó (885 MW), Itá (1315 MW), Machadinho (1060 MW), Barra Grande (690 MW) e Campos Novos (880 MW).

A UHE Itá está localizada na porção inicial do Rio Uruguai, trecho que divide os estados de Santa Catarina e Rio Grande do Sul, entre os municípios de Itá (SC) e Aratiba (RS) (Fig. 1). O reservatório formado pela barragem possui uma área total de 141 km², perímetro aproximado de 800 km e profundidade média de 36 m, sendo 125 m a sua profundidade máxima. A extensão total do trecho entre o eixo da barragem de Itá e o da barragem de Machadinho é de 140 km, dividido em três ambientes: lântico com 112 km, transição com 18 km e lótico com 10 km de trecho livre entre as barragens. Desaguando nesse último ambiente, soma-se ao trecho lótico o Rio Ligeiro, importante pelo seus extensos trechos livres. Entre os principais tributários ainda destaca-se o Rio do Peixe – caracterizado por curtos trechos livres que vão de encontro a zona transicional.

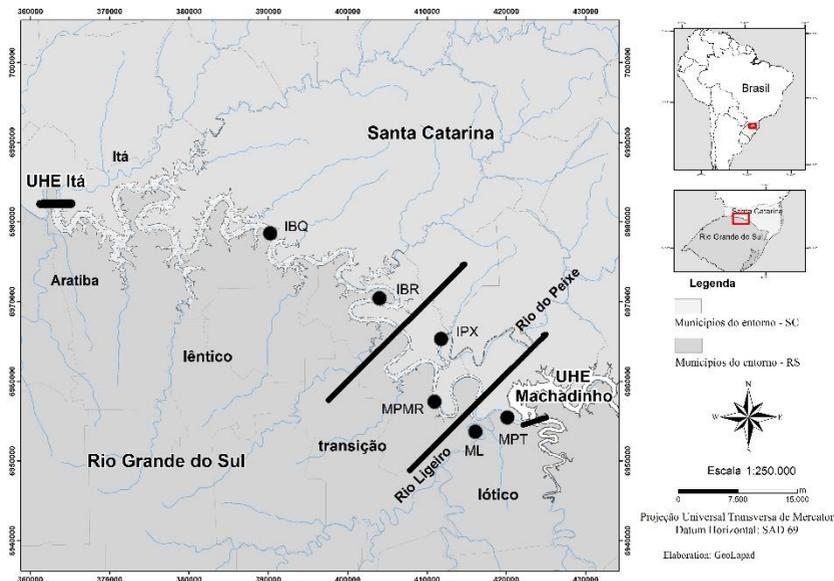


Fig. 1. Localização da Usina Hidrelétrica de Itá no Rio Uruguai entre os estados de Santa Catarina e Rio Grande do Sul.

Os dados foram obtidos no reservatório de Itá através de coletas realizadas com periodicidade sazonal, que iniciaram em janeiro de 2001 e seguiram até dezembro de 2010. Ao total, foram realizadas 40 coletas, em seis pontos amostrais distribuídos igualmente entre os diferentes ambientes formados pelo reservatório: lântico (IBQ e IBR), transição (IPX e MPMR) e lótico (ML e MPT).

Como petrechos de pesca, foram utilizados nas coletas: redes de espera do tipo malhadeira com malhas de 1.5; 2.0; 2.5 e 3.0 cm entre nós adjacentes - todas com 1,6 m de altura e comprimento variando de 10 a 30 m - e redes malhadeiras com malha de 8 cm entre nós adjacentes, 8 metros de altura e comprimento de 60 ou 120 m, denominadas “redes de travessia”. Além destas, redes feiticeiras do tipo tresmalho com malhas de 3.0 a 5.0 cm entre nós adjacentes, 1,8 m de altura e comprimento de 15 a 40 m. Todas as redes sempre foram colocadas no ambiente ao entardecer e recolhidas ao amanhecer, permanecendo no ambiente por aproximadamente 12 horas. Mesmo procedimento foi utilizado para o espinhel (100 anzóis). Em cada ponto, também foram realizados três lances utilizando redes de arrasto “picaré” (malha de 8 mm com 7 m de comprimento) e dez lances de tarrafa

(malha 8 mm e 13.5 m de diâmetro), sempre durante o dia. As capturas feitas pelas redes de travessia, picaré, tarrafa e espinhel foram utilizadas apenas na abordagem qualitativa, para determinar riqueza, espécies exclusivas de cada trecho e presença de peixes migradores.

Após a despesca, os exemplares foram identificados até nível de espécie, de acordo com as respectivas chaves taxonômicas, e passaram por biometria - peso total (g) e comprimento total (cm) - ainda em campo. Os exemplares foram então fixados em solução de formalina 10% e posteriormente conservados em recipientes com etanol 70%. Aqueles exemplares que não puderam ser identificados em campo foram transportados para o Laboratório de Ictiologia da Universidade Estadual de Londrina (UEL) ou para o Museu de Ciências e Tecnologia da Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul (PUC), onde foram posteriormente identificados.

A estrutura das assembleias foi avaliada através da captura por unidade de esforço (CPUE), calculada com base no número de indivíduos (CPUE_n) e na biomassa (CPUE_b) (kg) capturados em 100 metros quadrados de rede durante doze horas de exposição. A variação espacial e temporal da CPUE foi avaliada por meio de uma análise de variância unifatorial (ANOVA com medidas repetidas), sendo aplicado o teste *a posteriori* de Tukey para comparação das médias. Para alcançar os pressupostos da ANOVA, os dados de CPUE foram transformados por $\log(x+1)$. Para os dados que ainda assim não atenderam os pressupostos de normalidade (teste de Shapiro-Wilk) e homocedasticidade (teste de Levene) foi aplicado o teste não paramétrico de Friedman-ANOVA.

A análise de componentes principais foi realizada com auxílio do software PRIMER 6 (Plymouth Marine Laboratory, Inglaterra) para os dados de pH, oxigênio dissolvido, precipitação, nível do reservatório, temperatura e transparência da água. A correlação de Pearson foi utilizada para verificar a existência de relação entre as variáveis abióticas e a CPUE_n (Statistica 7.0).

Com o objetivo de verificar variações espaciais na composição e na abundância numérica da comunidade, utilizou-se simultaneamente uma análise de agrupamento (Cluster) e uma técnica de ordenação MDS (não métrica) para verificação e consolidação dos resultados obtidos (Clarke & Warwick 2001). Segundo consideração destes mesmos autores, preteritamente ao cálculo do índice de similaridade de Bray-Curtis, os valores de CPUE_n foram transformados em $\log(x+1)$ para

aproximar a contribuição das espécies raras daquelas muito abundantes nas amostragens.

A análise de similaridade - ANOSIM - foi aplicada para testar a hipótese nula de que não há diferenças nas assembleias entre os diferentes ambientes para níveis de significância de $p < 0.01$ em 9999 permutações. A estatística R permite reconhecermos quão separados estão os grupos, em um intervalo assim considerado: minimamente separáveis ($R > 0.25$); sobrepostos, mas claramente diferentes ($R > 0.5$); ou bem separados ($R > 0.75$) (Clarke & Gorley 2001).

Visando determinar a contribuição individual de cada espécie para a similaridade encontrada em cada ambiente (lêntico, lótico e de transição) procedeu-se a análise de similaridade percentual (SIMPER) utilizando o software PRIMER 6. De forma a indicar espécies com contribuições consistentes dentro dos anos, a linha de corte foi feita em 50%.

Resultados

Os três ambientes estudados para o reservatório da UHE Itá foram representadas em mais de 96% das capturas pelas mesmas ordens, Characiformes e Siluriformes. Também compartilharam a representatividade das mesmas famílias, Characidae, Curimatidae, Loricaridae e Pimelodidae, que totalizaram aproximadamente 80% das capturas em cada trecho. As espécies *Steindachnerina brevipinna*, *Astyanax fasciatus*, *Loricariichthys anus* e *Acestrorhynchus pantaneiro* estiveram entre as mais capturadas, contribuindo com até 50% da CPUEn, nos trechos lêntico e de transição. Para o primeiro, *Astyanax scabripinnis* também fez parte deste grupo. No trecho lótico, em ordem decrescente, as mais representativas foram: *A. fasciatus*, *Iheringichthys labrosus*, *Hypostomus isbrueckeri*, *Astyanax jacuhiensis* e *S. brevipinna*.

Comparando os dados de capturas entre os ambientes, o trecho lêntico apresentou os menores valores de CPUEn, diferenciando-se significativamente dos demais ($p < 0.05$). Em relação aos valores de CPUEb, todos os trechos diferiram entre si, com valores crescentes do trecho lêntico para o lótico (Tabela 1). Para os valores de diversidade, equitabilidade e dominância não houve diferença significativa entre os ambientes.

Tabela 1. Análise estatística (ANOVA com medidas repetidas) para o CPUE n° de indivíduos (CPUE_n) e CPUE biomassa (CPUE_b) (kg) em 100m² de rede em 12h, diversidade, equitabilidade e dominância para cada um dos ambientes de estudo no reservatório de Itá no período de 2001 a 2010.

	CPUE n	CPUE b	Equit.	Diversid.	Domin.
Lêntico	22.75 ^a	2.41 ^a	0.68	4.05	0.09
Transição	47.22 ^b	5.01 ^b	0.67	3.96	0.10
Lótico	78.34 ^b	7.70 ^c	0.70	4.19	0.08

*Letras diferentes nas colunas indicam diferença significativa ($p < 0.05$).

Dentro da abordagem qualitativa, o número de espécies encontrado nos diferentes trechos foi muito próximo: lêntico e lótico com setenta espécies e transição com sessenta e nove espécies. Destas, cinquenta e cinco espécies estavam presentes em todos os trechos. A maior quantidade de espécies exclusivas foi observada no lótico (*Charax leticiae* Lucena 1987, *Crenicichla tendybaguassu* Lucena & Kullander 1992, *Gymnotus sp.*, *Hypostomus ternetzi* (Boulenger 1895), *Leporinus macrocephalus* Garavello & Britski 1988, *Trachelyopterus ceratophysus* (Kner 1858) e *Pseudopimelodus mangurus* (Valenciennes 1835)), seguida pelo lêntico (*Gymnogeophagus rhabdotus* (Hensel 1870), *Phalloceros caudimaculatus* (Hensel 1868), *Piaractus mesopotamicus* (Holmberg 1887), *Sorubim lima* (Bloch & Schneider 1801) e *Synbranchus marmoratus* Bloch 1795) e transição (*Ctenopharingodon idella* (Valenciennes 1844), *Cyphocharax sp.* e *Roeboides sp.*). Em cada trecho, a soma de todas as espécies exclusivas representaram menos de 0.2% das capturas. Ao final dos dez anos de estudo, a queda nos valores de riqueza foi maior no trecho de transição (Fig. 2).

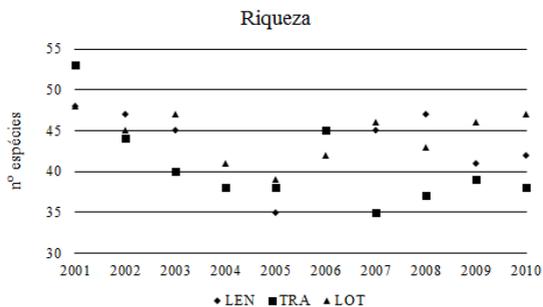


Fig. 2. Número de espécies capturadas para cada ambiente (LEN: lântico, TRA: transição, LOT: lótico), incluindo todos os petrechos, ao longo dos dez anos de estudo (2001 até 2010).

Para os peixes considerados como grandes migradores, também considerando todos os petrechos utilizados nas amostragens, as capturas distribuíram-se de forma distinta entre os ambientes de estudo. A piracanjuba *Brycon orbignyanus* (Valenciennes 1850) teve suas capturas concentradas no trecho lótico, totalizando nove indivíduos. Já a piava *Leporinus obtusidens* (Valenciennes 1837), mesmo presente nos três ambientes (22), teve maiores capturas no ambiente de transição (13). Com as maiores capturas entre os migradores (87), o curimba *Prochilodus lineatus* (Valenciennes 1837) distribuiu-se em ordem de representatividade pelos trechos lântico, lótico e transição. O dourado *Salminus brasiliensis* (Cuvier 1816) (14) mostrou capturas similares nos diferentes ambientes. Para as supracitadas, com exceção de um único evento, todas as capturas nos trechos lóticos ocorreram durante a primavera e o verão.

De acordo com a análise de componentes principais (PCA), os dois primeiros eixos da ordenação explicaram 62.2% (eixo 1 = 39.2%, eixo 2 = 23%) do total da variância (Fig. 3). No eixo 1, observou-se uma correlação positiva com a temperatura da água, pH e transparência; e uma correlação negativa com a precipitação. Já o eixo 2 mostrou correlação negativa com o oxigênio dissolvido e o nível do reservatório. Para os resultados apresentados pelo coeficiente de Person não houve correlação significativa ($p > 0.05$) entre as variáveis abióticas e a CPUE_n.

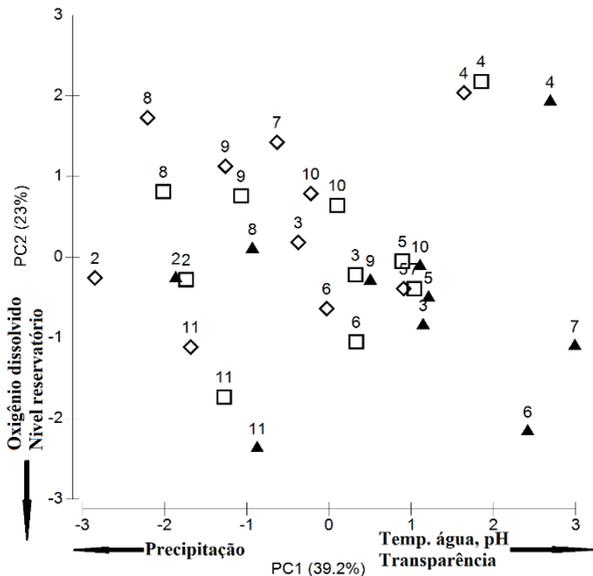


Fig. 3. Diagrama de ordenação dos dois primeiros eixos da análise de componentes principais sobre as variáveis ambientais obtidas a cada coleta e apresentadas por ano no reservatório de Itá entre o período de 2001 a 2010. (▲lântico, □ transição, ◇ lótico).

A análise de agrupamento com base nos dados de CPUEn para cada espécie mostrou a formação de grupos de acordo com cada ambiente de estudo, sendo que o trecho de transição mostrou-se mais próximo do lântico. Mesmo resultado demonstrado na plotagem bidimensional do MDS, na qual o valor de stress de 0.12 indicou distâncias gráficas nas duas dimensões com uma boa representação das similaridades (Fig. 4).

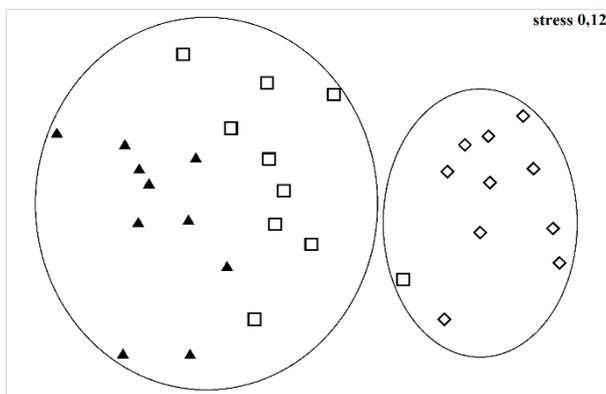


Fig. 4. Análise de ordenação pelo método MDS baseado nos dados de CPUE de todas as espécies capturadas. Grupos delineados no nível de 64% estão circundados no gráfico de ordenação MDS (▲ lântico, □ transição, ◇ lótico).

A dissimilaridade entre os ambientes, verificada através da análise ANOSIM, teve um R-Global igual a 0.779 para níveis de significância de $p < 0.01$ em 9999 permutações. Todas as relações par a par apresentaram diferença significativa $p < 0.01$. Os maiores valores de R (> 0.8) foram encontrados nas comparações do trecho lótico com os demais (Fig. 5).

LEN			
TRA	0.476		
LOT	0.989	0.837	
	LEN	TRA	LOT

Fig. 5. Valores de R para as relações entre os ambientes baseado nos dados de CPUE de todas as espécies capturadas (LEN: lântico, TRA: transição, LOT: lótico).

De acordo com a análise de similaridade das percentagens (SIMPER), foi observada uma maior dissimilaridade (51.18%) entre o trecho lântico e o lótico (Tabela 2). *S. brevipinna* e *A. fasciatus* foram as principais espécies que contribuíram para a similaridade do ambiente lântico. Para o ambiente de transição, destacaram-se *A. pantaneiro* e, novamente, *S. brevipinna*. *L. anus* também foi importante para os dois ambientes citados. No trecho lótico, contribuíram para a similaridade sobretudo *H. isbrueckeri* e *I. labrosus*.

Tabela 2. Análise de similaridade e dissimilaridade das percentagens (SIMPER) entre os ambientes ($p < 0.01$). Resultados da similaridade (%) das espécies que somadas contribuíram, em cada análise, com mais de 50% da similaridade. Para resultados fora deste critério, marcou-se “nd”.

	Lêntico	Transição	Lótico
Média Similaridade (%)	69.79	67.88	71.06
<i>Steindachnerina brevipinna</i> (Eigenmann & Eigenmann 1889)	15.43	14.69	8.87
<i>Astyanax fasciatus</i> (Cuvier 1819)	11.08	5.12	6.85
<i>Loricariichthys anus</i> (Valenciennes 1835)	9.72	9.37	nd
<i>Hypostomus isbrueckeri</i> Reis, Weber & Malabarba 1990	9.18	5.43	11.35
<i>Acestrorhynchus pantaneiro</i> Menezes 1992	7.47	10.13	3.34
<i>Schizodon nasutus</i> Kner 1858	6.89	8.65	8.03
<i>Iheringichthys labrosus</i> (Lütken 1874)	5.86	7.89	10.46
<i>Oligosarcus jenynsii</i> (Günther 1864)	2.52	3.51	7.37
	LENxTRA	LENxLOT	TRAxLOT
Média Dissimilaridade (%)	37.37	51.18	42.65

Comparando os dados de CPUE_n ($\log x + 1$) ao longo das quatro estações do ano, houve diferença significativa ($p < 0.05$) nos trechos lênticos e de transição (Tabela 3). No primeiro, as capturas foram superiores na primavera e verão, enquanto que, no segundo, se concentraram no inverno e na primavera (Tabela 3). Já o trecho lótico não apresentou nenhuma diferença significativa. Apesar disso, quando analisamos ano a ano, encontramos neste ambiente as maiores variações de CPUE_n, com picos de abundância distribuídos sem qualquer padrão sazonal (Fig. 6).

Tabela 3. Análise estatística (ANOVA com medidas repetidas) para CPUE n° de indivíduos para 100m² de rede em 12h de exposição entre as estações do ano para cada um dos ambientes de estudo no reservatório de Itá.

	Lêntico	Transição	Lótico
Verão	26.00 ^{a,c}	37.60 ^a	71.13
Outono	9.89 ^b	32.31 ^a	75.61
Inverno	16.59 ^{a,b}	58.46 ^{a,b}	74.50
Primavera	31.44 ^c	60.49 ^b	92.13

^aLetras diferentes nas colunas indicam diferença significativa ($p < 0.05$).

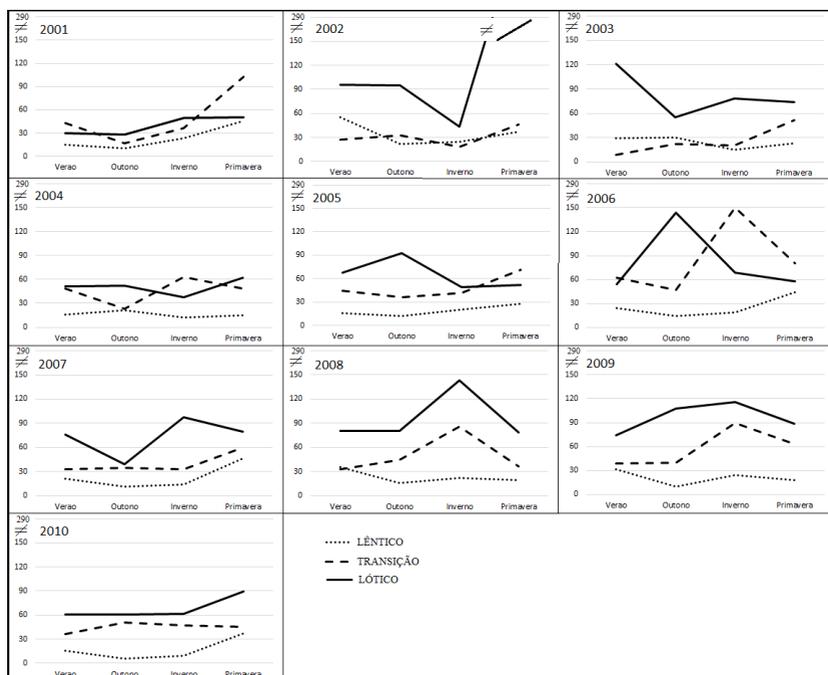


Fig. 6. CPUE n° ao longo das estações nos dez anos de estudo para os diferentes ambientes da UHE Itá.

Discussão

Os resultados mostraram que a construção da barragem de Itá influenciou diretamente na heterogeneidade espacial da estrutura da

assembleia de peixes. As particularidades de cada ambiente alteram os padrões de alimentação e reprodução da ictiofauna e desempenham papel fundamental para determinar quais espécies serão bem sucedidas ao ocupar cada ambiente. O trecho lótico foi o ambiente com maior abundância numérica e de biomassa, indicando a importância da preservação destes trechos para a manutenção da produtividade do ambiente formado pelo reservatório. Além disso, com o envelhecimento do reservatório, este ambiente parece ter conseguido garantir a permanência de um maior número de espécies que dependem de certas características lóticas. Resultado que reforça a necessidade da manutenção destes trechos para garantir condições mínimas que atendam às demandas do ciclo de vida de determinadas espécies. Vale destacar que as poucas capturas de peixes considerados grandes migradores encontradas nestes trechos coincidiram com os períodos de maior atividade reprodutiva destas espécies. Neste ambiente, a distribuição das capturas ao longo de cada ano não responderam claramente a nenhum padrão sazonal e demonstraram uma maior instabilidade do local. O trecho de transição, com características abióticas intermediárias, apresentou a segunda maior produtividade e compartilhou espécies com os dois trechos adjacentes. Porém, de forma geral, teve maior similaridade com a zona lêntica. Esta última, teve produtividade muito abaixo das demais. Para estes dois trechos de águas mais calmas, as espécies oportunistas se fizeram mais presentes e a variação das capturas pôde ser relacionada a padrões sazonais.

Apesar do trecho de transição ser associado a uma elevada produtividade primária e densidade de peixes (Kimmel et al. 1990), aqui, foi no trecho lótico que encontramos as maiores capturas. Esta superioridade foi explicada em especial por um ponto de coleta, localizado na calha principal do Rio Uruguai. Uma hipótese para a alta densidade de peixes neste ponto tem relação com a água vertida do lago da UHE Machadinho, na qual a elevada concentração de organismos planctônicos provavelmente ainda se faz sentir após a passagem pela turbinas, trazendo efeitos para os demais níveis tróficos. Além disso, espécies que realizam curtas migrações reprodutivas, encontram na barragem acima um obstáculo final ao seu movimento ascendente, levando a uma grande concentração de peixes neste local. O corpo do reservatório de Itá apresentou as menores capturas, e de acordo com Oliveira & Goulart (2000), talvez seja reflexo de um local normalmente oligotrófico devido a menor disponibilidade de nutrientes dissolvidos,

retidos nas zonas de transição, e à formação de zonas pelágicas com baixas densidades de peixes.

Em relação ao número total de espécies coletadas, todos os trechos foram semelhantes. Contudo, o trecho lântico e de transição mostraram maiores quedas nos valores de riqueza ao final do período de estudo. Além disso, foi o trecho lótico que apresentou o maior número de espécies exclusivas. Guardando de forma mais consistente as características originais do ambiente fluvial, a zona lótica demonstrou garantir certas condições necessárias para a manutenção de um maior número de espécies dependentes de habitats riverinos, resultado que é comumente descrito em reservatórios neotropicais (Hoffmann et al. 2005; Britto & Carvalho 2006; Petesse et al. 2007). No mesmo sentido, comparando a composição da ictiofauna com estudos anteriores ao barramento nessa região (Zaniboni-Filho et al. 2008), encontramos que as transformações mais profundas ocorreram nos trechos lânticos e de transição, onde a proliferação de espécies oportunistas se fez mais presente. Tendência consoante com a maioria dos represamentos (Agostinho et al. 1999).

A proximidade da composição da ictiofauna entre zonas lânticas e transicionais também foi observada em outros reservatórios (Carvalho et al. 1998; Britto & Carvalho 2006; Ferrareze et al. 2014) e retrata as maiores modificações sofridas nestes locais, com o estabelecimento de uma assembleia mais distinta daquela originalmente adaptada à região. No outro lado, o trecho lótico foi notadamente marcado por valores de R que indicaram grupos completamente separados em relação aos demais, o que mais uma vez demonstra a segregação da assembleia de peixes frente a heterogeneidade espacial.

Ao observar a análise de componentes principais, notamos que não houve um agrupamento claro entre os diferentes ambientes. Os agrupamentos indicaram que as variações interanuais foram mais importantes para explicar os parâmetros analisados do que a própria compartimentalização dos ambientes. A correlação de Pearson não indicou associações entre as variáveis analisadas e as capturas numéricas, indicando que outros fatores, aqui não analisados, podem ser mais determinantes para a composição da ictiofauna.

Ainda que o trecho de transição e o lântico apresentem uma estrutura ictiofaunística mais semelhante entre si, várias espécies foram compartilhadas pelos três ambientes de estudo. Neste sentido, destaca-se *A. fasciatus* e *S. brevipinna*. Apesar da preferência por determinados trechos, a ampla ocorrência destas espécies no reservatório demonstra a

flexibilidade com que se adaptam a diferentes condições ambientais. Da mesma forma, Smith & Petrere-Junior (2008) também relatam a representatividade de *A. fasciatus* em ampla faixa do reservatório de Ituparanga. Lambaris do gênero *Astyanax* possuem táticas reprodutivas eficientes - produção de numerosos ovos, rápida embriogênese e eclosão - (Reynalte-Tataje et al. 2008; Hirt et al. 2011) e são comumente descritos como espécies dominantes em reservatórios das regiões sul e sudeste do Brasil (Agostinho et al. 1995; Oliveira et al. 2008). Por sua vez, *S. brevipinna*, registrada como a espécie mais capturada em estudos pretéritos ao barramento de Itá (Zaniboni-Filho et al. 2008), mostrou possuir características pré-adaptadas também às condições lacustres e manteve sua representatividade nos diferentes compartimentos do reservatório.

Já as distribuições de *I. labrosus* e *H. isbrueckeri* foram importantes para explicar a similaridade nos três ambientes, mostrando que são espécies que acessam todas as áreas, mas apontaram a nítida preferência pelos trechos lóticos. Masdeu et al. (2011) relacionaram o sucesso de *I. labrosus* na Bacia do Uruguai à sua dieta generalista, que lhe confere a capacidade de aproveitar dentre os recursos alimentares disponíveis aqueles mais abundantes. Este mandi apresenta desova parcelada com ausência de cuidado parental e, para realizar suas pequenas migrações laterais, procura por canais de rios tributários (Reynalte-Tataje & Zaniboni-Filho 2008). No caso de *H. isbrueckeri*, a associação a fundos rochosos, encontrados em áreas rasas de trechos lóticos, é fundamental para sua alimentação e para fornecer substrato necessário para colocação dos seus ovos grandes e adesivos (Garavello & Garavello 2004; Vazzoler 1996).

Ainda que mais frequente no trecho de transição, outra espécie que apareceu distribuída ao longo de todo reservatório foi a voga *S. nasutus*, mostrando sua adaptação aos diferentes ambientes. A presença de macrófitas aquáticas, apontada como um dos alimentos preferenciais desta espécie (Andrade & Braga 2005; Villares-Junior et al. 2011), é comum no reservatório de Itá e certamente está disponibilizando alimento abundante nos diferentes trechos estudados. Além disso, táticas reprodutivas como desova parcelada, ausência de deslocamentos reprodutivos e de cuidado parental (Vazzoler & Menezes 1992; Nakatani et al. 2001) contribuem para a colonização destes espaços distintos.

Diferente é o caso do cascudo *L. anus*, espécie abundante nos trechos lêntico e de transição, mas praticamente inexistente no trecho

lótico. Com aumento crescente da abundância ao longo dos anos e com capturas maciçamente concentradas nas zonas litorâneas, demonstrou que seu hábito bentônico e sua dieta iliófaga onívora (Albrecht & Silveira 2001) estão associados a preferência da espécie por estes ambientes de águas rasas e calmas com fundo arenoso ou lodoso (Agostinho et al. 2000). A produção de ovos grandes e adesivos (Vazzoler 1996), estratégia normalmente pouco eficiente na região do corpo do reservatório, neste caso pode ter sido favorecida pela utilização de uma técnica diferenciada de cuidado parental. Com o carregamento dos ovos em estruturas bucais este cascudo obtém vantagens na competição por substratos e protege seus ovos da exposição ao ar durante possíveis variações do nível da água (Moodie & Power 1982).

Em relação aos piscívoros, a distribuição de duas espécies de peixes-cachorros ficou bem definida, *A. pantaneiro* preferencialmente nos trechos de transição e lântico e *O. jenynsii* no ambiente lótico. Meurer & Zaniboni-Filho (2012) atribuíram o sucesso de *A. pantaneiro* na colonização dos novos ambientes lânticos e semilânticos formados pelo reservatório de Itá a um comportamento oportunista que inclui características como: habilidade em predar os peixes mais abundantes, longo período reprodutivo, desovas múltiplas e ausência de cuidado parental. Quando comparado a *O. jenynsii*, de posição trófica e estratégias semelhantes (Hartz et al. 1997), os mesmos autores apontam como vantagens competitivas a produção de ovócitos menores e uma maior fecundidade absoluta. Por outro lado, no trecho lótico, onde as características ambientais se aproximam mais às originais, *O. jenynsii* encontrou as condições necessárias para manter a representatividade que já possuía antes do fechamento da barragem (Zaniboni-Filho et al. 2008) e continuou somando capturas superiores às demais espécies de peixes-cachorros da região.

Em relação aos peixes considerados como grandes migradores, as capturas foram bem distribuídas entre os ambientes e mostraram que estas espécies transitam ao longo de toda a área do reservatório, procurando, de acordo com suas necessidades, os ambientes mais propícios para alimentação e reprodução. Para todas elas, a presença no trecho lótico foi praticamente restrita à primavera e ao verão, momento diretamente relacionado à reprodução destas espécies (Reynalte-Tataje et al. 2012a). Na Bacia do Alto Uruguai, apesar dos regimes hidrológicos irregulares, o mês de novembro geralmente marca o início do período de vazante, momento em que os peixes migradores são estimulados pelo fluxo de água e migram rio acima para procurar locais

de desova (Reynalte-Tataje et al. 2008). Para a região de estudo, a maioria dos tributários são pouco extensos e encachoeirados e o ciclo de vida das espécies migradoras de maior porte normalmente está limitado ao rio principal e à parte inferior dos tributários (Zaniboni-Filho & Schultz 2003).

Quanto a distribuição da CPUE_n ao longo de cada ano, ficaram claras as respostas dos trechos lênticos e de transição às diferentes estações. O trecho lêntico teve picos de abundância na primavera e no verão, período que coincide com a época reprodutiva da maioria dos peixes da área de influência do reservatório de Itá (Hermes-Silva et al. 2009) e que está relacionado ao aumento do fotoperíodo e temperatura da água (Baumgartner et al. 1997). Já para o trecho de transição, observou-se este pico de abundância em momento anterior, entre o inverno e a primavera.

Para o trecho lótico, as variações nas capturas não apresentaram qualquer padrão sazonal, mostrando que as transformações na estrutura da ictiofauna comportam-se de forma mais instável neste ambiente. Com menor estabilidade da coluna de água devido a características que incluem baixa profundidade, maior contato com áreas marginais e fluxo de água sempre contínuo, tais ambientes respondem mais sensivelmente a eventos isolados. Chuvas fortes, por exemplo, tem efeitos mais intensos nestas áreas, com rápida variação do nível de água e de vazão, provocando a inundação de áreas marginais e o aumento do aporte de material alóctone, que combinam alterações na disponibilidade de alimento e na transparência da água. Eventos assim, podem trazer rápidas alterações em diferentes níveis tróficos (Ferrareze & Nogueira 2006; Hahn & Fugi 2007; Perbiche-Neves et al. 2012) e favorecer determinadas espécies oportunistas durante pequenos lapsos temporais. Um exemplo destas respostas isoladas frente a mudanças de variáveis ambientais foram as altíssimas capturas registradas na primavera do ano de 2002, representadas em mais de 70% por uma única espécie, *A. jacuhiensis*. Segundo considerações de Reynalte-Tataje et al. (2012b) em estudo desenvolvido no Rio Ligeiro, valores mais baixos de temperatura durante o mês de outubro de 2002 podem ter inibido a atividade reprodutiva de diversas espécies e levado este lambari a ser o único táxon encontrado entre o ictioplâncton coletado neste período.

A partir dos resultados apresentados, conclui-se que a compartimentalização de trechos com características lênticas, lóticas e transicionais na área de influência do reservatório de Itá desempenha papel de grande importância para determinar os padrões de distribuição

da assembleia ictiofaunística. As particularidades de cada ambiente definem quais espécies possuem as adaptações necessárias para ocupar o reservatório. Os trechos lóticos, certamente por serem os menos modificados pelo barramento, neste caso, mostraram-se sobremaneira importantes para a manutenção da produtividade do ambiente e para garantir a sobrevivência das espécies mais dependentes do habitat fluvial originalmente oferecido.

Por fim, lembrando que a UHE Itá faz parte de um sistema de reservatórios em cascata, é também interessante analisar suas particularidades dentro do contexto em que está inserida. A região do Alto Rio Uruguai é marcada pela presença de trechos encachoeirados e possui a maioria de seus principais rios barrados por empreendimentos hidrelétricos de diferentes portes. Com isso, a maior parte dos tributários que alimenta os reservatórios da região não são extensos e os locais com características lóticas bem estruturadas são especialmente raros na região. Uma exceção é o Rio Ligeiro que apresenta um longo trecho livre que, em sua parte final, encontra o Rio Pelotas, ponto que integra a área de influência do reservatório de Itá. Esta característica do lago de Itá, somada aos resultados encontrados no presente trabalho, evidenciam a importância da preservação destes trechos lóticos para a manutenção de espécies de peixes mais dependentes de ambientes fluviais prístinos. Assim, dentro de uma escala maior, este estudo assinala os trechos livres que desaguam no reservatório de Itá como áreas prioritárias de conservação do Alto Rio Uruguai.

Referências

Agostinho, A.A., Gomes, L.C. & Pelicice, F.M. 2007. Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil. Maringá: Eduem. 501 pp.

Agostinho, A.A., Miranda L.E., Bini L.M., Gomes L.C., Thomaz S.M. & Suzuki H.I. 1999. Patterns of colonization in Neotropical Reservoirs, and prognoses on aging. In: Tundisi, J.G. & Straukraba M. eds. Theoretical Reservoir Ecology and its Applications. São Carlos: Internacional Institute of Ecology, pp. 227-267.

Agostinho, A.A., Thomaz, S.M., Minte-Vera, C.V. & Winemiller, K.O. 2000. Biodiversity in the high Paraná floodplain. In: Gopal, B., Junk, W.

& Davis, J.J. eds. Biodiversity in Wetlands: assessment, function and conservation, vol. I. Leiden: Backhuys Publishers, pp. 89–118.

Agostinho, A.A., Vazzoler, A.E.A.M. & Thomaz, S.M. 1995. The High River Paraná basin: limnological and ichthyological aspects. In: Tundisi, J.G., Bicudo, C.E.M. & Matsumura-Tundisi, T. eds. Limnology in Brazil. Rio de Janeiro: Abc/Sbl, pp. 59-103.

Albrecht, M.P. & Silveira, C.M. 2001. Alimentação de *Loricariichthys anus* (Teleostei; Loricariidae) nas lagoas Marcelino e Peixoto, Planície Costeira do Rio Grande do Sul. Acta Limnologica Brasileira 13: 79-85.

Andrade, P.M. & Braga, F.M.S. 2005. Diet and feeding of fish from Grande River, located below the Volta Grande reservoir, MG-SP. Brazilian Journal of Biology 65: 377-385.

Baumgartner, G., Nakatani, K., Cavicchioli, M. & Baumgartener, M.S.T. 1997. Some aspects of the ecology of fish larvae in the floodplain of the high Paraná river, Brazil. Revista Brasileira de Zoologia 14: 551-563.

Berkamp, G., McCartney, M., Dugan, P., McNeely, J. & Acreman, M. 2000. Dams, Ecosystem Functions and Environmental Restoration. Cape town: World Commission on Dams. 187 pp.

Britto, S.G.C. & Carvalho, E.D. 2006. Ecological attributes of fish fauna in the Taquaruçu reservoir, Paranapanema river (upper Paraná, Brazil): composition and spatial distribution. Acta Limnologica Brasiliensis 18: 377-388.

Carvalho, E.D., Silva, V.F.B., Fujihara, C.Y., Henry, R. & Foresti, F. 1998. Diversity of fish species in the River Paranapanema – Jurumirim Reservoir transition region (São Paulo, Brazil). Italian Journal of Zoology 65: 325–330.

Clarke, K.R. & Gorley, R. 2001. PRIMER v5: User Manual. Plymouth: Primer-e. 91 pp.

- Clarke, K.R. & Warwick, R.M. 2001. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. 2nd ed. Plymouth: Primer-e. 172 pp.
- Ferreze, M., Casatti, L., Nogueira, M.G. 2014. Spatial heterogeneity affecting fish fauna in cascade reservoirs of the Upper Parana Basin, Brazil. *Hydrobiologia* 738: 97-109.
- Ferreze, M. & Nogueira, M.G. 2006. Phytoplankton assemblages and limnological characteristics in lotic systems of the Paranapanema Basin (Southeast Brazil). *Acta Limnologica Brasiliense* 18: 389-405.
- Garavello, J.C. & Garavello, J.P. 2004. Spatial distribution and interaction of four species of the catfish genus *Hypostomus* Lacépède with bottom of rio São Francisco, Canindé do São Francisco, Sergipe, Brazil (Pisces, Loricariidae, Hypostomidae). *Brazilian Journal of Biology* 64: 591-598.
- Hahn, N.S. & Fugi, R. 2007. Alimentação de peixes em reservatórios brasileiros: alterações e consequências nos estágios iniciais do represamento. *Oecologia Brasiliensis* 11: 469-480.
- Hartz, S.M., Vilella, F.S. & Barbieri, G. 1997. Reproduction dynamics of *Oligosarcus jenynsii* (Characiformes, Characidae) in Lake Caconde, Rio Grande do Sul, Brasil. *Revista Brasileira de Biologia* 57: 295-303.
- Hermes-Silva, S., Reynalte-Tataje, D. A. & Zaniboni-Filho, E. 2009. Spatial and Temporal Distribution of Ichthyoplankton in the Upper Uruguay River, Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 52: 933-944.
- Hirt, L.M., Araya, P.R. & Flores, S.A. 2011. Population structure, reproductive biology and feeding of *Astyanax fasciatus* (Cuvier, 1819) in an Upper Paraná River tributary, Misiones Argentina. *Acta Limnologica Brasileira* 23: 1-12.
- Hoffmann, A.C., Orsi, M.L. & Shibatta, O.A. 2005. Diversidade de peixes do reservatório da UHE Escola Engenharia Mackenzie (Capivara), rio Paranapanema, bacia do alto rio Paraná, Brasil, e a importância dos grandes tributários na sua manutenção. *Iheringia, Série Zoologia* 95: 319-325.

Jorgensen, S., Tundisi, J.G. & Tundisi, T.M. 2013. Handbook of inland aquatic ecosystem management. Boca Raton: CRC Press. 422 pp.

Kimmel, B.L., Lind, O.T. & Paulson, L.J. 1990. Reservoir primary production. In: Thornton, K.W., Kimmel, B.L. & Payne, F.E. eds. Reservoir limnology: ecological perspectives. New York: John Wiley & Sons, pp. 133-193.

Masdeu, M., Mello, F.T., Loureiro, M. & Arim, M. 2011. Feeding habits and morphometry of *Iheringichthys labrosus* (Lütken, 1874) in the Uruguay River (Uruguay). Neotropical Ichthyology 9: 657-664.

Meurer, S. & Zaniboni-Fiho, E. 2012. Reproductive and feeding biology of *Acestrorhynchus pantaneiro* Menezes, 1992 (Osteichthyes: Acestrorhynchidae) in areas under the influence of dams in the upper Uruguay River, Brazil. Neotropical Ichthyology 10: 159-166.

Moodie, E.E. & Power, M. 1982. The reproductive biology of an armoured catfish, *Loricaria uracantha*, from Central America. Environmental Biology of Fish 7: 143-148.

Nakatani, K., Agostinho, A.A., Baumgartner, G., Bialezki, A., Sanches, P.V., Makrakis, M.C. & Pavanelli, C.S. 2001. Ovos e larvas de peixes de água doce: desenvolvimento e manual de identificação. Maringá: Eduem. 378 pp.

Oliveira, E.F. & Goulart, E. 2000. Distribuição espacial de peixes em ambientes lênticos: interação de fatores. Acta Scientiarum, Biological Sciences 22: 445-453.

Oliveira, E.F., Goulart, E. & Minte-Vera, C.V. 2004. Fish diversity along spatial gradients in the Itaipu Reservoir, Paraná, Brazil. Brazilian Journal of Biology 64: 447-458.

Oliveira, E.F., Minte-Vera, C.V. & Goulart, E. 2005. Structure of fish assemblages along spatial gradients in a deep subtropical reservoir (Itaipu Reservoir, Brazil-Paraguay border). Environmental Biology of Fishes 72: 283-304.

Oliveira, E.C., Souza-Santos, L.E., Favaro, L.F. & Abilhoa, V. 2008. Caracterização da assembleia de peixes em um reservatório recém formado no sul do Brasil. *Estudos de Biologia* 30: 125-132.

Perbiche-Neves, G., Serafim-Junior, M., Portinho, J.L, Shimabukuro, E.M., Ghidini, A.R. & Brito, L. 2012. Effect of atypical rainfall on lotic zooplankton: comparing downstream of a reservoir and tributaries with free stretches *Tropical Ecology* 53: 149-162.

Petesse, M.L., Petreire, J.M. & Spigolon, R.J. 2007. Adaptation of Reservoir Fish Assemblage Index (RFAI) for assessing the Barra Bonita reservoir (São Paulo, Brazil). *River Research and Applications* 23: 595-612.

Reynalte-Tataje, D.A., Hermes-Silva, S., Carvalho-Silva, M.M., Abbud, F.M., Correa, R. N. & Zaniboni-Filho, E. 2008. Distribuição de ovos e larvas de peixes na área de influência do reservatório de Itá (Alto Rio Uruguai). In: Zaniboni-Filho, E. & Nuñez, A.P.O. eds. *Reservatório de Itá: Estudos ambientais, desenvolvimento de tecnologias de cultivo e conservação da ictiofauna*. Florianópolis: Ufsc. pp. 127-158.

Reynalte-Tataje, D.A., Nuñez, A.P.O, Nunes, M.C., Garcia, V., Lopes, C.A. & Zaniboni-Filho, E. 2012a. Spawning of migratory fish species between two reservoirs of the upper Uruguay River, Brazil. *Neotropical Ichthyology* 10: 829-835.

Reynalte-Tataje, D.A. & Zaniboni-Filho, E. 2008. Biologia e identificação de ovos e larvas de peixes do alto rio Uruguai. In: Zaniboni-Filho, E. & Nuñez, A.P.O. eds. *Reservatório de Itá: Estudos ambientais, desenvolvimento de tecnologias de cultivo e conservação da ictiofauna*. Florianópolis: Ufsc. pp. 229-255.

Reynalte-Tataje, D.A., Zaniboni-Filho, E., Bialezki, A. & Agostinho, A.A. 2012b. Temporal variability of fish larvae assemblages: influence of natural and anthropogenic disturbances. *Neotropical Ichthyology* 10: 837-846.

Secretária do Estado do Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente (SDM). 1997. *Bacias hidrográficas de Santa Catarina: diagnóstico geral*. Florianópolis: Governo do Estado de Santa Catarina. 163 pp.

Smith, W.S. & Petrere-Junior, M. 2008. Spatial and temporal patterns and their influence on fish community at Itupararanga Reservoir, Brazil. *Revista de Biologia Tropical* 56: 2005-2020.

Terra, B.F., Santos, A.B.I. & Araújo F.G. 2010. Fish assemblage in a dammed tropical river: an analysis along the longitudinal and temporal gradients from river to reservoir. *Neotropical Ichthyology* 8: 599-606.

Vazzoler, A.E.A.M. 1996. *Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática*. Maringá: Eduem. 169 pp.

Vazzoler, A.E.A.M. & Menezes, N.A. 1992. Síntese de conhecimento sobre o comportamento reprodutivo dos Characiformes da América do Sul (Teleostei: Characiformes). *Revista Brasileira de Biologia* 52: 627-540.

Villares-Junior, G.A., Gomiero, L.M. & Goitein, R. 2011. Biological aspects of *Schizodon nasutus* Kner, 1958 (Characiformes: Anostomidae) in the low Sorocaba river basin, São Paulo state, Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 71: 763-770.

Ward, J.V., Tockner, K. & Schiemer, F. 1999. Biodiversity of floodplain river ecosystems: ecotones and connectivity. *Regulated River: Research & Management* 15: 125-139.

Zaniboni-Filho, E. & Schulz, U.H. 2003. Migratory fishes of the Uruguay river. In: Carlosfeld, J., Harvey, B., Baer, A. & Ross, C. eds. *Migratory fishes of the South América: biology, social importance and conservation status*. Victoria: World Fisheries Trust, pp. 135-168.

Zaniboni-Filho, E., Nuñez, A.P.O., Reynate-Tataje, D.A., Hermes-Silva, S. & Meurer, S. 2008. Alterações espaciais e temporais da estrutura da comunidade de peixes em decorrência da implantação do reservatório de Itá (Alto Rio Uruguai). In: Zaniboni-Filho, E. & Nuñez, A.P.O. eds. *Reservatório de Itá: Estudos ambientais, desenvolvimento de tecnologias de cultivo e conservação da ictiofauna*. Florianópolis: Ufsc. pp. 21-48.

CONCLUSÕES GERAIS

A ictiofauna dos reservatórios de Itá e Machadinho foi dominada por espécies oportunistas, de pequeno e médio porte, fecundação externa, período de desenvolvimento curto, classificadas como sedentárias ou que realizam pequenas migrações reprodutivas. Nos dois locais de estudo, a comunidade mostrou-se moderadamente perturbada ao longo de todo período de estudo, com espécies de pequeno porte somando importantes capturas também para os valores de biomassa.

Nos dois reservatórios, a vulnerabilidade dos peixes considerados como grandes migradores ficou evidenciada pelas baixas abundâncias numéricas, sendo todas as espécies classificadas como acidentais nas capturas. Em Machadinho, a presença destas espécies foi ainda mais rara e refletiu o impacto da ausência de trechos lóticos bem estruturados para garantir os diferentes habitats necessários para que estas espécies completem seu ciclo de vida.

Em Itá, de uma forma geral, a assembleia de peixes não mostrou alterações profundas nos dez anos após a formação do lago. Poucas espécies alternam-se na dominância ao longo do tempo, enquanto muitas mostraram-se como raras no ambiente. Entre as mais representativas, destaca-se *Steindachnerina brevipinna*, *Astyanax fasciatus*, *Apareiodon affinis*, *Hypostomus isbrueckeri*, *Loricariichthys anus* e *Iheringichthys labrosus*. Neste reservatório, peixes como *Schizodon nasutus*, *Acestrorhynchus pantaneiro* e *Loricariichthys anus* mostraram boa adaptação aos novos ambientes formados, apresentando representatividades superiores às que possuíam antes do barramento.

Já em Machadinho, para somar 50% de captura, apenas duas espécies foram necessárias, *Astyanax fasciatus* e *Parapimelodus valenciennis*. Neste local, a colonização do reservatório apresentou mudanças que responderam ao gradiente temporal. No primeiro ano de estudo, pôde-se evidenciar os impactos iniciais sofridos pela ictiofauna devido ao barramento. Novo momento de instabilidade ocorreu em 2006, quando fatores abióticos influenciaram a estrutura da ictiofauna. Os anos finais mostraram certa tendência de estabilização da assembleia íctica no reservatório.

Em relação aos diferentes ambientes formados pelo reservatório de Itá, os resultados demonstraram que a heterogeneidade espacial tem grande influência sobre a composição e a estrutura da ictiofauna. Uma segunda observação é a importância da preservação dos trechos lóticos para a produtividade do ambiente do reservatório e também para a

manutenção de espécies típicas da região e com demandas mais dependentes de características fluviais prístinas.

Demonstrando isto, o trecho lótico foi o local com os maiores valores de captura, tanto numérica e como de biomassa. Também mostrou o maior número de espécies exclusivas e, ao final do estudo, manteve maiores valores de riqueza. Neste trecho, espécies importantes no Rio Uruguai antes do barramento encontraram mais possibilidades de manter sua representatividade. Para os peixes considerados grandes migradores, a procura por estes locais ficou evidenciada pelas capturas coincidentes com os períodos reprodutivos. Nestes trechos, as capturas não responderam a nenhum padrão sazonal, mostrando a instabilidade destes corpos de água.

O trecho de transição apresentou a segunda maior produtividade e compartilhou espécies com os dois trechos adjacentes, porém, teve maior similaridade com a zona lântica. As zonas lânticas e de transição foram sobretudo afetadas pelas novas condições impostas pelo barramento e, com isso, espécies oportunistas proliferaram-se mais pronunciadamente nestes ambientes. Para estes dois trechos, pôde-se associar as variações nas capturas à padrões sazonais.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS DA INTRODUÇÃO GERAL

AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA (BRASIL). **Atlas de energia elétrica do Brasil**. Brasília: Aneel. 2008.

AGOSTINHO, A.A. Manejo de recursos pesqueiros em reservatórios. **In: AGOSTINHO, A. A., BENEDITO-CECÍLIO, E. (Eds.). Situação atual e perspectivas da ictiologia no Brasil**. Maringá: Eduem, p. 106-121. 1992.

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

BERGA, L. et al. (eds.). **Dams and reservoirs, societies and environment in the 21st century**. Proceedings of the International Symposium on Dams in Societies of the 21st Century; 18 Jun 2006; Barcelona, Spain. London: Taylor and Francis Group. 2006.

BERTOLETTI, J.J., LUCENA, C.A.S. **Ictiofauna da área de influência das UHEs de Itá e Machadinho**. Relatório Final. Florianópolis: Puc/Cnec/Eletrosul. 1989.

FERNANDO, C.H., HOLCIK, J. Fish in reservoirs. **Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie**, v. 76, p. 149-167. 1991.

FULLERTON, A.H. et al. Hydrological connectivity for riverine fish: measurement challenges and research opportunities. **Freshwater Biology**, v. 55, p. 2215-2237. 2010.

HERMES-SILVA, S., REYNALTE-TATAJE, D.A., ABBUD, F., ZANIBONI-FILHO, E. Ovos e Larvas de Peixes. **In: NUÑER, A.P.O., ZANIBONI-FILHO, E. (Eds.). Reservatório de Machadinho: peixes, pesca e tecnologias de criação**. Florianópolis: Ufsc. p. 83-106. 2012.

HERMES-SILVA, S., REYNALTE-TATAJE, D.A., ZANIBONI-FILHO, E. Spatial and Temporal Distribution of Ichthyoplankton in the Upper Uruguay River, Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 52, p. 933-944. 2009.

JORGENSEN, S., TUNDISI, J.G., TUNDISI, T.M. **Handbook of inland aquatic ecosystem management**. Boca Raton: CRC Press. 2013.

NÉSPOLI, R.S., PIZZATO, R. **Usina Hidrelétrica Machadinho: memória técnica**. Florianópolis: NPE/UFSC. 2007.

NILSSON, C., REIDY, C.A., DYNESIUS, M., REVENGA. Fragmentation and flow regulation of the world's large river systems. **Science**, v. 308, p. 405-408. 2005.

NUÑER, A.P.O., ZANIBONI-FILHO, E. (Eds.). **Reservatório de Machadinho: peixes, pesca e tecnologias de criação**. Florianópolis: Ufsc. 2012.

REYNALTE-TATAJE, D.A., et al. Spawning of migratory fish species between two reservoirs of the upper Uruguay River, Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 10, p. 829-835. 2012.

SCHORK, G., HERMES-SILVA, S., ZANIBONI-FILHO, E. Analysis of fishing activity in the Itá reservoir, Upper Uruguay River, in the period 2004-2009. **Brazilian Journal of Biology**, v. 73, n. 3, p. 559-571. 2013.

SECRETÁRIA DO ESTADO DO DESENVOLVIMENTO URBANO E MEIO AMBIENTE (SDM), **Bacias hidrográficas de Santa Catarina: diagnóstico geral**. Florianópolis: Governo do Estado de Santa Catarina. 1997.

SILVA, L.G. A atual situação dos barramentos de grande porte e as PCH's com alternativa de geração de energia na bacia hidrográfica do rio Uruguai (Sul do Brasil). **PCH Notícias & SHP News**, v. 12, n. 47, p. 31-34. 2010.

VANNOTE, R.L, et al. The river continuum concept. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 37, p. 130-137. 1980.

VAZZOLER, A.E.A.M., SUZUKI, H.I., MARQUES, E.E., LIZAMA, M.A.P. Primeira maturação gonadal, períodos e áreas de reprodução. In: **VAZZOLER, A.E.A.M., AGOSTINHO, A.A., HAHN, N.S. A**

Planície de Inundação do Alto Rio Paraná. Maringá: Eduem. p. 249-265. 1997.

ZANIBONI-FILHO, E. et al. Alterações espaciais e temporais da estrutura da comunidade de peixes em decorrência da implantação do reservatório de Itá (Alto Rio Uruguai). **In: ZANIBONI-FILHO, E., NUÑER, A.P.O. (Eds.). Reservatório de Itá: Estudos ambientais, desenvolvimento de tecnologias de cultivo e conservação da ictiofauna.** Florianópolis: Ufsc. p. 21-48. 2008.

ZANIBONI-FILHO, E., SCHULZ, U.H. Migratory fishes of the Uruguay river. **In: CARLOSFELD, J. HARVEY, B., BAER, A., ROSS, C. (Eds.) Migratory fishes of the South América: biology, social importance and conservation status.** Victoria: World Fisheries Trust, p. 135-168. 2003.