

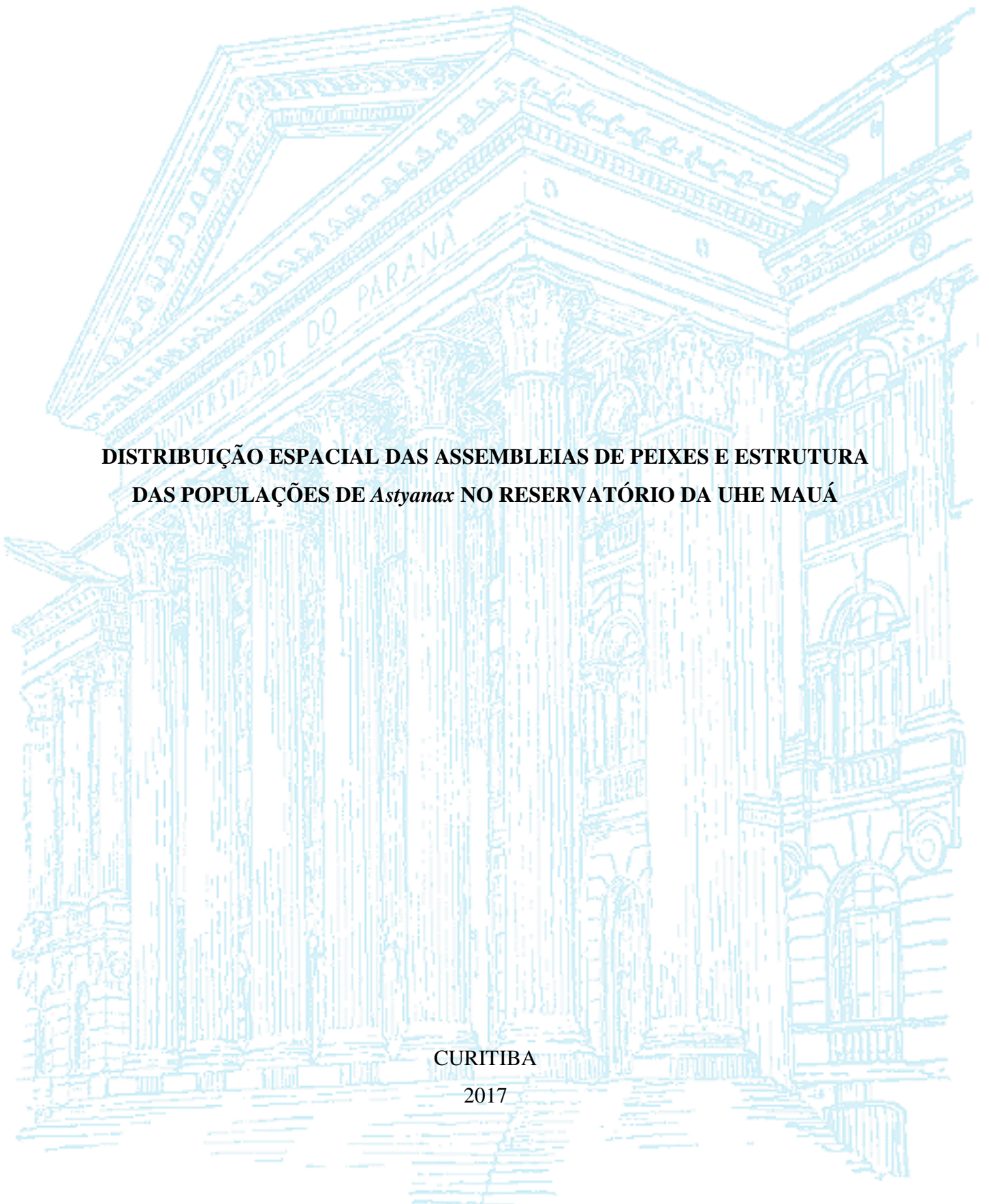
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

ANA PATRÍCIA MYKITO

**DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DAS ASSEMBLEIAS DE PEIXES E ESTRUTURA
DAS POPULAÇÕES DE *Astyanax* NO RESERVATÓRIO DA UHE MAUÁ**

CURITIBA

2017



ANA PATRÍCIA MYKITO

**DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DAS ASSEMBLEIAS DE PEIXES E ESTRUTURA
DAS POPULAÇÕES DE *Astyanax* NO RESERVATÓRIO DA UHE MAUÁ**

Dissertação apresentada como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Ecologia e Conservação, no Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Setor de Ciências Biológicas, da Universidade Federal do Paraná.

Orientador: Prof. Dr. Luís Fernando Fávaro.

CURITIBA

2017



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
Setor CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
Programa de Pós-Graduação ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO


TERMO DE APROVAÇÃO

Os membros da Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação em ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO da Universidade Federal do Paraná foram convocados para realizar a arguição da dissertação de Mestrado de **ANA PATRÍCIA MYKITO** intitulada: **DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DAS ASSEMBLEIAS DE PEIXES E ESTRUTURA DAS POPULAÇÕES DE *Astyanax* NO RESERVATÓRIO DA UHE MAUÁ**., após terem inquirido a aluna e realizado a avaliação do trabalho, são de parecer pela sua aprovação.

Curitiba, 18 de Maio de 2017.


LUIS FERNANDO FÁVARO

Presidente da Banca Examinadora (UFPR)


VINICIUS ABILHOA

Avaliador Externo (UFPR)


MAURÍCIO OSVALDO MOURA

Avaliador Interno (UFPR)



AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente ao meu orientador, professor Dr. Luís Fernando Fávaro, ou melhor, o Zão, por aceitar me orientar, mas, mais do que isso, por ter de fato me acolhido em seu laboratório. Obrigada pela orientação, correções e reconhecimento. Aprendi muito durante o mestrado, você me ensinou muito! Também agradeço o clima leve no laboratório, proporcionado pela pessoa que você é e pela sua forma de encarar a vida. Vou levar e manter essa leveza para mim.

À equipe de ictiologia do Museu de História Natural Capão da Imbuia, Dr. Matheus Freitas e Letícia Lima, por me ensinarem a identificação taxonômica, estando sempre disponíveis para esclarecer minhas dúvidas, e em especial ao Dr. Vinícius Abilhoa que disponibilizou o material biológico e as instalações para a triagem dos peixes, viabilizando a realização deste estudo.

Ao professor Dr. Andre Padiál por me ajudar com a estatística, sempre com muita paciência todas as vezes que eu tinha dúvidas (estava perdida). Eu aprendi muito!

Aos professores membros da banca examinadora, Dr. Vinícius Abilhoa e Dr. Mauricio Osvaldo Moura pelas contribuições ao trabalho final.

À Luana por todas as tardes intermináveis que passamos identificando e medindo peixes. Com certeza o trabalho foi muito mais divertido com sua presença. Agradeço as longas horas de conversa, por me escutar sempre, pelo apoio e por nossos almoços. Você tornou meu mestrado bem mais alegre e feliz!

Aos colegas do laboratório, Bárbara, Diego, Moisés, Prisyła e Luana, pela companhia, pelas discussões sobre o trabalho, pelas ideias e apoio. Especialmente ao Didi por ter me acolhido no laboratório e pelas importantes dicas sobre o trabalho.

Ao PPGECO e a minha turma, nossa Eco de Campo foi inesquecível.

Ao Ibama pela concessão do afastamento, e aos colegas do trabalho que me incentivaram a entrar no mestrado, em especial a Elisa Vieira. Agradeço também à Daniela Morais, pela ajuda com conceitos de limnologia e referências sobre o tema, além de me apoiar e me ouvir sempre.

Ao meu noivo Douglas, por ser o meu maior incentivador e sempre acreditar em mim. Obrigada por todo o amor e carinho, por estar sempre ao meu lado, vibrar com minhas conquistas e por compartilharmos a vida.

Por fim, aos meus pais, que me proporcionaram a oportunidade de estudar desde o início, e minha irmã Liz Mary, pelo apoio desde minha infância, por acreditar na minha capacidade e por ter nos trazido a Janaína para alegrar nossas vidas.

RESUMO GERAL

A força hidráulica dos rios representa a principal fonte geradora de energia elétrica brasileira, de forma que as hidrelétricas são uma tecnologia consagrada no Brasil para a geração de energia. Apesar de ser considerada uma fonte limpa de energia, as hidrelétricas causam diversos impactos ao meio ambiente, como mudanças no fluxo de água e nas condições limnológicas, além de alterações na composição, estrutura e distribuição espacial das comunidades aquáticas. A Usina Hidrelétrica – UHE Mauá localizada no rio Tibagi, estado do Paraná, Brasil, possui reservatório de 84 km², cujo enchimento foi concluído em 2012. Objetivando caracterizar os parâmetros limnológicos e a ictiofauna no período inicial de operação da UHE Mauá, o estudo abrangeu a estruturação das assembleias relacionada aos fatores abióticos e a estrutura populacional das três espécies mais abundantes, pertencentes ao gênero *Astyanax*. As coletas dos peixes e dos dados abióticos da água ocorreram sazonalmente, no ano de 2014, em quatro pontos no reservatório e um ponto a jusante da barragem. A análise dos fatores abióticos e das assembleias de peixes resultou em diferença espacial apenas para as assembleias de peixes. Portanto, não foi evidenciado um gradiente ambiental ao longo do reservatório da UHE Mauá, provavelmente devido à instabilidade dos fatores ambientais. Assim, é possível inferir que a diferenciação espacial das assembleias de peixes é uma resposta da biota a fatores ambientais não analisados, como a vazão e a velocidade da água. A análise da estrutura populacional de *Astyanax lacustris*, *Astyanax fasciatus* e *Astyanax bockmanni* permitiu verificar que as três espécies ocorreram em toda a área de estudo, com maior frequência no local mais lântico do reservatório. Esse resultado evidencia o caráter generalista dessas espécies, a capacidade de adaptação a ambientes lânticos e a tolerância às variações ambientais. Os dados de comprimento total e de peso das três espécies apresentaram diferença espacial, sendo os valores obtidos dentro do reservatório diferentes da jusante da barragem. Essa diferença pode ser reflexo da distinção das condições ambientais entre os locais. Ainda, a segregação dos indivíduos de maior porte na jusante da barragem pode estar relacionada à diminuição da competição.

Palavras-chave: antropização, espécies generalistas, estabilização, rio Tibagi, sucessão ecológica.

GENERAL ABSTRACT

The rivers hydraulic strength is the main Brazilian electrical power source, so that hydroelectric dams are an established technology in Brazil for energy generation. Despite being considered a source of clean energy, dams cause several environmental impacts, such as changes in water flow and limnological conditions, as well as changes in the composition, structure and spatial distribution of aquatic communities. The Mauá hydropower plant is located on the Tibagi River, Paraná state, Brazil, and it has an 84 km² reservoir, which was filled in 2012. In order to characterize the limnological parameters and the fish fauna in the initial period of Mauá hydropower plant operation, the study covered the assemblage structure related to the abiotic factors and the population structure of the three most abundant species, belonging to the genus *Astyanax*. The fish and the abiotic data of water were collected seasonally in 2014 at four sites in the reservoir and one site downstream. Analysis of abiotic data and fish assemblages resulted in spatial difference only for fish assemblages. Therefore, no environmental gradient was detected along the Mauá reservoir, probably due to the environmental factors instability. Thus, we are able to infer that spatial differentiation of fish assemblages is a biota response to unanalyzed environmental factors such as water flow and velocity. Population structure analysis of *Astyanax lacustris*, *Astyanax fasciatus* and *Astyanax bockmanni* indicated that the three species occurred throughout the studied area, being more frequent in the most lentic site of the reservoir. This result evidences the generalist feature of these species, the capacity of adaptation to lentic environments and the tolerance to environmental variations. The total length and weight data of the three species presented spatial differences, with the reservoir values being different from the downstream. This difference may occur by distinction of environmental conditions between sites. Also, the segregation of larger individuals downstream may be related to the decrease in competition.

Key-words: anthropization, ecological succession, generalist species, stabilization, Tibagi River.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Barragem e trecho do reservatório da UHE Mauá, no rio Tibagi, estado do Paraná, Brasil. Fonte: COPEL, 2013..... 1

Figura 2. Exemplos de (A) *Astyanax lacustris*, (B) *Astyanax fasciatus* e (C) *Astyanax bockmanni* (foto de *A. bockmanni* retirada de www.fishbase.org)..... 2

CAPÍTULO I

Figura 1. Mapa do reservatório da UHE Mauá no rio Tibagi e pontos de amostragem. Em detalhe a localização do reservatório no estado do Paraná, Brasil..... 8

Figura 2. Variação sazonal dos fatores abióticos: temperatura da água (°C), O₂D (mg/L), pH e transparência (m), nos pontos amostrais da UHE Mauá..... 10

Figura 3. Representação gráfica da análise multidimensional não métrica (nMDS) realizada com os dados abióticos da água nos pontos amostrais, nas quatro estações do ano, na UHE Mauá. Ver: verão; Out: outono; Inv: inverno; Pri: primavera..... 11

Figura 4. Representação gráfica da análise multidimensional não métrica (nMDS) realizada com dados de abundância das espécies nos pontos amostrais, nas quatro estações do ano, na UHE Mauá. Ver: verão; Out: outono; Inv: inverno; Pri: primavera..... 14

Figura 5. Representação gráfica da análise de redundância (RDA) com as 14 espécies com proporção de captura > 1,0% e dados abióticos na UHE Mauá. Ver: verão; Out: outono; Inv: inverno; Pri: primavera; Temp. água: temperatura da água; Transp.: transparência; OD: oxigênio dissolvido; abreviação das espécies: ver Tabela 1..... 16

CAPÍTULO II

Figura 1. Mapa do reservatório da UHE Mauá no rio Tibagi e pontos de amostragem. Em detalhe a localização do reservatório no estado do Paraná, Brasil..... 29

Figura 2. Distribuição da frequência percentual de *A. lacustris* (n=2013), *A. fasciatus* (n=1793) e *A. bockmanni* (n=1356) por ponto amostral, na área da UHE Mauá (somatório de cada espécie totaliza 100%). Números acima das barras indicam a frequência absoluta de indivíduos..... 31

Figura 3. Distribuição da frequência percentual de (A) *A. lacustris* (n=1864), (B) *A. fasciatus* (n=1385) e (C) *A. bockmanni* (n=1231) em classes de comprimento, na área da UHE Mauá. Números acima das barras indicam a frequência absoluta de indivíduos..... 33

Figura 4. Distribuição da frequência percentual de indivíduos de (A) *A. lacustris* (n=1864), (B) *A. fasciatus* (n=1385), e (C) *A. bockmanni* (n=1231) por classes de comprimento em cada ponto amostral da área da UHE Mauá (somatório de cada classe de comprimento totaliza 100%). Números entre parênteses, junto às classes de comprimento, indicam a frequência absoluta em cada classe..... 35

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO I

Tabela 1. Abundância de cada táxon (abreviação) por ponto amostral e estação do ano na UHE Mauá, em ordem alfabética. Ver: verão; Out: outono; Inv: inverno; Pri: primavera; Tot: Total..... 13

Tabela 2. Análise de comparação par a par, utilizando dados de abundância da assembleia de peixes, entre os pontos amostrais da UHE Mauá (significativo para $p \leq 0,05$)..... 14

Tabela 3. Espécies com valores significativos ($p \leq 0,05$) para o valor indicador (IndVal), e ponto ao qual foram associadas..... 15

CAPÍTULO II

Tabela 1. Análise de comparação par a par, utilizando dados de abundância de *A. fasciatus* e *A. bockmanni*, entre os pontos amostrais da área da UHE Mauá. Valores de p ajustados pelo método de Bonferroni. Em negrito, valores de p significativos ($p \leq 0,05$)..... 32

Tabela 2. Comprimento total (CT) médio e peso médio (g) de *A. lacustris*, *A. fasciatus* e *A. bockmanni* em cada ponto amostral da área da UHE Mauá..... 36

Tabela 3. Análise de comparação par a par, utilizando dados de comprimento e peso de *A. lacustris*, *A. fasciatus* e *A. bockmanni*, entre os pontos amostrais da área da UHE Mauá. Valores de p ajustados pelo método de Bonferroni. Em negrito, valores de p significativos ($p \leq 0,05$)..... 36

SUMÁRIO

Resumo Geral	v
General Abstract	vi
Lista de Figuras	vii
Lista de Tabelas	viii
Prefácio	1
Referências	3
Capítulo I	4
Resumo	5
Introdução	6
Material e Métodos	7
Área de Estudo.....	7
O Reservatório – UHE Mauá.....	7
Coleta de Dados	8
Análise de Dados	9
Resultados.....	10
Discussão	16
Referências	20
Capítulo II.....	25
Resumo	26
Introdução	27
Material e Métodos	28
Área de Estudo - UHE Mauá	28
Coleta de Dados	28
Análise de Dados	30
Resultados.....	31
Discussão	37
Referências	41
Considerações Finais	44
Referências Gerais	45

Prefácio

A energia hidráulica sempre foi predominante do Brasil, devido à riqueza dos recursos hídricos (Goldemberg e Lucon, 2007) e por isso a implementação de usinas hidrelétricas reflete a utilização de uma tecnologia consagrada no Brasil. Assim, a força hidráulica dos rios representa a principal fonte geradora de energia, representando 62% da capacidade energética brasileira em 2014 (MME, 2015).

Apesar de ser uma fonte renovável de energia, as hidrelétricas causam muitos impactos ambientais. Quanto aos aspectos físicos, os barramentos alteram o fluxo de água e, conseqüentemente, as condições limnológicas dos trechos de rios impactados (Agostinho *et al.*, 2007). Com o ambiente modificado, a fauna aquática também é alterada. A ictiofauna sofre mudanças em sua composição, estrutura (Agostinho e Gomes, 2005) e distribuição espacial (Britto e Carvalho, 2006).

De acordo com Straškraba e Tundisi (2013), após a formação do reservatório, o período de estabilização das variáveis abióticas da água varia entre quatro e dez anos, dependendo do reservatório. Além disso, o estresse ambiental causado pela implantação de uma hidrelétrica provoca o processo de sucessão ecológica, na comunidade (Silva *et al.*, 2010). Durante a colonização de um reservatório, são favorecidas as espécies de menor porte, maior potencial reprodutivo e maior plasticidade fisiológica (Agostinho *et al.*, 1992). Nesse sentido, as espécies do gênero *Astyanax* (Figura 1) têm sido registradas como dominantes em reservatórios (Agostinho *et al.*, 2007).



Figura 1. Exemplar de *Astyanax fasciatus*.

Com a finalidade de investigar a ictiofauna na fase inicial de um reservatório, logo após o seu enchimento, o presente estudo foi realizado na área de influência da Usina Hidrelétrica – UHE Mauá (Figura 2). A UHE Mauá localiza-se no rio Tibagi, na região dos Campos Gerais, estado do Paraná, Brasil. O início da interferência antrópica deu-se em julho de 2008 com o início das obras, enquanto os desvios do rio ocorreram a partir de 2009. O reservatório possui área de 84 km² e capacidade de geração de 361 MW (CECS, 2016).

O enchimento do reservatório da UHE Mauá foi finalizado em outubro de 2012 e as coletas para a realização do presente estudo iniciaram 15 meses após o início da operação da hidrelétrica, que ocorreu em novembro de 2012. Assim, é provável que a ictiofauna estivesse passando por um processo de reestruturação em consequência da variação dos fatores abióticos, decorrentes do barramento e de todo o processo antrópico associado ao empreendimento.



Figura 2. Barragem e trecho do reservatório da UHE Mauá, no rio Tibagi, estado do Paraná, Brasil. Fonte: COPEL, 2013.

O presente trabalho objetivou caracterizar os parâmetros limnológicos e a ictiofauna no período inicial de operação da UHE Mauá. Para tanto, a dissertação foi organizada em dois capítulos confeccionados na forma de manuscritos. O primeiro capítulo aborda os parâmetros abióticos da água, a existência de gradiente ambiental e a

estruturação das assembleias de peixes, e relaciona as assembleias aos fatores abióticos. O manuscrito referente ao primeiro capítulo foi submetido ao periódico *Neotropical Ichthyology*. O segundo capítulo contempla a estrutura populacional das três espécies mais abundantes na área da UHE Mauá, pertencentes ao gênero *Astyanax*, e verifica padrões espaciais na abundância, comprimento e peso ao longo do trecho de rio impactado.

Referências

- Agostinho, A. A.; Gomes, L. C. 2005. O manejo da pesca em reservatórios da bacia do alto rio Paraná: avaliações e perspectivas, p 23-56. In: Nogueira, M. G.; Henry, R.; Jorcin, A. (Org.) Ecologia de reservatórios: impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata. São Carlos, Rima, 472p
- Agostinho, A. A.; Júlio Jr., H. F.; Borghetti, J. R. 1992. Considerações sobre os impactos dos represamentos na ictiofauna e medidas para sua atenuação. Um estudo de caso: Reservatório de Itaipu. Revista UNIMAR, Maringá, 14: 89-107.
- Agostinho, A. A.; Gomes, L. C.; Pelicice, F. M. 2007. Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil. 501p.
- 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 Brasiliensia, 18(4), 377-388.
- CECS - Consórcio Energético Cruzeiro do Sul. 2016. Disponível em: <http://www.consorcio Cruzeiro dosul.com.br>. Acesso em 22/11/2016.
- COPEL - Companhia Paranaense de Eletricidade. 2013. Geração: Copel inaugura usina Mauá. Revista Copel Informações, edição 301. Disponível em http://www.copel.com/ci/_edicoes/301/inauguracao-maua.jsp. Acesso em 17/04/2017.
- Goldemberg, J.; Lucon, O. 2007. Energia e meio ambiente no Brasil. Estudos avançados, 21(59): 7-20.
- MME/EPE - Ministério de Minas e Energia, Empresa de Pesquisa Energética. 2015. Plano Decenal de Expansão de Energia 2024. Brasília, 467p.
- Silva, J. P. A.; Muelbert, A. E.; Oliveira, E. C.; Fávaro, L. F. 2010. Reproductive tactics used by the Lambari *Astyanax* aff. *fasciatus* in three water supply reservoirs in the same geographic region of the upper Iguaçu River. Neotropical Ichthyology, 8(4): 885-892
- Straškraba, M.; Tundisi, J. G. 2013. Diretrizes para o gerenciamento de lagos. Vol. 9: Gerenciamento da Qualidade da água de represas. São Carlos, Oficina de Textos, 300p.

CAPÍTULO I

Caracterização dos fatores abióticos e da estruturação das assembleias de peixes do reservatório da UHE Mauá, no período inicial após o enchimento

Manuscrito submetido ao periódico Neotropical Ichthyology

Caracterização dos fatores abióticos e da estruturação das assembleias de peixes do reservatório da UHE Mauá, no período inicial após o enchimento

Resumo

Este estudo objetivou caracterizar os parâmetros limnológicos e verificar a relação destes com a estruturação das assembleias de peixes do reservatório, no período inicial de funcionamento da UHE Mauá. As coletas de material biológico e dos dados ambientais de temperatura, oxigênio dissolvido, transparência e pH da água ocorreram sazonalmente, no ano de 2014, em quatro pontos no reservatório e um ponto a jusante da barragem. Os peixes foram obtidos através de redes de espera de diferentes malhagens. Os dados abióticos avaliados diferiram temporalmente, sendo o inverno diferente das demais estações. Não foi observada diferença entre os pontos amostrais, consequentemente, não foi evidenciado um gradiente ambiental ao longo do reservatório da UHE Mauá. A ausência de gradiente ambiental pode ser decorrente da instabilidade dos fatores ambientais, devido ao curto período de tempo entre o enchimento e as amostragens. Dentre as variáveis abióticas analisadas, o O₂D exerceu maior influência sobre a distribuição das assembleias de peixes. A análise do material biológico registrou 37 *taxa* e permitiu evidenciar diferença espacial das assembleias de peixes no reservatório. Esta diferença espacial pode indicar resposta da biota a fatores ambientais não analisados, como o fluxo e a velocidade da água, ou ainda a influência de interações biológicas. Em relação às espécies registradas antes da construção da UHE Mauá, quatro espécies de peixes migradores não foram constatadas no reservatório, durante a realização deste estudo, podendo essa ausência estar relacionada à antropização ambiental causada pela implantação da hidrelétrica, uma vez que as espécies migradoras são as mais impactadas pelos barramentos. Os resultados obtidos permitem acompanhar o processo de sucessão ecológica e a reestruturação das assembleias de peixes ao longo do tempo, além de permitir relacionar a sucessão ao longo do período de estabilização das variáveis ambientais e implementar planos de manejo e de conservação de espécies, se necessários.

Palavras-chave: antropização, barragem, ictiofauna, impacto ambiental, rio Tibagi.

Introdução

A formação de um reservatório provoca a desestabilização dos fatores abióticos do trecho de rio modificado. Ao longo do tempo, a tendência é que as variáveis abióticas se estabilizem, entretanto, alteradas em relação às condições originais (Straškraba e Tundisi, 2013). No reservatório formado, a velocidade e o fluxo de água variam gradualmente no eixo longitudinal, diminuindo com a proximidade da barragem, e assim, a variação dos parâmetros da água promove a formação de um gradiente ambiental (Thornton *et al.*, 1980). Sendo a velocidade da água um dos fatores estruturantes das assembleias de peixes (Araújo e Tejerina-Garro, 2009), as diferenças dessa variável, no reservatório, podem levar a alterações na distribuição (Britto e Carvalho, 2006), composição e estrutura das assembleias (Agostinho e Gomes, 2005). O período necessário para que uma comunidade se estabeleça em equilíbrio, no ambiente antropizado de reservatório, depende, dentre outros fatores, das características geomorfológicas do mesmo (Tundisi, 1993).

A estruturação das assembleias de peixes, nos primeiros anos após o enchimento do reservatório, está intimamente relacionada com o processo de sucessão ecológica e encontra-se no estágio inicial de colonização (Silva *et al.*, 2010). Neste período, as espécies já existentes no local colonizam o novo ambiente (Agostinho *et al.*, 1999), sendo favorecidas as espécies de maior plasticidade fisiológica (Agostinho *et al.*, 1992).

Considerando que o Brasil detém uma grande diversidade de peixes dulcícolas no mundo e que os represamentos dos rios ocorrem em diferentes bacias hidrográficas, atuando inclusive sobre espécies endêmicas, há a necessidade de entender o processo de estruturação da comunidade nos reservatórios, ao longo do tempo, desde a fase inicial até atingir o equilíbrio. Assim, este estudo analisa o período inicial do reservatório da UHE Mauá, contribuindo para o entendimento das mudanças nas condições limnológicas e na ictiofauna. Os objetivos do trabalho foram (i) caracterizar os parâmetros físicos e químicos da água ao longo do eixo longitudinal do reservatório, (ii) verificar a existência de gradiente ambiental, (iii) verificar diferenças espaciais nas assembleias de peixes ao longo do reservatório, e (iv) investigar a influência dos fatores abióticos nas assembleias.

Material e Métodos

Área de estudo

A bacia hidrográfica do rio Tibagi é a terceira maior bacia do estado do Paraná (Dias e Giuliano-Caetano, 2002), possui malha de drenagem de 24.712km² e integra a bacia do rio Paraná (França, 2002).

O rio Tibagi nasce no sul do estado do Paraná, entre os municípios de Ponta Grossa e Palmeira (25°13'33"S e 49°50'21"W), e deságua na margem esquerda do rio Paranapanema (22°48'14"S e 51°0'19"W), na divisa com o estado de São Paulo (SEMA, 2010), sendo o principal tributário desse rio (Shibatta *et al.*, 2007). Possui grande importância na manutenção da diversidade de peixes no curso médio do rio Paranapanema, o qual foi alterado pela construção de vários aproveitamentos hidrelétricos (Hoffmann *et al.*, 2005). O rio Tibagi apresenta fortes corredeiras e corre encaixado em diversos trechos, entretanto em sua porção inferior é caracterizado como semi-lótico, devido à influência dos reservatórios das usinas hidrelétricas (Shibatta *et al.*, 2007) de Mauá, Presidente Vargas e Capivara.

O reservatório – UHE Mauá

A usina hidrelétrica - UHE Mauá, local de realização do presente estudo, encontra-se no rio Tibagi, sob as coordenadas 24°3'45"S e 50°42'26"W, na região dos Campos Gerais entre os municípios de Telêmaco Borba e Ortigueira, no Estado do Paraná, Brasil (Figura 1). O reservatório, de aproximadamente 84 km², teve seu enchimento concluído em outubro de 2012, e a usina entrou em operação em novembro do mesmo ano. A interferência antrópica teve início em 2008 com a construção da hidrelétrica e os desvios do rio, que ocorreram a partir de 2009 (CECS, 2016).

A área do reservatório está sob influência dos tipos climáticos Temperado Subtropical (Cfa) e Temperado Oceânico (Cfb). O clima Temperado Oceânico predomina e se caracteriza como úmido em todas as estações do ano com ausência de uma estação seca definida. O verão varia de quente a moderadamente quente, com temperaturas médias superiores a 22°C, podendo atingir 37°C. No inverno ocorrem geadas severas e frequentes com temperaturas médias inferiores a 18°C, podendo atingir a mínima de -1°C. A média anual de precipitação é de 1.600 a 1.700 mm. O período mais chuvoso ocorre de dezembro a fevereiro e o menos chuvoso, de junho a agosto (LACTEC, 2010).

Coleta de dados

A obtenção dos dados abióticos e dos peixes foi realizada pela Companhia Paranaense de Eletricidade (COPEL) e integra o monitoramento do reservatório, exigido pelo órgão ambiental.

Os parâmetros abióticos da água, temperatura (°C), oxigênio dissolvido (O₂D) (mg/L), pH e transparência (m), foram obtidos com auxílio de termômetro de mercúrio, oxímetro, pHmetro e disco de Secchi, respectivamente (CERNE, 2011). Foram analisados no presente estudo os parâmetros coletados até 1m de profundidade.

As amostragens foram sazonais (fevereiro: verão, maio: outono, agosto: inverno e novembro: primavera) no ano de 2014 em quatro pontos no reservatório (pontos P1 a P4) e um ponto a jusante da barragem (ponto P5) (Figura 1). Os peixes foram coletados nos períodos diurno e noturno através de redes de espera com malhas de 2,4 a 16 cm entre nós não adjacentes, totalizando o esforço de 1.142,10 m² de rede/ponto amostral, em cada coleta. Os indivíduos foram eutanasiados por overdose de anestésico ou por resfriamento, fixados em formol 10% e transportados ao laboratório (CERNE, 2011). Em laboratório, os indivíduos foram identificados taxonomicamente de acordo com Graça e Pavanelli (2007) e posteriormente contabilizados.

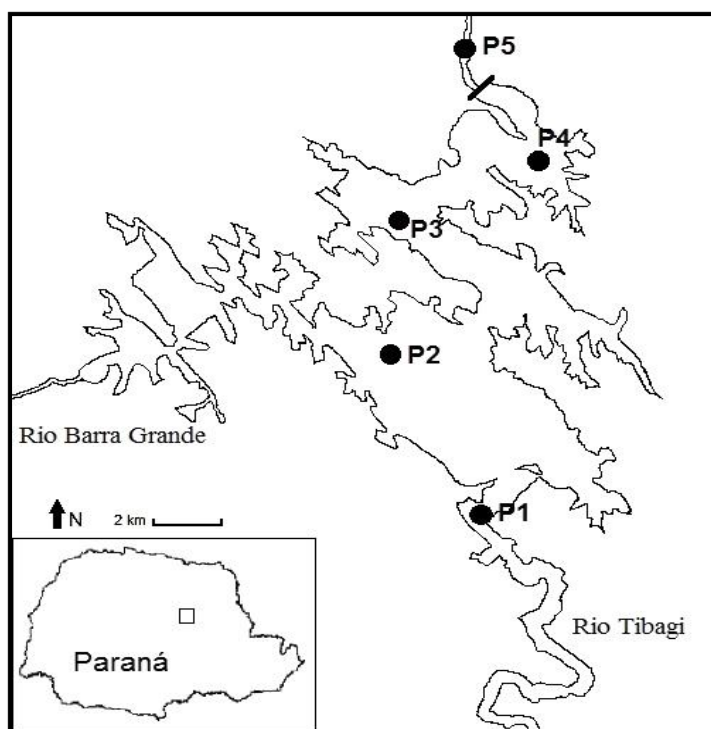


Figura 1. Mapa do reservatório da UHE Mauá no rio Tibagi e pontos de amostragem. Em detalhe a localização do reservatório no estado do Paraná, Brasil.

Análise de dados

Os dados abióticos foram analisados graficamente quanto à variação espaço-temporal. Para testar a existência de diferenças espaciais e/ou sazonais, os dados abióticos foram submetidos à análise de variância permutacional multivariada (PERMANOVA) (Anderson, 2001), seguida pelo teste *a posteriori* de comparação par a par (*pairwise*) (Anderson, 2005). Os dados foram estandardizados para normalizar as escalas, foi utilizada distância euclidiana, e a significância foi determinada pelo teste de Monte Carlo com 999 permutações. A hipótese nula testada foi de que os parâmetros da água não diferem entre os pontos amostrais e entre as estações do ano. Para visualizar as possíveis diferenças espaciais e/ou sazonais, utilizou-se a análise de ordenação multidimensional não métrica (nMDS).

A composição ictiofaunística e a abundância de cada *taxa* foram registradas para cada ponto amostral e para cada estação do ano, permitindo observar a distribuição espacial e temporal.

Para testar a existência de diferenças espaciais e/ou sazonais na assembleia de peixes, foi utilizada a análise PERMANOVA (Anderson, 2001) seguida pelo teste *a posteriori* de comparação par a par (*pairwise*) (Anderson, 2005). Para a realização da referida análise, os dados de abundância foram transformados em $\log(x+1)$, foi utilizada a distância de Bray-Curtis, e a significância foi determinada pelo teste de Monte Carlo com 999 permutações. A hipótese nula testada foi de que as assembleias não diferem entre os pontos amostrais e entre as estações do ano. Para visualizar as possíveis diferenças espaciais e/ou sazonais na assembleia de peixes, foi utilizada a análise de ordenação multidimensional não métrica (nMDS).

Para testar a relação das espécies aos pontos amostrais e/ou estações do ano, utilizou-se o método do valor indicador (IndVal) (Dufrene e Legendre, 1997). Essa análise indica quais espécies estão associadas a cada um dos pontos e/ou a cada estação do ano, e se baseia na especificidade (abundância de cada espécie em cada grupo) e fidelidade (frequência relativa de cada espécie em cada grupo).

Para verificar o quanto da variação da assembleia está relacionado às variáveis ambientais e analisar a influência dessas variáveis sobre as espécies de peixes, utilizou-se a análise de redundância (RDA), sendo consideradas apenas as espécies com proporção de captura $> 1,0\%$. A proporção de captura foi calculada pelo número de indivíduos de uma espécie em relação ao número total de peixes capturados, expressa em porcentagem. Para a realização da RDA, os dados de abundância das espécies

selecionadas foram transformados em $\log(x+1)$ e os dados abióticos foram estandardizados.

As análises supracitadas foram realizadas através dos softwares R 3.3.1 e Permanova 1.6. O nível de significância adotado para todas as análises foi $\alpha = 0,05$.

Resultados

Pela análise gráfica dos parâmetros da água, temperatura ($^{\circ}\text{C}$), O_2D (mg/L), pH e transparência (m), foi evidenciada uma variação sazonal para todos os pontos. A temperatura mostrou um padrão de variação entre os pontos, com maiores valores na primavera e verão, e menores valores no outono e inverno. Em todo o período analisado, os valores de O_2D do ponto P5 foram inferiores em relação aos demais pontos. Quanto ao pH, os pontos P1 e P5 no verão e os pontos P3 e P4 no outono apresentaram valores que indicam acidificação da água. Em relação à transparência, o ponto P1 apresentou baixos valores em todas as estações do ano (Figura 2).

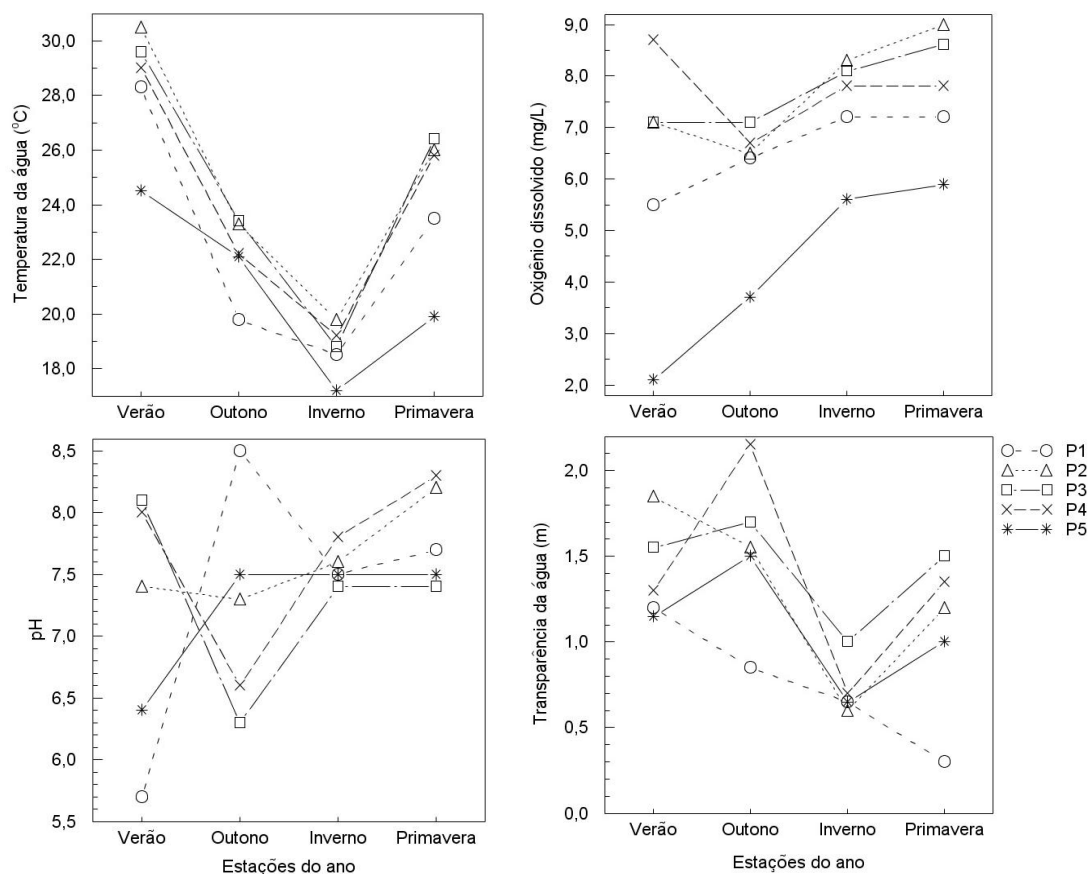


Figura 2. Variação sazonal dos fatores abióticos: temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$), O_2D (mg/L), pH e transparência (m), nos pontos amostrais da UHE Mauá.

Os resultados da PERMANOVA indicaram diferenças dos dados abióticos apenas entre as estações do ano (GL = 3; $p = 0,009$), não havendo diferença entre os pontos amostrais. A análise de comparação par a par das estações revelou que o inverno diferenciou-se de todas as outras estações (verão-inverno: $p = 0,011$; outono-inverno: $p = 0,029$; inverno-primavera: $p = 0,039$). A análise de ordenação multidimensional não métrica (nMDS) permitiu verificar o agrupamento dos cinco pontos amostrais no inverno (Figura 3).

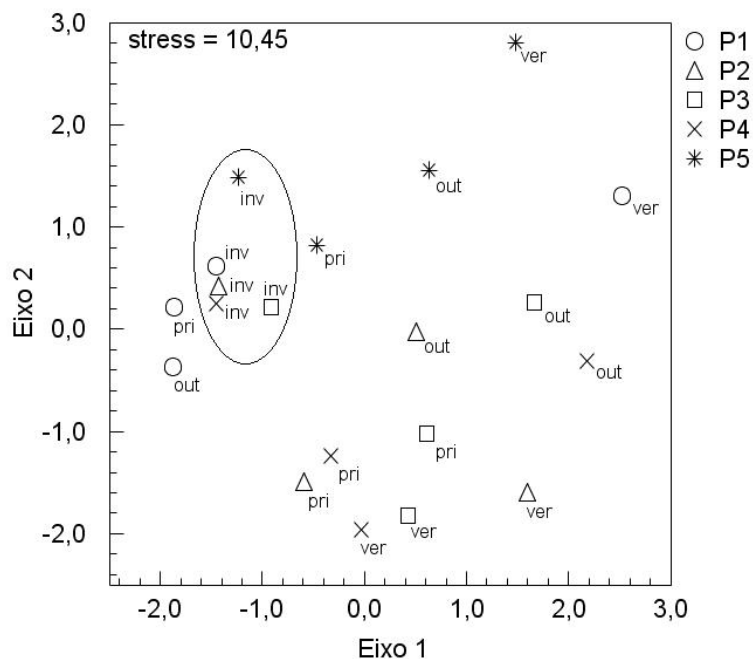


Figura 3. Representação gráfica da análise multidimensional não métrica (nMDS) realizada com os dados abióticos da água nos pontos amostrais, nas quatro estações do ano, na UHE Mauá. Ver: verão; Out: outono; Inv: inverno; Pri: primavera.

Foram coletados 9657 espécimes distribuídos em 37 *taxa* e cinco ordens (19 *taxa* de Characiformes, dez de Siluriformes, quatro de Perciformes, três de Gymnotiformes e um de Cypriniformes). As espécies mais abundantes foram *Astyanax lacustris*, *A. fasciatus*, *A. bockmanni* e *Oligosarcus paranensis*, que juntas representaram mais de 65% dos espécimes. Dentre as espécies capturadas, quatro são exóticas, *Cyprinus carpio*, *Hoplias lacerdae*, *Oreochromis niloticus* e *Tilapia rendalli* (Leonhardt *et al.*, 2002; Shibatta *et al.*, 2002; Luiz *et al.*, 2003; Agostinho *et al.*, 2007; IAP, 2007), e quatro são migradoras, *Leporinus obtusidens*, *Pimelodus maculatus*, *Prochilodus lineatus* e *Schizodon nasutus* (Agostinho *et al.*, 2002; Bennemann e Shibatta, 2002; Shibatta *et al.*, 2002; Agostinho *et al.*, 2007).

Dentre os pontos amostrais, o ponto P3 teve o maior número de *taxa* (34), enquanto os pontos P1 e P5 apresentaram o menor (25). A maior abundância ocorreu no ponto P4 (3044), seguido pelo ponto P1 (2261), enquanto a menor abundância foi registrada no ponto P5 (950). Dentre as estações do ano, o verão teve o maior número de *taxa* (32), e o inverno apresentou o menor (29). A maior abundância ocorreu no outono (2565) e a menor na primavera (2177) (Tabela 1).

Tabela 1. Abundância de cada táxon (abreviação) por ponto amostral e estação do ano na UHE Mauá, em ordem alfabética. Ver: verão; Out: outono; Inv: inverno; Pri: primavera; Tot: Total.

Ponto Estação	P1 Ver	P1 Out	P1 Inv	P1 Pri	P1 Tot	P2 Ver	P2 Out	P2 Inv	P2 Pri	P2 Tot	P3 Ver	P3 Out	P3 Inv	P3 Pri	P3 Tot	P4 Ver	P4 Out	P4 Inv	P4 Pri	P4 Tot	P5 Ver	P5 Out	P5 Inv	P5 Pri	P5 Tot	Total
<i>Apareiodon affinis</i> (A. aff)	2	2	2	4	10	23	19	10	3	55	7	4	1	1	13	19	13	5	8	45	12	3	7	4	26	149
<i>Astyanax lacustris</i> (A. lac)	116	59	27	64	266	140	82	109	115	446	172	253	72	69	566	124	108	261	76	569	23	43	83	17	166	2013
<i>Astyanax bockmanni</i> (A. boc)	51	12	55	8	126	34	28	9	41	112	12	29	20	30	91	175	301	70	226	772	24	67	80	84	255	1356
<i>Astyanax fasciatus</i> (A. fas)	202	315	51	14	582	58	83	64	59	264	68	48	83	62	261	192	65	239	123	619	7	1	40	19	67	1793
<i>Astyanax cf. paranae</i> (A. par)	1	4	1	1	7	2	1	-	-	3	-	4	-	-	4	1	2	3	-	6	-	-	-	-	-	20
<i>Bryconamericus iheringii</i> (B. ihe)	-	3	2	3	8	27	51	10	11	99	6	8	5	21	40	35	10	11	29	85	19	4	20	26	69	301
<i>Corydoras cf. longipinnis</i> (C. lon)	51	68	61	120	300	9	11	47	2	69	34	107	91	52	284	15	10	23	5	53	-	-	4	36	40	746
<i>Crenicichla haroldoi</i> (C. har)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	1	1	-	-	-	1	-	-	-	-	-	2
<i>Cyphocharax</i> sp. (C. sp.)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	1
<i>Cyprinus carpio</i> (C. car)	-	1	2	-	3	-	-	-	-	-	-	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4
<i>Eigenmannia trilineata</i> (E. tri)	-	-	-	3	3	-	-	-	-	-	-	4	-	-	4	5	-	-	1	6	-	2	-	-	-	2
<i>Eigenmannia cf. virescens</i> (E. vir)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2
<i>Galeocharax knerii</i> (G. kne)	5	27	2	19	53	2	18	8	18	46	1	22	52	26	101	-	9	18	32	59	20	14	2	38	74	333
<i>Geophagus brasiliensis</i> (G. bra)	16	14	11	72	113	24	3	46	16	89	16	9	19	38	82	20	10	12	13	55	-	2	-	-	2	341
<i>Gymnotus inaequilabiatus</i> (G. ina)	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-	4	2	6	-	-	-	-	-	7
<i>Hoplias lacerdae</i> (H. lac)	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1	1	-	1	2	4	-	1	1	1	3	-	-	-	-	-	8
<i>Hoplias</i> sp. (H. sp.)	6	3	10	9	28	6	7	13	3	29	6	9	10	6	31	7	6	15	5	33	-	-	-	-	-	121
<i>Hypostomus albopunctatus</i> (H. alb)	-	-	-	-	-	1	-	-	1	2	7	1	-	-	8	4	-	-	1	5	1	-	-	-	-	1
<i>Hypostomus ancistroides</i> (H. anc)	42	5	1	9	57	2	3	-	2	7	7	6	-	2	15	2	-	-	-	2	3	8	1	2	14	95
<i>Hypostomus derbyi</i> (H. der)	35	33	6	42	116	5	7	12	2	26	8	8	5	5	26	13	2	1	5	21	-	-	-	2	2	191
<i>Hypostomus margaritifer</i> (H. mar)	2	-	-	-	2	-	-	-	-	-	1	3	-	2	6	-	1	-	1	2	1	-	-	-	-	1
<i>Hypostomus regani</i> (H. reg)	87	15	-	44	146	-	1	1	1	3	7	19	3	10	39	1	-	-	-	1	3	2	2	2	9	198
<i>Iheringichthys labrosus</i> (I. lab)	2	4	12	-	18	2	-	3	1	6	2	4	2	-	8	-	-	-	-	-	6	8	-	2	16	48
<i>Leporellus vittatus</i> (L. vit)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
<i>Leporinus amblyrhynchus</i> (L. amb)	2	3	-	1	6	3	4	-	-	7	23	14	-	2	39	5	-	1	1	7	4	1	-	3	8	67
<i>Leporinus obtusidens</i> (L. obt)	9	13	9	6	37	10	-	5	3	18	21	6	8	9	44	22	1	9	4	36	3	1	-	-	4	139
<i>Leporinus octofasciatus</i> (L. oct)	6	4	1	1	12	2	-	1	1	4	7	1	-	-	8	1	-	1	-	2	-	-	-	1	1	27
<i>Leporinus piavussu</i> (L. pia)	2	2	-	-	4	-	-	1	-	1	1	4	3	2	10	-	-	-	1	1	-	-	-	-	-	16
<i>Oreochromis niloticus</i> (O. nil)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
<i>Oligosarcus paranensis</i> (O. par)	48	25	123	40	236	11	28	53	26	118	15	36	62	32	145	107	177	157	138	579	8	20	60	24	112	1190
<i>Parodon nasus</i> (P. nas)	-	-	-	-	-	1	-	-	-	1	-	-	-	1	1	3	-	1	4	8	-	-	-	-	-	10
<i>Pimelodus heraldoi</i> (P. her)	-	-	-	-	-	3	-	-	1	4	4	-	-	1	5	-	-	-	1	1	24	5	4	16	49	59
<i>Pimelodus maculatus</i> (P. mac)	-	-	2	-	2	-	2	-	1	3	14	1	7	6	28	1	-	-	3	4	4	5	4	1	14	51
<i>Prochilodus lineatus</i> (P. lin)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	2	2
<i>Rhamdia quelen</i> (R. que)	5	3	10	1	19	-	-	2	3	5	1	2	1	-	4	3	-	1	-	4	3	1	3	3	10	42
<i>Schizodon nasutus</i> (S. nas)	23	69	11	4	107	1	1	-	8	10	18	16	27	28	89	11	6	18	24	59	3	-	1	1	5	270
<i>Tilapia rendalli</i> (T. ren)	-	-	-	-	-	6	-	-	-	6	-	2	2	1	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	11
Total	713	684	399	465	2261	372	349	396	318	1435	463	621	474	409	1967	767	722	851	704	3044	168	189	312	281	950	9657

Quanto às assembleias de peixes, os resultados da PERMANOVA revelaram diferenças somente entre os pontos amostrais (GL = 4; $p = 0,001$), não havendo diferença entre as estações. A análise de comparação par a par dos pontos indicou que todos os pontos diferiram entre si (Tabela 2).

Tabela 2. Análise de comparação par a par, utilizando dados de abundância da assembleia de peixes, entre os pontos amostrais da UHE Mauá (significativo para $p \leq 0,05$).

Pontos	P
P1 e P2	0,03
P1 e P3	0,03
P1 e P4	0,02
P1 e P5	0,03
P2 e P3	0,03
P2 e P4	0,05
P2 e P5	0,04
P3 e P4	0,02
P3 e P5	0,03
P4 e P5	0,02

Na análise de ordenação multidimensional não métrica (nMDS), observou-se a separação dos pontos amostrais quanto à composição da assembleia, de tal forma que cada ponto formou um agrupamento. O ponto P5, localizado a jusante da barragem, formou o grupo mais distinto dos demais (Figura 4).

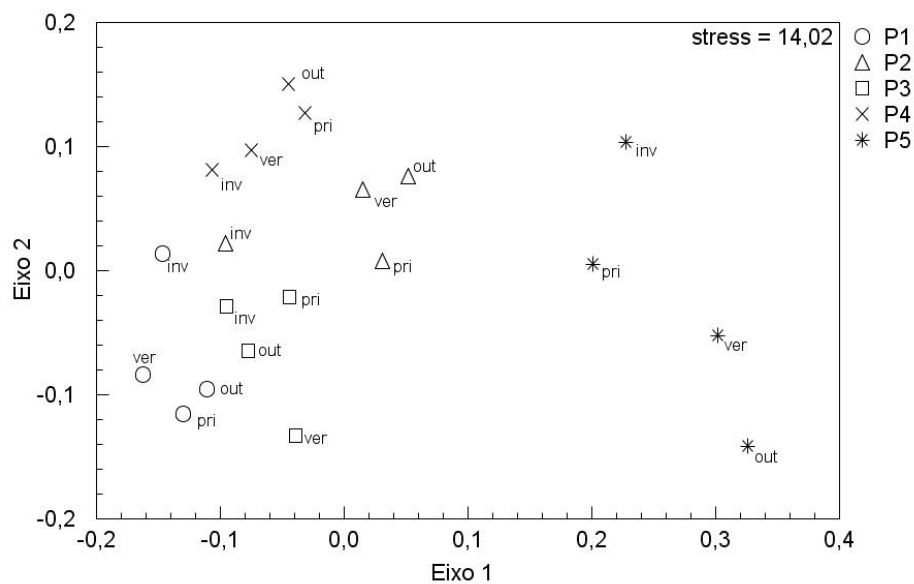


Figura 4. Representação gráfica da análise multidimensional não métrica (nMDS) realizada com dados de abundância das espécies nos pontos amostrais, nas quatro estações do ano, na UHE Mauá. Ver: verão; Out: outono; Inv: inverno; Pri: primavera.

Os resultados indicaram que o fator espacial foi o responsável pela estruturação das assembleias ao longo do reservatório. Assim, verificou-se, através do método do valor indicador (IndVal), a associação das espécies aos pontos amostrais. À exceção do ponto P2, ao menos uma espécie esteve relacionada a cada ponto (Tabela 3).

Tabela 3. Espécies com valores significativos ($p \leq 0,05$) para o valor indicador (IndVal), e ponto ao qual foram associadas.

Espécie	Ponto	Valor Indicador (IndVal)	<i>p</i>
<i>Hypostomus derbyi</i>	P1	0,6073	0,008
<i>Leporinus piavussu</i>	P3	0,6250	0,017
<i>Pimelodus maculatus</i>	P3	0,5490	0,025
<i>Astyanax bockmanni</i>	P4	0,5693	0,006
<i>Oligosarcus paranensis</i>	P4	0,4866	0,004
<i>Pimelodus heraldoi</i>	P5	0,8305	0,003

A análise de redundância (RDA) foi realizada com as 14 espécies que apresentaram proporção de captura $> 1,0\%$. A análise sumarizou 37% da variabilidade total dos dados abióticos em relação às espécies, sendo que o primeiro eixo representou 24% da variação e o segundo 7%. O O_2D foi a variável que mais influenciou a distribuição das espécies e esteve relacionado principalmente ao primeiro eixo. Em relação às outras espécies analisadas, *Geophagus brasiliensis*, *Corydoras* cf. *longipinnis*, *Astyanax fasciatus* e *Hoplias* sp. foram as espécies relacionadas, principalmente, aos locais com maiores valores de O_2D . As espécies *Hypostomus derbyi* e *H. regani* estiveram associadas a locais com maiores valores de temperatura da água e menores de transparência, quando comparadas às outras espécies (Figura 5).

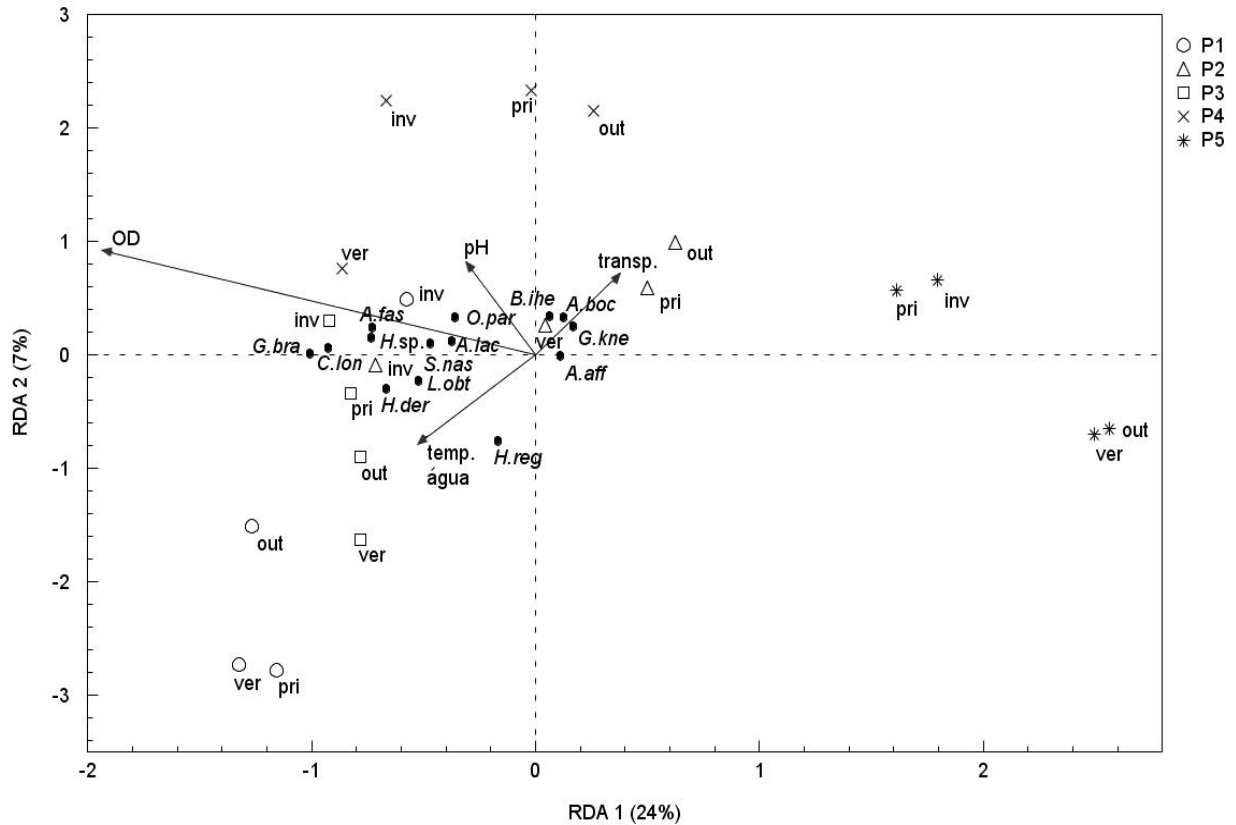


Figura 5. Representação gráfica da análise de redundância (RDA) com as 14 espécies com proporção de captura > 1,0% e dados abióticos na UHE Mauá. Ver: verão; Out: outono; Inv: inverno; Pri: primavera; Temp. água: temperatura da água; Transp.: transparência; OD: oxigênio dissolvido; abreviação das espécies: ver Tabela 1.

Discussão

Embora os parâmetros da água analisados não tenham diferido espacialmente, o O_2D foi a variável que exerceu maior influência na distribuição espacial das assembleias. Esse resultado corrobora outros trabalhos que apontaram essa variável como uma das mais importantes para os peixes (Súarez e Petreire, 2007; Gonçalves e Braga, 2008; Costa e Freitas, 2015), uma vez que o O_2D é um dos fatores responsáveis pela separação de habitats pela ictiofauna (Oliveira e Goulart, 2000).

Os baixos valores de O_2D obtidos na jusante da barragem (ponto P5), devem-se à água vinda da região mais lântica do reservatório (ponto P4). Ainda que a concentração de O_2D no ponto P4 tenha sido alta, é importante salientar que os valores analisados foram obtidos até 1m de profundidade, ou seja, na porção superficial da coluna da água. Contudo, em maiores profundidades seriam esperados valores

reduzidos de O₂D, em decorrência da estratificação da coluna d'água. Essa evidência sugere que a água do reservatório que passa pelas turbinas, gerando energia, contempla não apenas a porção superficial da coluna da água, levando a água com baixa concentração de O₂D do reservatório para a jusante da barragem, e justificando a hipóxia observada no ponto P5.

A ausência de gradiente ambiental na UHE Mauá, determinada pela análise dos dados abióticos, deu-se em decorrência ao curto tempo (16 meses) transcorrido entre a formação do reservatório e o início das amostragens. Esse período de tempo é considerado reduzido em relação à estabilização dos fatores abióticos, quando comparado aos estudos realizados por Silva *et al.*, 2010 e Straškraba e Tundisi, 2013.

O reestabelecimento do equilíbrio dos parâmetros ambientais está relacionado à idade do reservatório, de forma que reservatórios de idades diferentes promovem condições abióticas distintas (Silva *et al.*, 2010). O período de estabilização varia entre reservatórios, sendo o tempo médio de quatro a mais de dez anos, dependendo dos processos físicos, químicos e biológicos. Dentre os fatores que influenciam o tempo de estabilização estão o volume de água, o tempo de residência, a matéria orgânica acumulada no enchimento, as matérias em suspensão, as atividades na bacia hidrográfica, o desenvolvimento da comunidade de peixes e sua influência sobre o sistema, e a localização geográfica do reservatório, sendo que a estabilização tende a ocorrer mais rápido nos trópicos (Straškraba e Tundisi, 2013).

Apesar de os fatores abióticos mensurados não formarem gradiente longitudinal na UHE Mauá, em geral, nos reservatórios o fluxo e a velocidade de água variam gradualmente, diminuindo com a proximidade da barragem. A variação no fluxo de água modifica a dinâmica do habitat e cria novas condições ambientais (Poff *et al.*, 1997), promovendo diferenças espaciais no processo de colonização (Agostinho *et al.*, 1999). O fluxo de água interfere na distribuição de nutrientes, na composição e tamanho do substrato (Benetti *et al.*, 2003), na qualidade da água e nas interações bióticas (Suen e Eheart, 2006). Muitas espécies estão adaptadas a regiões mais lânticas ou mais lóticicas, mas raramente a ambas (Benetti *et al.*, 2003), e a preferência das espécies por determinada amplitude de velocidade da água tem sido relatada por diversos autores (Barreto e Aranha, 2005; Mendonça *et al.*, 2005; Araújo e Tejerina-Garro, 2009; Costa *et al.*, 2013). Dessa forma, é permitido inferir que a diferença espacial das assembleias de peixes, evidenciada neste estudo, sofra a influência do fluxo e da velocidade da água.

Apesar de ter sido evidenciado no reservatório uma maior abundância de espécies generalistas, com alta plasticidade fisiológica, a análise de redundância (realizada com espécies de proporção de captura > 1%) demonstrou que, apesar de não ocorrer diferenças dos fatores abióticos entre os pontos amostrais, diferentes espécies mostraram-se associadas a determinados fatores, mensurados neste estudo.

A alta abundância de espécimes do gênero *Astyanax*, encontrada na UHE Mauá, tem sido registrada em outros reservatórios, com idades e geomorfologia diferentes (Castro e Arcifa, 1987; Agostinho *et al.*, 1997; Abilhoa, 2005; Oliveira *et al.*, 2008; Abilhoa *et al.*, 2011). Essas espécies apresentam tolerância às variações ambientais (Abilhoa, 2005), e sua plasticidade alimentar e táticas reprodutivas utilizadas garantem sucesso ao colonizar reservatórios (Silva *et al.*, 2010). Os Characidae dos gêneros *Astyanax* e *Oligosarcus* foram predominantes no reservatório da UHE Segredo, no rio Iguaçu (Agostinho *et al.*, 1997), assim como neste estudo. Nossos resultados evidenciaram uma relação entre as espécies *Astyanax bockmanni* e *Oligosarcus paranensis* e o ponto P4, que corresponde à região mais lacustre do reservatório da UHE Mauá. Contudo, as outras espécies de *Astyanax* também foram abundantes neste ponto amostral.

O ponto P5 formou o agrupamento mais distinto, em relação às assembleias evidenciadas nos outros pontos amostrais. Essa diferença, provavelmente, deve-se a baixa concentração de O₂D, relatada anteriormente. Considerando que a hipóxia afeta a fisiologia e o comportamento dos peixes (Dean e Richardson, 1999; Oliveira e Goulart, 2000), as baixas concentrações de O₂D registradas para o ponto P5 podem colocar a ictiofauna sob estresse metabólico (Lochmiller *et al.*, 1989; Silveira *et al.*, 2009), especialmente aquelas com menor plasticidade fisiológica (Almeida-Val *et al.*, 1995). Por este motivo o referido ponto amostral apresentou a menor abundância registrada entre os pontos amostrados.

Ainda, é importante ressaltar que, além das condições limnológicas e das características físicas do ambiente, as interações biológicas são responsáveis pela distribuição espacial dos peixes. A competição interfere na habilidade de indivíduos e espécies em explorarem recursos e, em conjunto com a predação, alteram a distribuição espacial da comunidade ictiológica (Oliveira e Goulart, 2000). Dessa forma, as interações biológicas têm sido apontadas como estruturantes das comunidades em reservatórios (Silva *et al.*, 2006; Novaes *et al.*, 2014), e podem estar contribuindo para a variação espacial da assembleia de peixes observada na UHE Mauá.

Comparando as espécies obtidas no presente estudo com a lista de espécies do mesmo trecho do rio Tibagi antes da construção da hidrelétrica, observou-se que 17 espécies registradas antes da formação do reservatório (LACTEC, 2013) não estiveram presentes nas coletas realizadas para este estudo, dentre elas, as migradoras, *Leporinus friderici* (Chiari e Sodré, 1999; Bennemann e Shibatta, 2002; Lopes *et al.*, 2007), *Brycon orbignyanus*, *Salminus hilarii* e *Pinirampus pirinampu* (Agostinho e Júlio, 1999, Agostinho *et al.*, 2007). A ausência ou a diminuição de migradores no reservatório pode ser explicada pelo fato de que as espécies que realizam movimentos migratórios longitudinais são as mais impactadas pelas hidrelétricas, devido à barragem configurar-se numa barreira física à migração e por essas espécies possuírem exigências comportamentais dependentes da dinâmica da água (Agostinho *et al.*, 2007). O desaparecimento dessas espécies migradoras no reservatório da UHE Mauá corrobora o observado em outros reservatórios da bacia do rio Paraná, onde a construção de hidrelétricas em cascata prejudicou fortemente as espécies de peixes migradores, reduzindo as populações (Agostinho *et al.*, 2002).

Neste estudo foram registradas nove espécies que não estavam presentes antes da formação do reservatório, de acordo com os registros efetuados por LACTEC (2013). Dentre essas, foram coletadas quatro espécies exóticas, *Cyprinus carpio*, *Hoplias lacerdae*, *Oreochromis niloticus* e *Tilapia rendalli* (Leonhardt *et al.*, 2002; Shibatta *et al.*, 2002; Luiz *et al.*, 2003; Agostinho *et al.*, 2007; IAP, 2007). Embora existam variações nos métodos e locais de coleta entre os dois trabalhos, as diferenças encontradas na comunidade ictíica podem ser reflexo dos impactos causados pela implantação da hidrelétrica.

Comparando a UHE Mauá com a UHE Capivara (instalada em 1977), localizadas na mesma bacia hidrográfica e relativamente próximas, observou-se que, de acordo com Hoffmann *et al.* (2005), as ordens Characiformes, Siluriformes, Perciformes e Gymnotiformes contribuíram para a riqueza de espécies com proporções relativas semelhantes nos dois reservatórios. A composição das assembleias no reservatório de Capivara é semelhante à do reservatório de Mauá, entretanto, a estrutura das assembleias apresenta diferenças, principalmente, quanto à abundância das espécies.

A formação dos reservatórios provoca alterações na composição e na estrutura das populações de peixes, em maior ou menor grau, de acordo com a posição da barragem em relação às áreas de vida, a quantidade de área de várzea perdida, a existência de rios alternativos para migração e desova, a qualidade da água e os

procedimentos operacionais da usina (Agostinho *et al.*, 2007). O processo de sucessão da ictiofauna está relacionado diretamente à idade do reservatório e depende das características físicas do reservatório, como forma, tamanho e profundidade. Assim, ambientes com idades diferentes estariam em fases distintas do processo de reestruturação da comunidade (Silva *et al.*, 2010). Por tais motivos, é necessário que a obtenção dos dados abióticos e biológicos seja muito bem realizada, a fim de gerar resultados consistentes e aplicáveis.

Considerando que o tempo decorrido entre o enchimento e o fim das amostragens realizadas neste estudo foi de pouco mais de dois anos, a importância dos resultados obtidos consiste em mostrar a situação inicial do reservatório, possibilitando acompanhar o processo de sucessão ecológica e a reestruturação das assembleias de peixes ao longo do tempo, além de permitir relacionar a sucessão ao longo do período de estabilização das variáveis ambientais e implementar planos de manejo e de conservação de espécies, se necessários.

Referências

- Abilhoa, V. 2005. Ictiofauna, p. 435-456. In: Andreoli, C. V.; Carneiro, C. (Eds.) Gestão integrada de Mananciais de Abastecimento Eutrofizados. Curitiba, Ed. Gráfica Capital Ltda, 500p.
- Abilhoa, V.; Laynes, W. L.; Michalik, L.; Lima, L.; Fávoro, L. F.; Vitule, J. R. S. 2011. Ictiofauna, p. 325-338. In: Cunha, C. L. N.; Carneiro, C.; Gobbi, E. F.; Andreoli, C. V. (Org.) Eutrofização em Reservatórios: Gestão Preventiva – Estudo Interdisciplinar na Bacia do Rio Verde, PR. Curitiba, Ed. UFPR, 515p.
- Agostinho, A. A.; Gomes, L. C. 2005. O manejo da pesca em reservatórios da bacia do alto rio Paraná: avaliações e perspectivas, p 23-56. In: Nogueira, M. G.; Henry, R.; Jorcin, A. (Org.) Ecologia de reservatórios: impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata. São Carlos, Rima, 472p.
- Agostinho, A. A.; Júlio Jr., H. F. 1999. Peixes da bacia do alto rio Paraná, p. 374-400. In: Lowe-McConnell, R. H. Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais. São Paulo, Edusp, 536p.
- Agostinho, A. A.; Júlio Jr., H. F.; Borghetti, J. R. 1992. Considerações sobre os impactos dos represamentos na ictiofauna e medidas para sua atenuação. Um estudo de caso: Reservatório de Itaipu. Revista UNIMAR, Maringá, 14: 89-107.
- Agostinho, A. A.; Bini, L. M.; Gomes, L. C. 1997. Ecologia de comunidades de peixes da área de influência do reservatório de Segredo, p. 97-111. In: Agostinho, A. A.;

Gomes, L. C. (Eds.) Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo. Maringá, Eduem, 387p.

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, p. 227-265. In: Tundisi, J.G.; Staškraba, M. (Eds.). Theoretical Reservoir Ecology and its Applications. São Carlos, Backhuys Publishers, 592p.

Agostinho, A. A.; Gomes, L. C.; Fernandez, D. R.; Suzuki, H. I. 2002. Efficiency of fish ladders for neotropical ichthyofauna. *River Research and Applications*, 18: 299-306.

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

Almeida-Val, V. M. F.; Farias, I. P.; Silva, M. N. P.; Duncan, W. P.; Val, A. L. 1995. Biochemical adjustments to hypoxia by Amazon cichlids. *Brazilian Journal of Medical and Biological Research*, 28: 1257-1263.

Anderson, M. J. 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology*, 26: 32-46.

Anderson, M. J. 2005. Permutational multivariate analysis of variance. *Department of Statistics, University of Auckland*, 26: 32-46.

Araújo, N. B.; Tejerina-Garro, F. L. 2009. Influence of environmental variables and anthropogenic perturbations on stream fish assemblages, Upper Paraná River, Central Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 7(1): 31-38.

Barreto, A. P.; Aranha, J. M. R. 2005. Assembléia de peixes de um riacho da Floresta Atlântica: composição e distribuição espacial (Guaraqueçaba, Paraná, Brasil). *Acta Scientiarum Biological Sciences*, 27(2): 153-160.

Benetti, A. D.; Lanna, A. E.; Cobalchini, M. S. 2003. Metodologias para determinação de vazões ecológicas em rios. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 8(2): 149-160.

Bennemann, S. T.; Shibatta, O. A. 2002. Dinâmica de uma assembléia de peixes do rio Tibagi, p. 431-442. In: Medri, M. E.; Bianchini, E.; Shibatta, O. A.; Pimenta, J. A. (Eds.) *A bacia do rio Tibagi*. Londrina, Ed. UEL, 601p.

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 Brasiliensia*, 18(4): 377-388.

Castro, R. M. C.; Arcifa, M. S. 1987. Comunidades de peixes de reservatórios no sul do Brasil. *Revista Brasileira de Biologia*, 47(4): 493-500.

CECS - Consórcio Energético Cruzeiro do Sul. 2016. Disponível em: <http://www.consorcio Cruzeiro do Sul.com.br>. Acesso em 22/11/2016.

CERNE Ambiental. 2011. Termo de referência – monitoramento da ictiofauna de reservatórios de hidrelétricas sob concessão da COPEL e do corpo d'água imediatamente afetado pela Usina Termelétrica Figueira, 21p.

Chiari, L.; Sodré, L. M. K. 1999. Genetic variability in five species of Anostomidae (Ostariophysi-Characiformes). *Genetics and molecular Biology*, 22(4): 517-523.

- Costa, I. D.; Freitas, C. E. C. 2015. Factors determining the structure of fish assemblages in an Amazonian river near to oil and gas exploration areas in the Amazon basin (Brazil): establishing the baseline for environmental evaluation. *Zoologia*, 32(5): 351-359.
- Costa, M. R.; Mattos, T. M.; Borges, J. L.; Araújo, F. G. 2013. Habitat preferences of common native fishes in a tropical river in Southeastern Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 11(4): 871-880.
- Dean, T. L.; Richardson, J. 1999. Responses of seven species of native freshwater fish and a shrimp to low levels of dissolved oxygen. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 33: 99-106.
- Dias, A. L.; Giuliano-Caetano, L. 2002. Citogenética de alguns grupos de peixes da bacia do rio Tibagi, p. 473-529. In: Medri, M. E.; Bianchini, E.; Shibatta, O. A.; Pimenta, J. A. (Eds.) A bacia do rio Tibagi. Londrina, Ed. UEL, 601p.
- Dufrêne, M.; Legendre, P. 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*, 67: 345-366.
- França, V. 2002. O rio Tibagi no contexto hidrográfico paranaense, p. 43-61. In: Medri, M. E.; Bianchini, E.; Shibatta, O. A.; Pimenta, J. A. (Eds.) A bacia do rio Tibagi. Londrina, Ed. UEL, 601p.
- Gonçalves, C. S.; Braga, F. M. S. 2008. Diversidade e ocorrência de peixes na área de influência da UHE Mogi Guaçu e lagoas marginais, bacia do alto rio Paraná, São Paulo, Brasil. *Biota Neotropica*, 8(2): 103-114.
- Graça, W. J.; Pavanelli, C. S. 2007. Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes. Maringá, Eduem, 241p.
- 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(3): 319-325.
- IAP - Instituto Ambiental do Paraná. 2007. Portaria nº 074, de 19 de abril de 2007. Lista Oficial de Espécies Exóticas Invasoras para o Estado do Paraná.
- LACTEC. 2010. Plano ambiental de conservação e uso do entorno de reservatório artificial - Pacuera da Usina Hidrelétrica Mauá - Volume III: versão resumida, 62p.
- LACTEC. 2013. Relatório de Monitoramento da Ictiofauna na Área da UHE Mauá - Relatório Técnico Final, 68p.
- Leonhardt, J. H.; Frossard, H.; Caetano Filho, M. 2002. Piscicultura, p. 579-589. In: Medri, M. E.; Bianchini, E.; Shibatta, O. A.; Pimenta, J. A. (Eds.) A bacia do rio Tibagi. Londrina, Ed. UEL, 601p.
- Lochmiller, R. L.; Weichman, J. D.; Zale, A. V. 1989. Hematological assessment of temperature and oxygen stress in a reservoir population of striped bass (*Morone saxatilis*). *Comparative Biochemistry and Physiology Part A*: 93(3): 535-541.
- Lopes, C. M.; Almeida, F. S.; Orsi, M. L.; Britto, S. G. C.; Sirol, R. N.; Sodr e, L. M. K. 2007. Fish passage ladders from Canoas Complex - Paranapanema River: evaluation of

genetic structure maintenance of *Salminus brasiliensis* (Teleostei: Characiformes). *Neotropical Ichthyology*, 5(2): 131-138.

Luiz, E. A.; Gomes, L. C.; Agostinho, A. A.; Bulla, C. K. 2003. Influência de processos locais e regionais nas assembléias de peixes em reservatórios do Estado do Paraná, Brasil. *Acta Scientiarum: Biological Sciences*, 25(1): 107-114.

Mendonça, F. P.; Magnusson, W. E.; Zuanon, J. 2005. Relationships between habitat characteristics and fish assemblages in small streams of Central Amazonia. *Copeia*, 4: 751-764.

Novaes, J. L. C.; Moreira, S. I. L.; Freire, C. E. C.; Sousa, M. M. O.; Costa, R. S. 2014. Fish assemblage in a semi-arid Neotropical reservoir: composition, structure and patterns of diversity and abundance. *Brazilian Journal of Biology*, 74(2): 290-301.

Oliveira, E. F.; Goulart, E. 2000. Distribuição espacial de peixes em ambientes lênticos: interação de fatores. *Acta Scientiarum*, 22(2): 445-453.

Oliveira, E. C.; Santos, L. E. S.; Fávaro, L. F.; Abilhoa, V. 2008. Caracterização da assembleia de peixes em um reservatório recém-formado no Sul do Brasil. *Estudos Biológicos*, 30(70/71/72): 125-132.

Poff, N. L.; Allan, J. D.; Bain, M. B.; Karr, J. R.; Prestegard, K. L.; Richter, B. D.; Sparks, R. E.; Stromberg, J. C. 1997. The natural flow regime: A paradigm for river conservation and restoration. *BioScience*, 47(11): 769-784.

SEMA - Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos. 2010. Bacias hidrográficas do Paraná: série histórica. Curitiba, 140p.

Shibatta, O. A.; Orsi, M. L.; Bennemann, S. T.; Silva-Souza, A. T. 2002. Diversidade e distribuição de peixes na bacia do rio Tibagi, p. 403-423. In: Medri, M. E.; Bianchini, E.; Shibatta, O. A.; Pimenta, J. A. (Eds.) *A bacia do rio Tibagi*. Londrina, Ed. UEL, 601p.

Shibatta, O. A.; Gealh, A. M.; Bennemann, S. T. 2007. Ictiofauna dos trechos alto e médio da bacia do rio Tibagi, Paraná, Brasil. *Biota Neotropica*, 7(1): 125-134.

Silva, A. R. M.; Santos, G. B.; Ratton, T. 2006. Fish community structure of Juramento reservoir, São Francisco River basin, Minas Gerais, Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 23(3): 832-840.

Silva, J. P. A.; Muelbert, A. E.; Oliveira, E. C.; Fávaro, L. F. 2010. Reproductive tactics used by the Lambari *Astyanax* aff. *fasciatus* in three water supply reservoirs in the same geographic region of the upper Iguaçú River. *Neotropical Ichthyology*, 8(4): 885-892.

Silveira, U. S.; Logato, P. V. R.; Pontes, E. C. 2009. Fatores estressantes em peixes. *Revista Eletrônica Nutritime*, 6(4): 1001-1017.

Straškraba, M.; Tundisi, J. G. 2013. Diretrizes para o gerenciamento de lagos. Vol. 9: Gerenciamento da Qualidade da água de represas. São Carlos, Oficina de Textos, 300p.

Súarez, Y. R.; Petreire Júnior, M. 2007. Environmental factors predicting fish community structure in two neotropical rivers in Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 5(1): 61-68.

Suen, J. P.; Eheart, J. W. 2006. Reservoir management to balance ecosystem and human needs: Incorporating the paradigm of the ecological flow regime. *Water Resources Research*, 42(3): 1-9.

Thornton, K. W.; Kennedy, R. H.; Carroll, J. H.; Walker, W. W.; Gunkel, R. C.; Ashby, S. 1980. Reservoir sedimentation and water quality - an heuristic model, p.654-661. In: Stefan, H. G. (Ed.) *Proceedings of the symposium on surface water impoundments*. New York, American Society of Civil Engineers.

Tundisi, J. G. 1993. Represas do Paraná Superior: limnologia e bases científicas para o gerenciamento, p. 41-52. In: Boltovski, A.; Lopez, H. L. (Eds.) *Conferencias de Limnología*. La Plata, Instituto de Limnología "Dr. R. A. Ringuelet", 249p.

CAPÍTULO II

Estrutura populacional de três espécies do gênero *Astyanax* na área de influência da UHE Mauá, no período inicial após o enchimento

Estrutura populacional de três espécies do gênero *Astyanax* na área de influência da UHE Mauá, no período inicial após o enchimento

Resumo

O estudo visou caracterizar a estrutura populacional e verificar diferenças espaciais das três espécies mais abundantes da área de influência da UHE Mauá, no período inicial de operação da usina. As coletas dos peixes e dos parâmetros da água ocorreram sazonalmente, no ano de 2014, em quatro pontos no reservatório e um ponto a jusante da barragem. Os peixes foram obtidos com redes de espera de diferentes malhagens. *Astyanax lacustris*, *Astyanax fasciatus* e *Astyanax bockmanni* foram as espécies mais abundantes, ocorrendo em todos os pontos amostrais, com maior frequência no ponto P4, localizado na região mais lântica do reservatório. A preferência das espécies pelo referido local evidencia o caráter generalista dessas espécies, a capacidade de adaptação a ambientes lânticos e a tolerância às variações ambientais. As maiores frequências de *A. lacustris* ocorreram no intervalo de 8,2 a 12,1 cm de comprimento, para *A. fasciatus* entre 9,7 e 11,7 cm e para *A. bockmanni* no intervalo de 8,6 a 10,6 cm. Para as três espécies, o comprimento total e o peso diferiram entre os pontos amostrais, sendo diferentes os valores registrados dentro do reservatório (pontos P1 a P4) dos valores da jusante da barragem (ponto P5), permitindo inferir que as condições ambientais são diferentes dentro e fora do reservatório. Os menores valores de comprimento e peso no reservatório podem ser decorrentes da antropização do ambiente, havendo segregação dos indivíduos de maior porte. A presença de indivíduos de maior porte na jusante pode ser devido à tolerância desses indivíduos às baixas concentrações de O₂D daquele local. A relação peso-comprimento caracterizou crescimento alométrico positivo para as três espécies. Contudo, as espécies *A. lacustris* e *A. fasciatus* apresentavam crescimento alométrico negativo antes da formação do reservatório. Essa diferença pode indicar que as alterações no habitat causadas pela hidrelétrica estão influenciando o crescimento das espécies.

Palavras-chave: colonização, espécies generalistas, relação peso-comprimento.

Introdução

A implantação de usinas hidrelétricas modifica a dinâmica da água no trecho de rio impactado (Agostinho *et al.*, 1992), alterando a disponibilidade de alimento (Hahn e Fugi, 2007) e interferindo na reprodução dos peixes (Suzuki e Agostinho, 1997). Dessa forma, alterações na composição e abundância das espécies são inevitáveis, podendo ocorrer proliferação de algumas espécies e redução de outras (Agostinho *et al.*, 2008) e, conseqüentemente, mudanças na estrutura das populações. Nesse aspecto, estudos da estrutura populacional permitem compreender as mudanças ocorridas nas populações e relacioná-las com as variações dos fatores ambientais no ambiente antropizado.

A formação de um reservatório, devido ao estresse ambiental, promove o processo de sucessão ecológica da comunidade, através de mudanças qualitativas e quantitativas de espécies, até que as condições ambientais estabilizem-se (Silva *et al.*, 2010). Condições ambientais instáveis favorecem as espécies oportunistas, caracterizadas pela taxa de crescimento alta, ciclo de vida curto e períodos reprodutivos longos (Gomiero e Braga, 2007). Portanto, as espécies colonizadoras e oportunistas, inicialmente, dominam ambientes perturbados (Townsend *et al.*, 2006).

A colonização de um reservatório ocorre a partir das espécies presentes no local antes do barramento (Agostinho *et al.*, 1999), favorecendo as espécies de menor porte e de maior potencial reprodutivo, e facilitando a colonização por espécies de maior plasticidade fisiológica (Agostinho *et al.*, 1992). As espécies do gênero *Astyanax* são consideradas resistentes aos danos dos represamentos (Dias *et al.*, 2005). Assim, essas espécies têm sido registradas como dominantes em reservatórios, sendo a colonização desses ambientes bem sucedida devido às características reprodutivas e alimentares dessas espécies (Agostinho *et al.*, 2007), além de serem tolerantes às variações ambientais (Abilhoa, 2005).

Os danos dos barramentos variam espacialmente ao longo do trecho de rio impactado, de forma que os efeitos no corpo do reservatório são diferentes daqueles que ocorrem à jusante da barragem (Agostinho *et al.*, 1992). Assim, há variação espacial dos parâmetros abióticos e, conseqüentemente, diferenças no processo de colonização (Agostinho *et al.*, 2007), que influenciam a distribuição das espécies de peixes (Britto e Carvalho, 2006).

O presente estudo, realizado no período inicial de operação da UHE Mauá, buscou caracterizar a estrutura populacional das três espécies mais abundantes da área

de influência do empreendimento, e verificar padrões espaciais na abundância, comprimento e peso ao longo do trecho de rio impactado, relacionando aos parâmetros abióticos da água.

Material e Métodos

Área de estudo - UHE Mauá

A usina hidrelétrica de Mauá (UHE Mauá), local de realização do presente estudo, localiza-se no rio Tibagi, sob as coordenadas 24°3'45"S e 50°42'26"W, na região dos Campos Gerais, no Estado do Paraná, Brasil (Figura 1). A interferência antrópica no ambiente teve início em 2008 com a construção da usina e os desvios do rio ocorreram a partir de 2009 (CECS, 2016). O reservatório, de aproximadamente 84 km², teve seu enchimento concluído em outubro de 2012 e a usina entrou em operação em novembro do mesmo ano.

A área está sob influência dos tipos climáticos Temperado Subtropical (Cfa) e Temperado Oceânico (Cfb). O clima Temperado Oceânico predomina e se caracteriza como úmido, durante todo o ano, com ausência de estação seca definida. O verão varia de quente a moderadamente quente, com temperaturas médias superiores a 22°C, podendo atingir 37°C. No inverno há geadas severas e frequentes com temperaturas médias inferiores a 18°C, podendo atingir a mínima de -1°C. A média anual de precipitação é de 1.600 a 1.700 mm. O período mais chuvoso ocorre de dezembro a fevereiro e o menos chuvoso, de junho a agosto (LACTEC, 2010).

Coleta de dados

A obtenção dos peixes e dos dados abióticos foi realizada pela Companhia Paranaense de Eletricidade (COPEL) e integra o monitoramento do reservatório, exigido pelo órgão ambiental.

Coletas sazonais (fevereiro/verão, maio/outono, agosto/inverno e novembro/primavera) foram realizadas no ano de 2014, em quatro pontos no reservatório (pontos P1 a P4) e um ponto a jusante da barragem (ponto P5) (Figura 1). Os parâmetros abióticos da água, temperatura (°C), oxigênio dissolvido (O₂D) (mg/L), pH e transparência (m), foram obtidos com termômetro de mercúrio, oxímetro, pHmetro e disco de Secchi (CERNE, 2011), até 1m de profundidade.

Os peixes foram coletados nos períodos diurno e noturno através de redes de espera com malhas de 2,4 a 16 cm entre nós não adjacentes, totalizando o esforço de 1.142,10 m² de rede/ponto amostral, em cada coleta. Os indivíduos foram eutanasiados por overdose de anestésico ou por resfriamento, fixados em formol 10% e transportados ao laboratório (CERNE, 2011). Os indivíduos de *Astyanax lacustris*, *Astyanax fasciatus* e *Astyanax bockmanni* foram identificados taxonomicamente de acordo com Graça e Pavanelli (2007) e, posteriormente, de cada exemplar foram registrados o comprimento total (cm) e o peso total (g). Segundo Lucena e Soares (2016), a espécie *Astyanax altiparanae* foi reconhecida como sinônimo júnior de *Astyanax lacustris*.

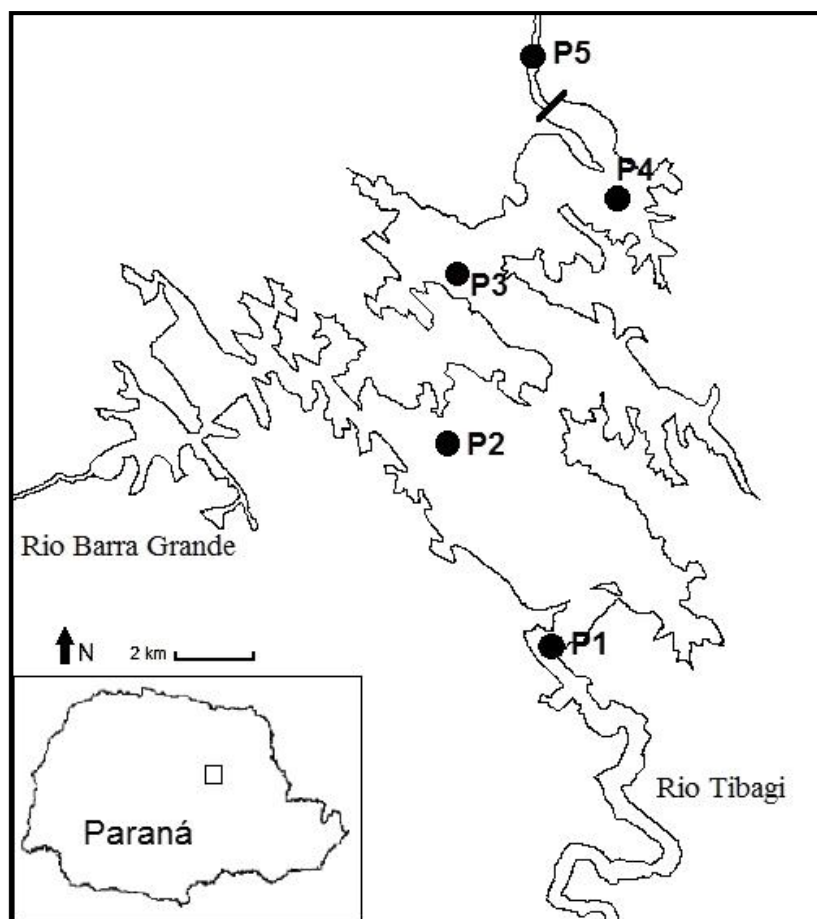


Figura 1. Mapa do reservatório da UHE Mauá no rio Tibagi e pontos de amostragem. Em detalhe a localização do reservatório no estado do Paraná, Brasil.

Análise de dados

Para testar a diferenciação espacial dos dados abióticos, foi aplicada a análise de variância permutacional multivariada (PERMANOVA) (Anderson, 2001). Os dados foram estandardizados para normalizar as escalas, foi utilizada distância euclidiana, e a significância foi determinada pelo teste de Monte Carlo com 999 permutações.

As análises dos dados biológicos foram realizadas com os sexos agrupados. Para verificar a existência de locais preferenciais na área estudada, foi calculada a frequência percentual de indivíduos de cada espécie por ponto amostral. Para testar se a abundância de cada espécie difere entre os pontos amostrais, foi utilizada a análise não paramétrica de Kruskal-Wallis, considerando a hipótese nula de que as populações possuem abundâncias iguais entre os locais amostrados. Em seguida, foi utilizado o teste de Dunn de comparações par a par, a fim de identificar quais pontos apresentam diferença.

A estrutura em comprimento, de cada espécie do gênero *Astyanax*, foi analisada para toda a área de estudo e por ponto amostral, através da distribuição dos indivíduos em dez classes de comprimento, estabelecidas pelo Postulado de Sturges. Ainda, as classes de comprimento foram agrupadas em classes de comprimento menores (classes 1 a 3), classes de comprimento intermediárias (classes 4 a 7) e classes de comprimentos maiores (classes 8 a 10). A estrutura em comprimento e em peso, de cada espécie, foi avaliada calculando-se o comprimento total (CT) médio e o peso médio dos indivíduos por ponto amostral.

O teste de Kruskal-Wallis foi utilizado para analisar, separadamente, a estrutura em comprimento e a estrutura em peso de cada espécie, a fim de verificar se essas variáveis diferem entre os locais amostrados. Em seguida, o teste de Dunn de comparações par a par foi aplicado para identificar quais pontos amostrais apresentam diferença.

A relação peso-comprimento de cada espécie foi determinada através da fórmula $Pt = aCt^b$, sendo Pt = peso total, Ct = comprimento total, a = coeficiente linear e b = coeficiente angular de alometria. Os coeficientes foram determinados pelo método dos mínimos quadrados.

As análises foram realizadas através do software R 3.3.1, sendo $\alpha = 0,05$ o nível de significância adotado para todas as análises.

Resultados

A análise PERMANOVA apontou que os parâmetros abióticos da água não diferiram entre os pontos amostrais ($p = 0,32$), não havendo diferença espacial na região amostrada.

Na área da UHE Mauá foram registrados 37 taxa, sendo *A. lacustris*, *A. fasciatus* e *A. bockmanni* as espécies mais abundantes, com 20,8%, 18,6% e 14% de frequência percentual, respectivamente, correspondendo a 53,4% do total de espécies capturadas. Foram coletados 2013 indivíduos de *A. lacustris*, 1793 de *A. fasciatus* e 1356 de *A. bockmanni*.

A análise da distribuição espacial evidenciou que as três espécies ocorreram em todos os pontos amostrais, sendo todas mais frequentes no ponto P4, correspondendo à região mais lântica do reservatório. As espécies *A. lacustris* e *A. fasciatus* apresentaram menor frequência no ponto P5, com 8% e 4%, respectivamente, entretanto, o ponto P5 foi o local da segunda maior frequência (19%) de *A. bockmanni* (Figura 2).

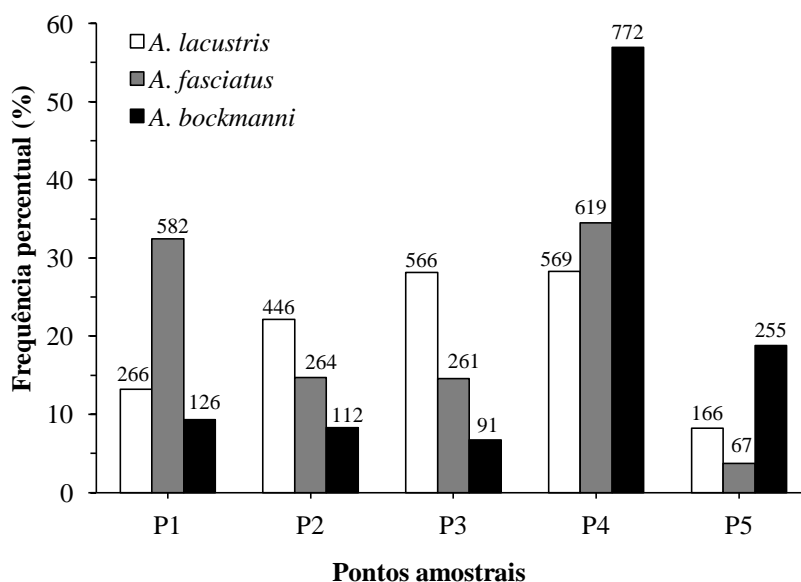


Figura 2. Distribuição da frequência percentual de *A. lacustris* (n=2013), *A. fasciatus* (n=1793) e *A. bockmanni* (n=1356) por ponto amostral, na área da UHE Mauá (somatório de cada espécie totaliza 100%). Números acima das barras indicam a frequência absoluta de indivíduos.

Os resultados do teste Kruskal-Wallis indicaram que as abundâncias das espécies *A. fasciatus* ($\chi^2 = 10,17$, GL = 4, $p = 0,04$) e *A. bockmanni* ($\chi^2 = 11,39$, GL = 4, $p = 0,02$) diferiram entre os pontos amostrais. Porém, *A. lacustris* não apresentou diferença espacial quanto à abundância. Segundo o teste de Dunn, a abundância de *A. fasciatus* no ponto P4 foi diferente do ponto P5, enquanto para *A. bockmanni* a diferença na abundância foi observada entre os pontos P3 e P4 (Tabela 1).

Tabela 1. Análise de comparação par a par, utilizando dados de abundância de *A. fasciatus* e *A. bockmanni*, entre os pontos amostrais da área da UHE Mauá. Valores de p ajustados pelo método de Bonferroni. Em negrito, valores de p significativos ($p \leq 0,05$).

Pontos	<i>A. fasciatus</i>	<i>A. bockmanni</i>
	p	p
P1 e P2	1,00	1,00
P1 e P3	1,00	1,00
P1 e P4	1,00	0,11
P1 e P5	0,31	1,00
P2 e P3	1,00	1,00
P2 e P4	1,00	0,12
P2 e P5	0,68	1,00
P3 e P4	1,00	0,05
P3 e P5	0,59	1,00
P4 e P5	0,02	1,00

De acordo com o Postulado de Sturges, as três espécies estudadas foram categorizadas em dez classes de comprimento. O comprimento de *A. lacustris* variou entre 6,2 cm e 15,6 cm, enquanto *A. fasciatus* variou de 7,6 cm a 14,1 cm, e *A. bockmanni* entre 6,5 cm e 13,3 cm. As maiores frequências de indivíduos de *A. lacustris* ocorreram no intervalo de comprimento de 8,2 a 12,1 cm, para *A. fasciatus* no intervalo de 9,7 a 11,7 cm e para *A. bockmanni* no intervalo de 8,6 a 10,6 cm (Figura 3).

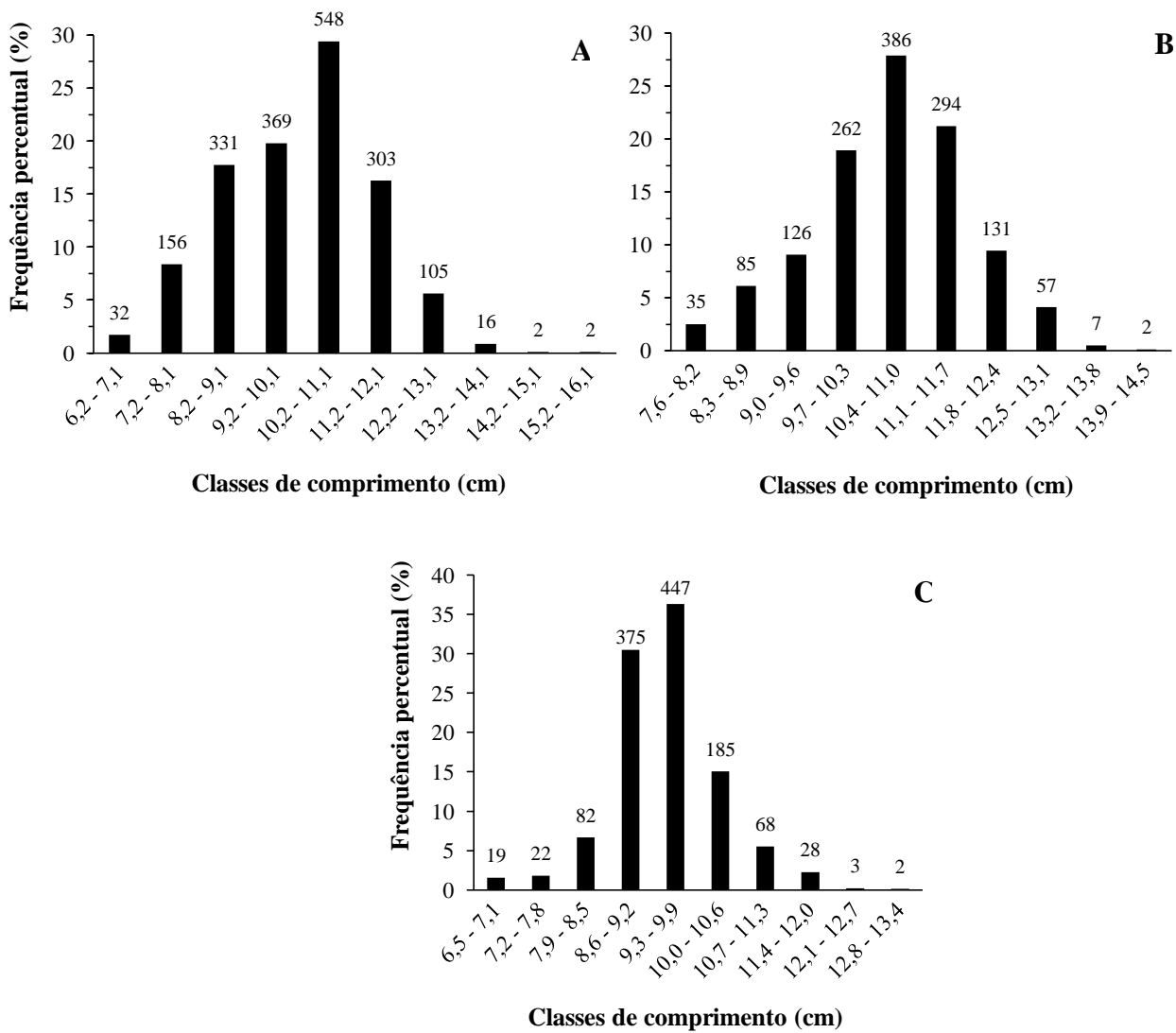


Figura 3. Distribuição da frequência percentual de (A) *A. lacustris* (n=1864), (B) *A. fasciatus* (n=1385) e (C) *A. bockmanni* (n=1231) em classes de comprimento, na área da UHE Mauá. Números acima das barras indicam a frequência absoluta de indivíduos.

A análise da estrutura das populações, realizada por classes de comprimento agrupadas, por ponto amostral, evidenciou que os indivíduos de *A. lacustris* foram bem representativos em todas as classes de comprimento nos pontos P2, P3 e P4. Espécimes nas classes de comprimento menores (6,2 – 9,1 cm) e intermediárias (9,2 – 13,1 cm) predominaram nos pontos P2, P3 e P4, enquanto nas maiores classes (13,2 – 16,1 cm) foram mais abundantes nos pontos P3 e P5 (Figura 4).

Para a espécie *A. fasciatus*, os espécimes de todas as classes de comprimento agrupadas foram bem representados no ponto P4. Indivíduos nas menores classes (7,6 – 9,6 cm) predominaram nos pontos P2 e P4. Nas classes intermediárias (9,7 – 12,4 cm) houve maior frequência de espécimes dos pontos P1 e P4, enquanto nas maiores classes (12,5 – 14,5 cm) ocorreu predominância dos indivíduos nos pontos P3 e P4 (Figura 4).

Os exemplares de *A. bockmanni* de todas as classes de comprimento, quando analisadas de maneira agrupada, foram mais abundantes no ponto P4. Espécimes das menores classes de comprimento (6,5 – 8,5 cm) foram mais frequentes no ponto P4. Nas classes de comprimento intermediárias (8,6 – 11,3 cm), as maiores frequências ocorreram nos pontos P4 e P5, enquanto nas maiores classes (11,4 – 13,4 cm) houve predominância nos pontos P1 e P4 (Figura 4).

A análise isolada de cada classe de comprimento evidenciou que indivíduos da maior classe de comprimento de *A. lacustris* (15,2 - 16,1 cm) e de *A. bockmanni* (12,8 - 13,4 cm) foram encontrados somente no ponto P5, enquanto que para a espécie *A. fasciatus* a maior classe de comprimento (13,9 - 14,5 cm) foi registrada apenas no ponto P3 (Figura 4).

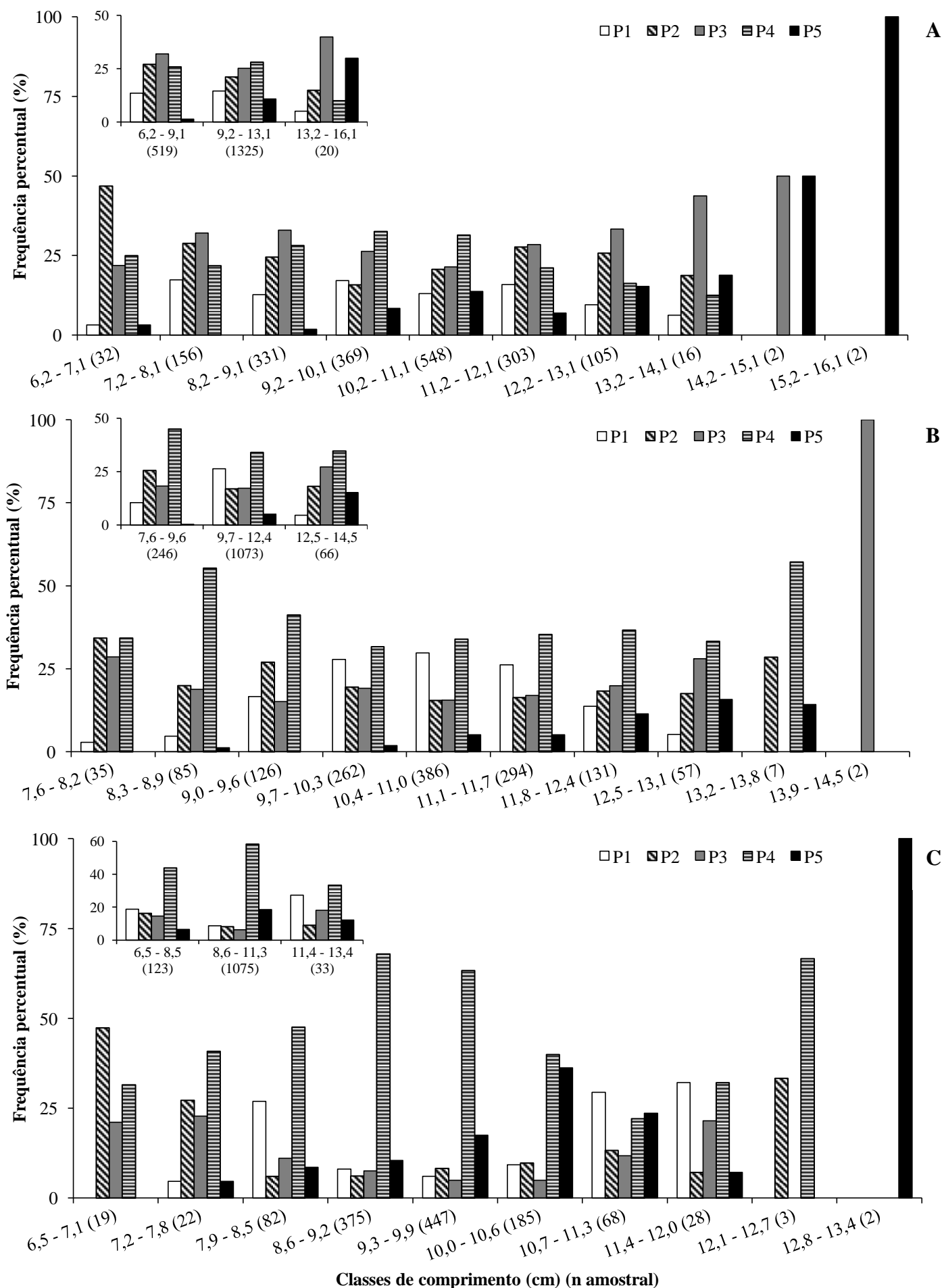


Figura 4. Distribuição da frequência percentual de indivíduos de (A) *A. lacustris* (n=1864), (B) *A. fasciatus* (n=1385), e (C) *A. bockmanni* (n=1231) por classes de comprimento em cada ponto amostral da área da UHE Mauá (somatório de cada classe de comprimento totaliza 100%). Números entre parênteses, junto às classes de comprimento, indicam a frequência absoluta em cada classe.

A relação peso-comprimento para *A. lacustris* foi $Pt = 0,0077 Ct^{3,34}$, para *A. fasciatus* foi $Pt = 0,0067 Ct^{3,29}$, e para *A. bockmanni* foi $Pt = 0,0135 Ct^{3,06}$. A partir do coeficiente de alometria, ficou caracterizado o crescimento do tipo alométrico positivo ($b > 3$) para as três espécies, ou seja, maior incremento em peso do que em comprimento.

Discussão

O predomínio de espécies do gênero *Astyanax*, observado na área da UHE Mauá, tem sido relatado em outros reservatórios por diversos autores (Castro e Arcifa, 1987; Agostinho *et al.*, 1997; Abilhoa, 2005; Oliveira *et al.*, 2008; Abilhoa *et al.*, 2011). Segundo Agostinho *et al.* (2007), as espécies *A. lacustris* e *A. fasciatus* foram dominantes em 44% e 18% dos reservatórios, respectivamente, sendo *A. lacustris* uma das dominantes dos reservatórios dos rios Paranapanema e alto Paraná, bacias hidrográficas relacionadas ao rio Tibagi.

O sucesso na colonização dos reservatórios pelo gênero *Astyanax* é garantido pela plasticidade alimentar, capacidade de responder rapidamente às mudanças ambientais, flexibilidade reprodutiva com habilidade de reproduzir em ambientes lênticos (Dias *et al.*, 2005), tolerância às variações ambientais (Abilhoa, 2005) e pequeno porte (Agostinho *et al.*, 2007), habilidades que caracterizam espécies com tendência r-estrategista. Segundo Agostinho *et al.* (2007), para colonizar um novo ambiente, a espécie precisa de estratégias reprodutivas flexíveis ou pré-adaptações reprodutivas para a nova condição ambiental. Nesse aspecto, Silva *et al.* (2010) constataram que a espécie *Astyanax* aff. *fasciatus* utiliza táticas reprodutivas distintas em reservatórios diferentes, de acordo com o grau de estabilização de cada ambiente. A espécie *A. lacustris* apresenta grande flexibilidade reprodutiva, relacionada à variação nos períodos de desova e capacidade de desovar em ambientes lênticos (Dias *et al.*, 2005), sendo essa capacidade considerada determinante para a dominância de uma espécie em um reservatório (Agostinho *et al.*, 2007). Além disso, as três espécies estudadas são caracterizadas pelo hábito alimentar generalista (Bennemann *et al.*, 2005), e *A. lacustris* é considerada oportunista (Andrian *et al.*, 2001; Bennemann e Shibatta, 2002; Casemiro *et al.*, 2002). Portanto, a elevada abundância das espécies de *Astyanax* no reservatório da UHE Mauá está relacionada às características fisioecológicas dessas espécies, e corrobora os registros da literatura para outros reservatórios brasileiros.

Além das espécies do gênero *Astyanax* terem sido as mais abundantes na área estudada, apresentaram-se amplamente distribuídas, sendo registradas em todos os pontos amostrados. A ocorrência dessas espécies em toda a região de estudo pode ser reflexo das condições ambientais dos locais amostrados, uma vez que ausência de diferença espacial dos fatores abióticos analisados indica que os locais possuem características abióticas semelhantes, contribuindo para a ampla distribuição das espécies de *Astyanax*.

Ainda que os parâmetros abióticos analisados não tenham diferido espacialmente, indicando um grau de semelhança ambiental entre os locais, é possível que outras variáveis ambientais não mensuradas neste estudo variem longitudinalmente no reservatório, como por exemplo, a velocidade da água. A variação longitudinal das condições limnológicas promove diferentes respostas das assembleias de peixes ao longo do reservatório, assim, o processo de colonização se distingue espacialmente (Agostinho *et al.*, 1999; Agostinho *et al.*, 2007). O ponto P4 localiza-se na região mais lântica do reservatório da UHE Mauá, sendo possivelmente o local que se apresenta mais alterado em relação às condições originais do rio Tibagi, antes da formação do reservatório, principalmente quanto à velocidade da água e vazão. Portanto, o ponto P4 possui condições ambientais que promovem maiores chances de sobrevivência das espécies generalistas e pouco exigentes ecologicamente, contribuindo para a alta abundância das três espécies de *Astyanax* nesse local. Assim, a maior frequência do gênero *Astyanax* registrada na região mais lacustre do reservatório evidencia a capacidade dessas espécies de adaptarem-se a ambientes lânticos, estando de acordo com o observado por Abelha e Goulart (2008) em outro reservatório da mesma bacia. É importante ressaltar que a distinção espacial na abundância de *A. fasciatus* e *A. bockmanni*, indicada pelos testes Kruskal-Wallis e Dunn, ocorreu entre o ponto P4 (com maior abundância) e o ponto de menor abundância de cada espécie. Contudo, apesar de não ter sido observada diferença estatística na abundância entre os pontos para *A. lacustris*, essa espécie também foi mais frequente no ponto P4.

O comprimento mínimo dos espécimes capturados neste estudo variou entre 6,2 e 7,6 cm, de acordo com a espécie, enquanto Orsi *et al.* (2002) e Orsi *et al.* (2004) encontraram, em regiões próximas, espécimes de *A. lacustris* de até 1,9 e 1,7 cm, respectivamente. A ausência de indivíduos com comprimentos reduzidos neste trabalho deveu-se ao tamanho da malha das redes utilizadas, contemplando peixes com maiores comprimentos.

A variação espacial do comprimento e do peso separou os pontos situados no reservatório (pontos P1 a P4) do ponto P5, situado a jusante da barragem e correspondendo ao local onde foram registrados os maiores valores dessas variáveis.

Em um reservatório na bacia do alto rio Paraná, Rodrigues *et al.* (1989) observaram, no período de cinco anos, aumento na captura de indivíduos de *A. bimaculatus* com menores comprimentos e redução na captura de indivíduos maiores, indicando diminuição de nível trófico, aumento no recrutamento ou mortalidade mais acentuada dos adultos pela pesca ou poluição. Dias *et al.* (2005) observaram que os indivíduos de *A. lacustris* capturados após a formação de um reservatório da bacia do rio Paraná possuíam comprimentos menores que os registrados antes da implantação da usina. Essa redução de comprimento foi atribuída à maior frequência de indivíduos jovens no reservatório, porém, relacionada ao recrutamento de jovens do ano. Portanto, é possível que a implantação da UHE Mauá esteja promovendo maior frequência de indivíduos de menor porte no reservatório, quando comparados à jusante. Os menores valores de comprimento e peso, registrados dentro do reservatório, podem ser uma consequência da antropização do ambiente analisado, fazendo com que indivíduos de maior porte se segreguem. Considerando que os indivíduos de maiores comprimentos representam uma parcela reduzida da população das espécies analisadas, é permitido inferir que a referida segregação relaciona-se com uma possível diminuição da competição nas áreas utilizadas pelos espécimes de comprimentos menores e intermediários. Além disso, na jusante foram registrados baixos valores de O₂D (Capítulo I). Portanto, é possível que a presença de indivíduos de maior porte na jusante seja devido à maior tolerância fisiológica desses indivíduos às baixas concentrações de O₂D.

A barragem pode atuar como uma barreira à passagem dos peixes, reduzindo a conectividade entre os habitats (Pelicice *et al.*, 2015) e separando as populações que vivem a montante e a jusante. Populações espacialmente separadas mantêm-se através do fluxo genético, mas podem se diferenciar, ao longo do tempo, pela deriva genética (Matsubara *et al.*, 2001). Contudo, os represamentos reduzem ou até mesmo interrompem o fluxo gênico entre os indivíduos a montante e a jusante da barragem (Meldgaard *et al.*, 2003; Leuzzi *et al.*, 2004; Pelicice *et al.*, 2015). Além disso, o ambiente a jusante (ponto P5) também foi alterado em decorrência da implantação da usina, mas, ao contrário dos pontos localizados no reservatório, não sofreu redução abrupta na velocidade da água, mantendo-se lótico. Dessa forma, as populações que

habitam locais a jusante da barragem estão sujeitas a condições ambientais e pressões distintas daquelas populações do reservatório.

Assim, o fato de as assembleias de peixes a montante e a jusante da barragem estarem sujeitas a condições ambientais distintas, juntamente com a possibilidade de a barragem impedir o fluxo gênico, podem resultar na formação de populações distintas acima e abaixo da barragem da UHE Mauá, com o passar do tempo. Entretanto, é válido ressaltar que os dados analisados neste trabalho não contemplam esse efeito por terem sido coletados apenas dois anos após o enchimento.

Comparando a relação peso-comprimento obtida neste trabalho na UHE Mauá com os valores obtidos no mesmo trecho do rio Tibagi antes da implantação da hidrelétrica, observou-se distinção no tipo de crescimento para *A. lacustris* e *A. fasciatus*, mas não para *A. bockmanni*. As espécies *A. lacustris* e *A. fasciatus* apresentavam crescimento alométrico negativo (2,70 e 2,86, respectivamente) antes da formação do reservatório (LACTEC, 2013), porém, nossos resultados indicaram crescimento alométrico positivo ($b > 3$). É possível que essa diferença seja decorrente de mudanças na disponibilidade de alimento e nas condições ambientais do habitat, que estariam influenciando o crescimento dessas espécies no reservatório (Holzbach *et al.*, 2005).

Os resultados obtidos no presente estudo possibilitaram um melhor entendimento da utilização do ambiente antropizado por espécies generalistas, no início do processo de sucessão ecológica. Assim, foi possível concluir que as espécies analisadas utilizaram toda a área de influência do empreendimento, entretanto, demonstraram preferência pela região mais lântica do reservatório. Essa capacidade de utilizar ambientes distintos deve-se à alta plasticidade fisiológica, característica das espécies generalistas, fato esse que garante o sucesso dessas espécies em colonizar reservatórios. Ainda, os dados de abundância, comprimento e peso obtidos na fase inicial de operação do empreendimento possibilitam o acompanhamento de possíveis mudanças na estrutura dessas populações ao longo do tempo, subsidiando planos de manejo se forem necessários.

Referências

- Abelha, M. C. F.; Goulart, E. 2008. Population structure, condition factor and reproductive period of *Astyanax paranae* (Eigenmann, 1914) (Osteichthyes: Characidae) in a small and old Brazilian reservoir. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 51(3): 503-512.
- Abilhoa, V. 2005. Ictiofauna, p. 435-456. In: Andreoli, C. V.; Carneiro, C. (Eds.). *Gestão integrada de Mananciais de Abastecimento Eutrofizados*. Curitiba, Ed. Gráfica Capital Ltda, 500p.
- Abilhoa, V.; Laynes, W. L.; Michalik, L.; Lima, L.; Fávoro, L. F.; Vitule, J. R. S. 2011. Ictiofauna, p. 325-338. In: Cunha, C. L. N.; Carneiro, C.; Gobbi, E. F.; Andreoli, C. V. (Org.). *Eutrofização em Reservatórios: Gestão Preventiva – Estudo Interdisciplinar na Bacia do Rio Verde*, PR. Curitiba, Ed. UFPR, 515p.
- Agostinho, A. A.; Júlio Jr., H. F.; Borghetti, J. R. 1992. Considerações sobre os impactos dos represamentos na ictiofauna e medidas para sua atenuação. Um estudo de caso: Reservatório de Itaipu. *Revista UNIMAR*, Maringá, 14: 89-107.
- Agostinho, A. A.; Bini, L. M.; Gomes, L. C. 1997. Ecologia de comunidades de peixes da área de influência do reservatório de Segredo, p. 97-111. In: Agostinho, A. A.; Gomes, L. C. (Eds.). *Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo*. Maringá, Eduem, 387p.
- 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, p. 227-265. In: Tundisi, J.G.; Staškraba, M. (Eds.). *Theoretical Reservoir Ecology and its Applications*. São Carlos, Backhuys Publishers, 592p.
- Agostinho, A. A.; Gomes, L. C.; Pelicice, F. M. 2007. *Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil*. Maringá, Eduem, 501p.
- Agostinho, A. A.; Pelicice, F. M.; Gomes, L. C. 2008. Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. *Brazilian Journal of Biology*, 68: 1119-1132.
- Anderson, M. J. 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology*, 26: 32-46.
- Andrian, I. F.; Silva, H. B. R.; Peretti, D. 2001. Dieta de *Astyanax bimaculatus* (Linnaeus, 1758) (Characiformes, Characidae), da área de influência do reservatório de Corumbá, Estado de Goiás, Brasil. *Acta Scientiarum, Biological Sciences*, 23(2): 435-440.
- Bennemann, S. T.; Shibatta, O. A. 2002. Dinâmica de uma assembléia de peixes do rio Tibagi, p. 431-442. In: Medri, M. E.; Bianchini, E.; Shibatta, O. A.; Pimenta, J. A. (Eds.). *A bacia do rio Tibagi*. Londrina, Ed. UEL, 601p.
- Bennemann, S. T.; Gealh, A. M.; Orsi, M. L.; Souza, L. M. 2005. Ocorrência e ecologia trófica de quatro espécies de *Astyanax* (Characidae) em diferentes rios da bacia do rio Tibagi, Paraná, Brasil. *Iheringia, Série Zoologia*, 95(3): 247-254.

- 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 Brasiliensia*, 18(4): 377-388.
- Casemiro, F. A. S.; Hahn, N. S.; Fugi, R. 2002. Avaliação da dieta de *Astyanax altiparanae* Garutti & Britski, 2000 (Osteichthyes, Tetragonopterinae) antes e após a formação do reservatório de Salto Caxias, Estado do Paraná, Brasil. *Acta Scientiarum, Biological Sciences*, 24(2), 419-425.
- Castro, R. M. C.; Arcifa, M. S. 1987. Comunidades de peixes de reservatórios no sul do Brasil. *Revista Brasileira de Biologia*, 47(4): 493-500.
- CECS - Consórcio Energético Cruzeiro do Sul. 2016. Disponível em: <http://www.consorcio Cruzeiro do Sul.com.br>. Acesso em 22/11/2016.
- CERNE Ambiental. 2011. Termo de referência – monitoramento da ictiofauna de reservatórios de hidrelétricas sob concessão da COPEL e do corpo d'água imediatamente afetado pela Usina Termelétrica Figueira, 21p.
- Dias, R. M.; Bailly, D.; Antônio, R. R.; Suzuki, H. I.; Agostinho, A. A. 2005. Colonization of the Corumbá Reservoir (Corumbá River, Paraná River Basin, Goiás State, Brazil) by the "lambari" *Astyanax altiparanae* (Tetragonopterinae; Characidae). *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 48(3): 467-476.
- Gomiero, L. M.; Braga, F. M. S. 2007. Reproduction of a fish assemblage in the state of São Paulo, southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 67(2): 283-292.
- Graça, W. J.; Pavanelli, C. S. 2007. Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes. Maringá, Eduem, 241p.
- Hahn, N. S.; Fugi, R. 2007. A alimentação de peixes em reservatórios brasileiros: alterações e consequências nos estágios iniciais do represamento. *Oecologia Brasiliensis*, 11(4): 469-480.
- Holzbach, A. J.; Baumgartner, G.; Bergmann, F.; Rezende-Neto, L. B., Baumgartner, D.; Sanches, P. V.; Gubiani, E. A. 2005. Caracterização populacional de *Steindachnerina insculpta* (Fernández-Yépez, 1948) (Characiformes, Curimatidae) no rio Piquiri. *Acta Scientiarum Biological Sciences*, 27(4): 347-353.
- LACTEC. 2010. Plano ambiental de conservação e uso do entorno de reservatório artificial - Pacuera da Usina Hidrelétrica Mauá - Volume III: versão resumida, 62p.
- LACTEC. 2013. Relatório de Monitoramento da Ictiofauna na Área da UHE Mauá - Relatório Técnico Final, 68p.
- Leuzzi, M. S. P.; Almeida, F. S.; Orsi, M. L.; Sodré, L. M. K. 2004. Analysis by RAPD of the genetic structure of *Astyanax altiparanae* (Pisces, Characiformes) in reservoirs on the Paranapanema River, Brazil. *Genetics and Molecular Biology*, 27(3): 355-362.
- Lucena, C. A. S.; Soares, H. G. 2016. Review of species of the *Astyanax bimaculatus* "caudal peduncle spot" subgroup *sensu* Garutti & Langeani (Characiformes, Characidae) from the rio La Plata and rio São Francisco drainages and coastal systems of southern Brazil and Uruguay. *Zootaxa*, 4072(1): 101-125.

- Matsubara, H.; Sakai, H.; Iwata, A. 2001. A river metapopulation structure of a Japanese freshwater goby, *Odontobutis obscura*, deduced from allozyme genetic indices. *Environmental Biology of Fishes*, 61: 285-294.
- Meldgaard, T.; Nielsen, E. E.; Loeschcke, V. 2003. Fragmentation by weirs in a riverine system: A study of genetic variation in time and space among populations of European grayling (*Thymallus thymallus*) in a Danish river system. *Conservation Genetics*, 4: 735-747.
- Oliveira, E. C.; Santos, L. E. S.; Fávoro, L. F.; Abilhoa, V. 2008. Caracterização da assembleia de peixes em um reservatório recém-formado no Sul do Brasil. *Estudos Biológicos*, 30(70/71/72): 125-132.
- Orsi, M. L.; Shibatta, O. A.; Silva-Souza, A. T. 2002. Caracterização biológica de populações de peixes do rio Tibagi, localidade de Sertanópolis, p. 425-432. In: Medri, M. E.; Bianchini, E.; Shibatta, O. A.; Pimenta, J. A. (Eds.). *A bacia do rio Tibagi*. Londrina, Ed. UEL, 601p.
- Orsi, M. L.; Carvalho, E. D.; Foresti, F. 2004. Biologia populacional de *Astyanax altiparanae* Garutti & Britski (Teleostei, Characidae) do médio Rio Paranapanema, Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 21(2): 207-218.
- Pelicice, F. M.; Pompeu, P. S.; Agostinho, A. A. 2015. Large reservoirs as ecological barriers to downstream movements of Neotropical migratory fish. *Fish and Fisheries*, 16: 697-715.
- Rodrigues, A. M.; Campos, E. C.; Ferreira, A. E. 1989. Aspectos da estrutura populacional e época de reprodução do tambuí *Astyanax bimaculatus* (Characiformes, Characidae) na represa de Bariri, Rio Tietê, Estado de São Paulo, Brasil. *Boletim do Instituto da Pesca*, 16(1): 97-110.
- Silva, J. P. A.; Muelbert, A. E.; Oliveira, E. C.; Fávoro, L. F. 2010. Reproductive tactics used by the Lambari *Astyanax aff. fasciatus* in three water supply reservoirs in the same geographic region of the upper Iguazu River. *Neotropical Ichthyology*, 8(4): 885-892.
- Suzuki, H. I.; Agostinho, A. A. 1997. Reprodução de peixes do reservatório de Segredo, p. 163-181. In: Agostinho, A. A.; Gomes, L. C. (Eds.). *Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo*. Maringá, Eduem, 387p.
- Townsend, C. R.; Begon, M.; Harper, J. L. 2006. *Fundamentos em ecologia*. Porto Alegre, Artmed Editora, 592p.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O reservatório da Usina Hidrelétrica Mauá não apresentou gradiente ambiental. Esse fato decorre da instabilidade das variáveis abióticas da água, devido ao curto tempo entre o término do enchimento do reservatório e as amostragens realizadas. Espera-se que ao longo do tempo, as variáveis limnológicas se estabilizem, atingindo um equilíbrio e formando um gradiente ambiental longitudinal.

As assembleias de peixes diferiram espacialmente ao longo do reservatório. Assim, é provável que variáveis ambientais não mensuradas neste estudo estejam atuando na estruturação das assembleias, como por exemplo, a vazão e a velocidade da água. Além disso, as interações biológicas podem estar interferindo na distribuição das espécies e, conseqüentemente, contribuindo para as diferenças espaciais das assembleias de peixes.

As espécies do gênero *Astyanax* foram as mais abundantes, estiveram distribuídas em toda a área de estudo e apresentaram preferência pelo local mais lântico do reservatório da UHE Mauá. O sucesso na colonização de reservatórios recém-formados deve-se ao hábito generalista dessas espécies, incluindo a plasticidade alimentar e a habilidade de se reproduzir em ambientes lânticos.

A análise da estrutura populacional em comprimento e peso de *Astyanax lacustris*, *Astyanax fasciatus* e *Astyanax bockmanni* indicou que os valores dessas variáveis diferem entre os indivíduos do reservatório e os indivíduos da jusante da barragem. Os menores valores de comprimento e peso, obtidos no reservatório, podem ser uma consequência do processo de antropização do ambiente. A segregação dos indivíduos de maior porte, utilizando a área à jusante da barragem, favorece a manutenção desta parcela reduzida da população por diminuir a competição com os espécimes de menor porte, que representam a maior parcela da população. Além disso, a presença dos indivíduos de maior porte na jusante pode ser devido à maior tolerância desses indivíduos às baixas concentrações de O₂D encontradas naquele local.

REFERÊNCIAS GERAIS

- Abelha, M. C. F.; Goulart, E. 2008. Population structure, condition factor and reproductive period of *Astyanax paranae* (Eigenmann, 1914) (Osteichthyes: Characidae) in a small and old Brazilian reservoir. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 51(3): 503-512.
- Abilhoa, V. 2005. Ictiofauna, p. 435-456. In: Andreoli, C. V.; Carneiro, C. (Eds.) *Gestão integrada de Mananciais de Abastecimento Eutrofizados*. Curitiba, Ed. Gráfica Capital Ltda, 500p.
- Abilhoa, V.; Laynes, W. L.; Michalik, L.; Lima, L.; Fávaro, L. F.; Vitule, J. R. S. 2011. Ictiofauna, p. 325-338. In: Cunha, C. L. N.; Carneiro, C.; Gobbi, E. F.; Andreoli, C. V. (Org.) *Eutrofização em Reservatórios: Gestão Preventiva – Estudo Interdisciplinar na Bacia do Rio Verde*, PR. Curitiba, Ed. UFPR, 515p.
- Agostinho, A. A.; Gomes, L. C. 2005. O manejo da pesca em reservatórios da bacia do alto rio Paraná: avaliações e perspectivas, p 23-56. In: Nogueira, M. G.; Henry, R.; Jorcin, A. (Org.) *Ecologia de reservatórios: impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata*. São Carlos, Rima, 472p.
- Agostinho, A. A.; Júlio Jr., H. F. 1999. Peixes da bacia do alto rio Paraná, p. 374-400. In: Lowe-McConnell, R. H. *Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais*. São Paulo, Edusp, 536p.
- Agostinho, A. A.; Júlio Jr., H. F.; Borghetti, J. R. 1992. Considerações sobre os impactos dos represamentos na ictiofauna e medidas para sua atenuação. Um estudo de caso: Reservatório de Itaipu. *Revista UNIMAR*, Maringá, 14: 89-107.
- Agostinho, A. A.; Bini, L. M.; Gomes, L. C. 1997. Ecologia de comunidades de peixes da área de influência do reservatório de Segredo, p. 97-111. In: Agostinho, A. A.; Gomes, L. C. (Eds.) *Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo*. Maringá, Eduem, 387p.
- 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, p. 227-265. In: Tundisi, J.G.; Staškraba, M. (Eds.). *Theoretical Reservoir Ecology and its Applications*. São Carlos, Backhuys Publishers, 592p.
- Agostinho, A. A.; Gomes, L. C.; Fernandez, D. R.; Suzuki, H. I. 2002. Efficiency of fish ladders for neotropical ichthyofauna. *River Research and Applications*, 18: 299-306.
- Agostinho, A. A.; Gomes, L. C.; Pelicice, F. M. 2007. *Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil*. 501p.
- Agostinho, A. A.; Pelicice, F. M.; Gomes, L. C. 2008. Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. *Brazilian Journal of Biology*, 68: 1119-1132.
- Almeida-Val, V. M. F.; Farias, I. P.; Silva, M. N. P.; Duncan, W. P.; Val, A. L. 1995. Biochemical adjustments to hypoxia by Amazon cichlids. *Brazilian Journal of Medical and Biological Research*, 28: 1257-1263.

- Anderson, M. J. 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology*, 26: 32-46.
- Anderson, M. J. 2005. Permutational multivariate analysis of variance. Department of Statistics, University of Auckland, 26: 32-46.
- Andrian, I. F.; Silva, H. B. R.; Peretti, D. 2001. Dieta de *Astyanax bimaculatus* (Linnaeus, 1758) (Characiformes, Characidae), da área de influência do reservatório de Corumbá, Estado de Goiás, Brasil. *Acta Scientiarum, Biological Sciences*, 23(2): 435-440.
- Araújo, N. B.; Tejerina-Garro, F. L. 2009. Influence of environmental variables and anthropogenic perturbations on stream fish assemblages, Upper Paraná River, Central Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 7(1): 31-38.
- Barreto, A. P.; Aranha, J. M. R. 2005. Assembléia de peixes de um riacho da Floresta Atlântica: composição e distribuição espacial (Guaraqueçaba, Paraná, Brasil). *Acta Scientiarum Biological Sciences*, 27(2): 153-160.
- Benetti, A. D.; Lanna, A. E.; Cobalchini, M. S. 2003. Metodologias para determinação de vazões ecológicas em rios. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 8(2): 149-160.
- Bennemann, S. T.; Shibatta, O. A. 2002. Dinâmica de uma assembléia de peixes do rio Tibagi, p. 431-442. In: Medri, M. E.; Bianchini, E.; Shibatta, O. A.; Pimenta, J. A. (Eds.) *A bacia do rio Tibagi*. Londrina, Ed. UEL, 601p.
- Bennemann, S. T.; Gealh, A. M.; Orsi, M. L.; Souza, L. M. 2005. Ocorrência e ecologia trófica de quatro espécies de *Astyanax* (Characidae) em diferentes rios da bacia do rio Tibagi, Paraná, Brasil. *Iheringia, Série Zoologia*, 95(3): 247-254.
- Britto, S. G. C.; Carvalho, E. D. 2006. Ecological attributes of fish fauna in the Taquaruçu Reservoir, Parapanema River (Upper Paraná, Brazil): composition and spatial distribution. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 18(4), 377-388.
- Casemiro, F. A. S.; Hahn, N. S.; Fugii, R. 2002. Avaliação da dieta de *Astyanax altiparanae* Garutti & Britski, 2000 (Osteichthyes, Tetragonopterinae) antes e após a formação do reservatório de Salto Caxias, Estado do Paraná, Brasil. *Acta Scientiarum, Biological Sciences*, 24(2), 419-425.
- Castro, R. M. C.; Arcifa, M. S. 1987. Comunidades de peixes de reservatórios no sul do Brasil. *Revista Brasileira de Biologia*, 47(4): 493-500.
- CECS - Consórcio Energético Cruzeiro do Sul. 2016. Disponível em: <http://www.consorcio Cruzeiro dosul.com.br>. Acesso em 22/11/2016.
- CERNE Ambiental. 2011. Termo de referência – monitoramento da ictiofauna de reservatórios de hidrelétricas sob concessão da COPEL e do corpo d'água imediatamente afetado pela Usina Termelétrica Figueira, 21p.
- Chiari, L.; Sodré, L. M. K. 1999. Genetic variability in five species of Anostomidae (Ostariophysi-Characiformes). *Genetics and molecular Biology*, 22(4): 517-523.
- COPEL - Companhia Paranaense de Eletricidade. 2013. Geração: Copel inaugura usina Mauá. *Revista Copel Informações*, edição 301. Disponível em http://www.copel.com/ci/_edicoes/301/inauguracao-maua.jsp. Acesso em 17/04/2017.

- Costa, I. D.; Freitas, C. E. C. 2015. Factors determining the structure of fish assemblages in an Amazonian river near to oil and gas exploration areas in the Amazon basin (Brazil): establishing the baseline for environmental evaluation. *Zoologia*, 32(5): 351-359.
- Costa, M. R.; Mattos, T. M.; Borges, J. L.; Araújo, F. G. 2013. Habitat preferences of common native fishes in a tropical river in Southeastern Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 11(4): 871-880.
- Dean, T. L.; Richardson, J. 1999. Responses of seven species of native freshwater fish and a shrimp to low levels of dissolved oxygen. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 33: 99-106.
- Dias, A. L.; Giuliano-Caetano, L. 2002. Citogenética de alguns grupos de peixes da bacia do rio Tibagi, p. 473-529. In: Medri, M. E.; Bianchini, E.; Shibatta, O. A.; Pimenta, J. A. (Eds.) A bacia do rio Tibagi. Londrina, Ed. UEL, 601p.
- Dias, R. M.; Bailly, D.; Antônio, R. R.; Suzuki, H. I.; Agostinho, A. A. 2005. Colonization of the Corumbá Reservoir (Corumbá River, Paraná River Basin, Goiás State, Brazil) by the "lambari" *Astyanax altiparanae* (Tetragonopterinae; Characidae). *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 48(3): 467-476.
- Dufrêne, M.; Legendre, P. 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*, 67: 345-366.
- França, V. 2002. O rio Tibagi no contexto hidrográfico paranaense, p. 43-61. In: Medri, M. E.; Bianchini, E.; Shibatta, O. A.; Pimenta, J. A. (Eds.) A bacia do rio Tibagi. Londrina, Ed. UEL, 601p.
- Goldemberg, J.; Lucon, O. 2007. Energia e meio ambiente no Brasil. *Estudos avançados*, 21(59): 7-20.
- Gomiero, L. M.; Braga, F. M. S. 2007. Reproduction of a fish assemblage in the state of São Paulo, southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 67(2): 283-292.
- Gonçalves, C. S.; Braga, F. M. S. 2008. Diversidade e ocorrência de peixes na área de influência da UHE Mogi Guaçu e lagoas marginais, bacia do alto rio Paraná, São Paulo, Brasil. *Biota Neotropica*, 8(2): 103-114.
- Graça, W. J.; Pavanelli, C. S. 2007. Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes. Maringá, Eduem, 241p.
- Hahn, N. S.; Fugi, R. 2007. A alimentação de peixes em reservatórios brasileiros: alterações e consequências nos estágios iniciais do represamento. *Oecologia Brasiliensis*, 11(4): 469-480.
- 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(3): 319-325.
- Holzbach, A. J.; Baumgartner, G.; Bergmann, F.; Rezende-Neto, L. B., Baumgartner, D.; Sanches, P. V.; Gubiani, E. A. 2005. Caracterização populacional de *Steindachnerina insculpta* (Fernández-Yépez, 1948) (Characiformes, Curimatidae) no rio Piquiri. *Acta Scientiarum Biological Sciences*, 27(4): 347-353.

IAP - Instituto Ambiental do Paraná. 2007. Portaria nº 074, de 19 de abril de 2007. Lista Oficial de Espécies Exóticas Invasoras para o Estado do Paraná.

LACTEC. 2010. Plano ambiental de conservação e uso do entorno de reservatório artificial - Pacuera da Usina Hidrelétrica Mauá - Volume III: versão resumida, 62p.

LACTEC. 2013. Relatório de Monitoramento da Ictiofauna na Área da UHE Mauá - Relatório Técnico Final, 68p.

Leonhardt, J. H.; Frossard, H.; Caetano Filho, M. 2002. Piscicultura, p. 579-589. In: Medri, M. E.; Bianchini, E.; Shibatta, O. A.; Pimenta, J. A. (Eds.) A bacia do rio Tibagi. Londrina, Ed. UEL, 601p.

Leuzzi, M. S. P.; Almeida, F. S.; Orsi, M. L.; Sodr e, L. M. K. 2004. Analysis by RAPD of the genetic structure of *Astyanax altiparanae* (Pisces, Characiformes) in reservoirs on the Paranapanema River, Brazil. *Genetics and Molecular Biology*, 27(3): 355-362.

Lochmiller, R. L.; Weichman, J. D.; Zale, A. V. 1989. Hematological assessment of temperature and oxygen stress in a reservoir population of striped bass (*Morone saxatilis*). *Comparative Biochemistry and Physiology Part A*: 93(3): 535-541.

Lopes, C. M.; Almeida, F. S.; Orsi, M. L.; Britto, S. G. C.; Sirol, R. N.; Sodr e, L. M. K. 2007. Fish passage ladders from Canoas Complex - Paranapanema River: evaluation of genetic structure maintenance of *Salminus brasiliensis* (Teleostei: Characiformes). *Neotropical Ichthyology*, 5(2): 131-138.

Lucena, C. A. S.; Soares, H. G. 2016. Review of species of the *Astyanax bimaculatus* "caudal peduncle spot" subgroup *sensu* Garutti & Langeani (Characiformes, Characidae) from the rio La Plata and rio São Francisco drainages and coastal systems of southern Brazil and Uruguay. *Zootaxa*, 4072(1): 101-125.

Luiz, E. A.; Gomes, L. C.; Agostinho, A. A.; Bulla, C. K. 2003. Influência de processos locais e regionais nas assembl eas de peixes em reservatórios do Estado do Paraná, Brasil. *Acta Scientiarum: Biological Sciences*, 25(1): 107-114.

Matsubara, H.; Sakai, H.; Iwata, A. 2001. A river metapopulation structure of a Japanese freshwater goby, *Odontobutis obscura*, deduced from allozyme genetic indices. *Environmental Biology of Fishes*, 61: 285-294.

Meldgaard, T.; Nielsen, E. E.; Loeschcke, V. 2003. Fragmentation by weirs in a riverine system: A study of genetic variation in time and space among populations of European grayling (*Thymallus thymallus*) in a Danish river system. *Conservation Genetics*, 4: 735-747.

Mendonça, F. P.; Magnusson, W. E.; Zuanon, J. 2005. Relationships between habitat characteristics and fish assemblages in small streams of Central Amazonia. *Copeia*, 4: 751-764.

MME/EPE - Ministério de Minas e Energia, Empresa de Pesquisa Energética. 2015. Plano Decenal de Expansão de Energia 2024. Brasília, 467p.

Novaes, J. L. C.; Moreira, S. I. L.; Freire, C. E. C.; Sousa, M. M. O.; Costa, R. S. 2014. Fish assemblage in a semi-arid Neotropical reservoir: composition, structure and patterns of diversity and abundance. *Brazilian Journal of Biology*, 74(2): 290-301.

- Oliveira, E. C.; Santos, L. E. S.; Fávares, L. F.; Abilhoa, V. 2008. Caracterização da assembleia de peixes em um reservatório recém-formado no Sul do Brasil. *Estudos Biológicos*, 30(70/71/72): 125-132.
- Oliveira, E. F.; Goulart, E. 2000. Distribuição espacial de peixes em ambientes lênticos: interação de fatores. *Acta Scientiarum*, 22(2): 445-453.
- Orsi, M. L.; Shibatta, O. A.; Silva-Souza, A. T. 2002. Caracterização biológica de populações de peixes do rio Tibagi, localidade de Sertanópolis, p. 425-432. In: Medri, M. E.; Bianchini, E.; Shibatta, O. A.; Pimenta, J. A. (Eds.). *A bacia do rio Tibagi*. Londrina, Ed. UEL, 601p.
- Orsi, M. L.; Carvalho, E. D.; Foresti, F. 2004. Biologia populacional de *Astyanax altiparanae* Garutti & Britski (Teleostei, Characidae) do médio Rio Paranapanema, Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 21(2): 207-218.
- Pelicice, F. M.; Pompeu, P. S.; Agostinho, A. A. 2015. Large reservoirs as ecological barriers to downstream movements of Neotropical migratory fish. *Fish and Fisheries*, 16: 697-715.
- Poff, N. L.; Allan, J. D.; Bain, M. B.; Karr, J. R.; Prestegard, K. L.; Richter, B. D.; Sparks, R. E.; Stromberg, J. C. 1997. The natural flow regime: A paradigm for river conservation and restoration. *BioScience*, 47(11): 769-784.
- Rodrigues, A. M.; Campos, E. C.; Ferreira, A. E. 1989. Aspectos da estrutura populacional e época de reprodução do tambuí *Astyanax bimaculatus* (Characiformes, Characidae) na represa de Bariri, Rio Tietê, Estado de São Paulo, Brasil. *Boletim do Instituto da Pesca*, 16(1): 97-110.
- SEMA - Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos. 2010. *Bacias hidrográficas do Paraná: série histórica*. Curitiba, 140p.
- Shibatta, O. A.; Gealh, A. M.; Bennemann, S. T. 2007. Ictiofauna dos trechos alto e médio da bacia do rio Tibagi, Paraná, Brasil. *Biota Neotropica*, 7(1): 125-134.
- Shibatta, O. A.; Orsi, M. L.; Bennemann, S. T.; Silva-Souza, A. T. 2002. Diversidade e distribuição de peixes na bacia do rio Tibagi, p. 403-423. In: Medri, M. E.; Bianchini, E.; Shibatta, O. A.; Pimenta, J. A. (Eds.) *A bacia do rio Tibagi*. Londrina, Ed. UEL, 601p.
- Silva, A. R. M.; Santos, G. B.; Ratton, T. 2006. Fish community structure of Juramento reservoir, São Francisco River basin, Minas Gerais, Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 23(3): 832-840.
- Silva, J. P. A.; Muelbert, A. E.; Oliveira, E. C.; Fávares, L. F. 2010. Reproductive tactics used by the Lambari *Astyanax aff. fasciatus* in three water supply reservoirs in the same geographic region of the upper Iguazu River. *Neotropical Ichthyology*, 8(4): 885-892
- Silveira, U. S.; Logato, P. V. R.; Pontes, E. C. 2009. Fatores estressantes em peixes. *Revista Eletrônica Nutritime*, 6(4): 1001-1017.
- Straškraba, M.; Tundisi, J. G. 2013. Diretrizes para o gerenciamento de lagos. Vol. 9: *Gerenciamento da Qualidade da água de represas*. São Carlos, Oficina de Textos, 300p.

- Suárez, Y. R.; Petrere Júnior, M. 2007. Environmental factors predicting fish community structure in two neotropical rivers in Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 5(1): 61-68.
- Suen, J. P.; Eheart, J. W. 2006. Reservoir management to balance ecosystem and human needs: Incorporating the paradigm of the ecological flow regime. *Water Resources Research*, 42(3): 1-9.
- Suzuki, H. I.; Agostinho, A. A. 1997. Reprodução de peixes do reservatório de Segredo, p. 163-181. In: Agostinho, A. A.; Gomes, L. C. (Eds.). *Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo*. Maringá, Eduem, 387p.
- Thornton, K. W.; Kennedy, R. H.; Carroll, J. H.; Walker, W. W.; Gunkel, R. C.; Ashby, S. 1980. Reservoir sedimentation and water quality - an heuristic model, p.654-661. In: Stefan, H. G. (Ed.) *Proceedings of the symposium on surface water impoundments*. New York, American Society of Civil Engineers.
- Townsend, C. R.; Begon, M.; Harper, J. L. 2006. *Fundamentos em ecologia*. Porto Alegre, Artmed Editora, 592p.
- Tundisi, J. G. 1993. Represas do Paraná Superior: limnologia e bases científicas para o gerenciamento, p. 41-52. In: Boltovski, A.; Lopez, H. L. (Eds.) *Conferencias de Limnología*. La Plata, Instituto de Limnología "Dr. R. A. Ringuelet", 249p.