



Fundação Universidade Estadual de Maringá
Centro de Ciências Biológicas
Departamento de Biologia
Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes
Aquáticos Continentais

**INFLUÊNCIA DA CONSTRUÇÃO DA HIDRELÉTRICA
DO RIO JORDÃO SOBRE A ICTIOFAUNA:
IMPACTOS E COLONIZAÇÃO.**

Elaine Antoniassi Luiz

Maringá-PR

Março de 2006

Elaine Antoniassi Luiz

**INFLUÊNCIA DA CONSTRUÇÃO DA HIDRELÉTRICA
DO RIO JORDÃO SOBRE A ICTIOFAUNA:
IMPACTOS E COLONIZAÇÃO.**

Tese de Doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais da Universidade Estadual de Maringá, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Ciências Ambientais.

Orientador: Luiz Carlos Gomes, Prof. Dr.

Maringá-PR

Março de 2006

Dedico este trabalho as pessoas que formam a base da minha essência: meus pais, Ziel e Dirce; minhas irmãs, Juliana e Patrícia; e em especial ao meu esposo, Marcos. Agradeço a Deus por tê-los em minha vida, Amo vocês!

Quero expressar a minha gratidão às pessoas que admiro, e que tive o privilégio de trabalhar nesses últimos anos... A Dra. Carla S. Pavanelli, que me mostrou que sem a sistemática não existe a diversidade; a Dra. Harumi I. Suzuki, que permitiu minha participação nas coletas de campo (Segredo e Caxias), onde eu aprendi muito e fiz vários amigos (laboratório e campo); ao Dr. Angelo A. Agostinho, por me ensinar que a "diversidade de peixes" pode ser traduzida em "ecologia de peixes", e ser transferida para o papel, e ao Dr. Luiz C. Gomes, que me fez entender que a "ecologia de peixes" pode se transformar em "ecologia quantitativa" entre algoritmos e multivariadas.

Essas pessoas são os pilares de minha formação acadêmica, pois souberam despertar meus brios através do desafio das idéias.

Obrigado!

Agradecimentos

A Deus, por capacitar-me, dando sabedoria e discernimento perante as barreiras encontradas neste período; por me dar forças para não sucumbir nesse processo de aprendizado.

Ao Prof. Dr. Luiz Carlos Gomes, meu orientador no mestrado e nesta tese, que com sua usual habilidade soube conduzir meu raciocínio mesmo nos momentos em que eu mesma duvidava que tivesse alguma contribuição a oferecer. O meu muito obrigada pela orientação, conselhos, confiança, pelo constante incentivo e pelo privilégio de compartilhar comigo sua experiência e sabedoria.

Ao meu amigo Pitágoras Augusto Piana, pela ajuda estatística no primeiro capítulo e por todos os momentos dedicados à reflexão do presente tema.

Aos amigos Aninha, Carla, Fernando e Milza pela leitura do manuscrito e valiosas sugestões.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais pelo apoio, especialmente aos professores e as secretárias do PEA, Aldenir e Mércia, sempre prestativas. À equipe da Biblioteca Setorial, Salete, Márcia e João, sempre socorrendo a gente! À Rosi, pela amizade e ajuda e ao Jaime, pela confecção do mapa. Aos Drs. Angelo, Wladimir e Harumi, pela obtenção e fornecimento dos dados, e a tantos estagiários que trabalharam os peixes da primeira fase (set 95 a set98). A Dayani, Daniela e Sandro, pela obtenção dos dados da segunda fase (mai99 a abr03).

Ao Nupélia, pela oportunidade e apoio para o desenvolvimento desse trabalho. A CAPES, pela concessão da bolsa. A COPEL e sua equipe de campo, pelas coletas.

Aos amigos do Nupélia e da pós-graduação, cuja nomeação seria injusta, o meu obrigada, pela amizade e pela troca permanente e generosa de opiniões, reflexões e experiências.

A todo o pessoal dos laboratórios de ictiologia e do campo, por seu exemplo de persistência e dedicação, onde muitas vezes fui buscar informação e inspiração.

A minha grande família e ao meu esposo, por tudo o que são e demonstraram nos momentos em que este trabalho estava sendo elaborado.

A todos, o meu muito obrigada!

SUMÁRIO

- Apresentação ii
- Referências iii

Capítulo I – Variações nas assembleias de peixes associadas à formação do reservatório do rio Jordão, bacia do rio Iguazu, Paraná.

- Resumo 1
- Abstract..... 2
- Introdução 3
- Materiais e Métodos..... 4
- Resultados 9
- Discussão 18
- Referências 22
- Anexo 1 27

Capítulo II – O processo de colonização em pequenos reservatórios: o caso de Jordão, bacia do rio Iguazu.

- Resumo 29
- Abstract..... 30
- Introdução 31
- Materiais e Métodos..... 32
- Resultados 36
- Discussão 49
- Referências 54

Apresentação

A contínua interferência das atividades humanas nos sistemas aquáticos continentais resulta em impactos diretos e indiretos, com conseqüências para a qualidade da água, a biota aquática e o funcionamento de lagos, rios e represas. A construção de reservatórios hidrelétricos é uma dessas atividades (Petts, 1984), e produz alterações qualitativas e quantitativas que passam por inúmeras variações na produtividade e mudanças estruturais e funcionais do sistema (Thornton et al., 1990; Tundisi e Straškraba, 1999). Essa variação da produtividade e da diversidade de hábitat ao longo do tempo interfere decisivamente no processo de ocupação do espaço físico pela ictiofauna preexistente, tanto a montante como a jusante (Welcomme, 1985; Fernando e Hölcik, 1991; Agostinho et al., 1999; Lowe-McConnell, 1999).

A mitigação dos impactos gerados pelos represamentos sobre a diversidade ictiofaunística e os recursos pesqueiros, pode ser conseguida através de medidas de manejo tomadas no contexto de um planejamento com abrangência suficiente para contemplar os fatos vigentes na bacia, como a hidrologia, geografia, utilização das encostas, clima, etc... Devem ser tomadas na dimensão e momento apropriados para que sejam efetivas. Assim, o estabelecimento de um plano de manejo de populações de peixes não pode prescindir do amplo conhecimento dos componentes (biológicos, ambientais, sócio-econômicos e políticos) do sistema que se quer manejar, nem de um rigoroso programa de monitoramento para aferir os resultados das medidas e efetuar as necessárias correções. Na escassez de informações reside a principal causa dos insucessos que, em geral, caracterizam as ações de manejo realizadas até recentemente no Brasil, inclusive na bacia do alto rio Paraná (Agostinho e Gomes, 2005), que se encontra altamente represada.

Devido a presença de várias quedas d'água, a bacia do rio Iguaçu, no Estado do Paraná, possui um elevado potencial de produção energética, sendo uma das mais represadas (cinco reservatórios na calha principal deste rio). O rio Jordão (afluente do rio Iguaçu), também apresenta potencial para geração de energia teve ao longo de seu percurso a instalação de vários desses empreendimentos. A ictiofauna do rio Iguaçu, bem como a do rio Jordão, é caracterizada por um pequeno número de espécies (quando comparado com as demais bacias hidrológicas brasileiras), pela ausência de migradores de longa distância e grande porte e de inúmeras famílias de peixes muito comuns na bacia do Paraná, caracterizando um elevado

grau de endemismo. Esse caráter endêmico aumenta a probabilidade de extinção global das espécies mais susceptíveis às mudanças impostas pelos represamentos.

Então, este trabalho foi baseado no projeto "*Estudos ictiofaunísticos na bacia do rio Jordão*", que teve como objetivo principal a obtenção de informações necessárias para subsidiar as medidas de monitoramento e manejo da ictiofauna, visando atenuar os efeitos dos impactos sobre as assembléias de peixes. Considerando a hipótese central do projeto (*A construção e a formação de um reservatório hidrelétrico modificam a composição e estrutura das assembléias de peixes em um gradiente espacial e temporal*), serão estudadas as variações na composição e estrutura das assembléias desses organismos em função da construção da Hidrelétrica de Jordão, antes e após a formação do reservatório. Além disso, também será avaliado se, após três e sete anos da formação do reservatório foi observada alguma tendência de estabilização da colonização do novo ambiente pelas assembléias de peixes.

Referências

- Agostinho, A. A., L. E. Miranda, L. M. Bini, L. C. Gomes, S. M. Thomaz & H. I. Suzuki. 1999. Patterns of colonization in Neotropical reservoirs, and prognoses on aging. Pp. 227-265. In: Tundisi, J.G & M. Straškraba (Eds.) *Theoretical reservoir ecology and its applications*. São Carlos, International Institute of Ecology, 585p.
- Agostinho, A.A. & L. C. Gomes. 2005 O manejo da pesca em reservatórios da bacia do alto rio Paraná: avaliação e perspectivas. In: Nogueira, C. & Henry, R. *Ecologia de reservatórios: Impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata*. Editora Rima, São Carlos, pp. 23-55
- Fernando, C. H. & J. Holčík. 1991. Fish in reservoirs. *Int. Revue Gesanten Hydrobiol.*, v.76, n. 2, p. 149-167, 1991.
- Lowe-McConnell, R. H. 1999. Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais. Tradução: Anna Emília A. de M. Vazzoler, Angelo Antônio Agostinho, Patrícia T.M. Cunningham. São Paulo: EDUSP, 1999. (Coleção Base). 536p. Título original em inglês: *Ecological studies in tropical fish communities*.
- Petts, G. E. 1984. *Impounded rivers: perspectives for ecological management*. Chichester : John Willey & Sons, 1984. 326p.
- Thornton, K. W., B. L. Kimmel & F. E. Payne. 1990. *Reservoir limnology: ecological perspectives*. New York : John Willey & Sons, 1990. 246 p.
- Tundisi, J.G & M. Straškraba (Eds.). 1999. *Theoretical reservoir ecology and its applications*. São Carlos, International Institute of Ecology, 585p
- Welcomme, R. L. 1985. River fisheries. *FAO Fish. Tech. Pap.* , n. 262, 230p., 1985.

Variações nas assembléias de peixes associadas à formação do reservatório do rio Jordão, bacia do rio Iguçu, Paraná.

Resumo.

Neste trabalho foram avaliadas as alterações impostas pela construção do reservatório de Jordão nas assembléias de peixes deste rio, um afluente do rio Iguçu, no Estado do Paraná. As capturas foram feitas com redes de espera (antes e após a formação do reservatório; períodos Pré, Pós 1 e Pós 2) de diferentes malhagens em quatro locais previamente escolhidos, compatíveis com a futura área alagada (fase reservatório). A abundância das espécies de peixes foi expressa pela captura por unidade de esforço (CPUE). Esta foi usada para avaliar as variações espaciais e temporais na demografia, para o cálculo de alguns atributos (riqueza de espécies, equitabilidade e índice de diversidade de Shannon), bem como para descrever a estrutura das assembléias de peixes (sumarizada pela análise de correspondência com remoção do efeito de arco – DCA). O rio Iguçu é caracterizado como uma área de alto endemismo ictiofaunístico e a maioria das espécies capturadas foi de pequeno e médio porte, pertencentes, principalmente, às ordens Siluriformes e Characiformes. Após o primeiro ano de represamento, a riqueza média de espécies tendeu a aumentar em todos os ambientes amostrados, permanecendo assim no segundo ano, com uma pequena redução no número de espécies em relação ao ano anterior, com exceção da região à montante. Os valores de equitabilidade e de diversidade diminuíram após a formação do reservatório. A análise da composição e abundância das espécies, antes e logo após a formação do reservatório, permitiu a identificação de mudanças entre os períodos, em todos os ambientes acima da barragem. A mais notável resposta na assembléia de peixes no reservatório de Jordão não foi o desaparecimento de espécies, mas sim, a relevante modificação na estrutura das assembléias, tanto espacial quanto temporal. Assim, estudos desenvolvidos antes e após a formação de reservatórios são imprescindíveis, especialmente em pequenos rios e devem ter suficiente abrangência espacial e temporal, que permite a determinação mais precisa dos impactos decorrentes da formação de reservatórios.

Palavras-chave: Impactos, Assembléia de peixes, enchimento de reservatório, rio Jordão.

Abstract

Alterations prompted by the filling of Jordão Reservoir, located in the Jordão River, a tributary of the Iguçu River, on the fish assemblage were evaluated. Captures were performed with gillnets (before and after reservoir filling; periods Pre, Pos 1 and Pos 2) with different mesh sizes. Four stations, previously selected considering the reservoir filling, were sampled. Abundance was indexed by catch per unit of effort (CPUE), that was used to evaluate spatial and temporal variations in demography, to measure some attributes (species richness, evenness and Shannon Diversity Index), and to describe composition and structure of fish assemblages as well (summarized in a detrended correspondence analysis – DCA). The endemism was considerable high (72.5% of the fish fauna). Most of the captured species was small to middle sized, mainly belonging to the orders Characiformes and Siluriformes. After the first year of filling (Pos 1), mean species richness increased in all sampling stations, with slightly lower values in the following year (Pos 2), except in the station located upstream from the reservoir. Evenness and Shannon Index decreased after reservoir filling. Composition and structure of the species varied among periods (Pre, Pos 1 and Pos 2), in all stations located above the dam. The most conspicuous change in the fish assemblage was verified in its structure (both spatial and temporal) instead in its composition (few species disappeared). Therefore, studies conducted before and after reservoir filling are fundamental, especially in low order rivers with high endemism. In addition, studies have to encompass adequate temporal and spatial scales, to allow a more precise identification of impacts resulted from reservoir filling.

Key words: Impacts, Fish assemblages, reservoir filling, Iguçu River.

Introdução

Mudanças ambientais severas afetam a estrutura da comunidade de peixes, e o entendimento destas é um dos pontos centrais da ecologia aquática moderna (Matthews, 1998). A construção de represas é uma das principais causas dessas mudanças, afetando a diversidade de espécies e abundância da fauna e flora aquática, devido à rápida transformação do ambiente lótico em lêntico (Agostinho et al., 1999a; Gido e Matthews, 2000), deixando esses sistemas com aspecto híbrido entre rios e lagos (Thornton et al., 1990). Como resultado final, tem-se uma completa alteração da estrutura das populações, podendo levar à extinção de algumas espécies, à redução significativa daquelas que não apresentam pré - adaptações às novas condições, e o incremento de outras, normalmente de r-estrategistas (*sensu* Winemiller, 1989; Lowe McConnell, 1999), que colonizarão o novo ambiente (Agostinho et al., 1999a).

O Brasil é um país privilegiado em recursos hídrico e altamente dependente da energia elétrica proveniente do aproveitamento das principais bacias hidrográficas do território nacional. Porém, apesar do grande número de reservatórios hidrelétricos, alguns com mais de 100 anos, a pesquisa e o conhecimento da ação desses sobre as comunidades de peixes ainda são escassos e a maioria dos grandes reservatórios brasileiros não tiveram suas ictiofaunas descritas e avaliadas de forma adequada antes do barramento dos rios. Esse fato torna ainda mais difícil o entendimento dos impactos e processos que determinam a composição e estrutura das assembléias de peixes residentes em reservatórios (Oliveira e Goulart, 2000; Luiz et al., 2005).

Algumas publicações têm considerado a transformação de sistemas fluviais em represas e suas implicações ecológicas, tanto na qualidade da água, quanto nas alterações espaciais e temporais de sua biota (Henry, 1999; Nogueira et al., 2005; Rodrigues et al., 2005), como também na produção pesqueira (Smith et al., 2003). Mesmo assim, relações entre os diferentes níveis de organização biológica ou desses com as variáveis abióticas, principalmente logo após a formação de um reservatório, quando as mudanças na estrutura ambiental e na biota são acentuadas, não receberam ainda a devida importância, em especial para a assembléia de peixes.

Para entender o padrão da distribuição espaço-temporal da assembléia de peixes em um reservatório é necessário considerar a influência da construção e do período em que ocorreu o enchimento deste, assim como a composição da ictiofauna nativa da bacia hidrográfica, visto que, a fauna de peixes em um reservatório é recrutada da ictiofauna

original do seu rio de formação (Fernando e Holčík, 1989, 1991; Agostinho et al., 1999a). Essas considerações assumem maior relevância quando reservatórios são construídos em sistemas caracterizados por elevado grau de endemismo, tais como rios de alta declividade, com a ocorrência de cachoeiras, que promovem isolamentos geográficos da biota (Agostinho e Gomes, 1997). Esse é o caso da bacia do rio Iguaçu, seu curso médio deste rio apresenta cinco grandes aproveitamentos hidrelétricos, além de algumas pequenas centrais hidrelétricas instaladas em seus principais tributários, como as do rio Jordão.

Neste trabalho serão avaliadas as alterações impostas pela construção do reservatório de Jordão nas assembléias de peixes, com dados obtidos antes e após formação deste. Especificamente, serão avaliadas alterações na abundância, alguns atributos (riqueza de espécies, equitabilidade e índice de diversidade de Shannon-Wiener) e na composição e estrutura das assembléias de peixes. O conhecimento detalhado das variações espaciais e temporais destas variáveis constitui-se em uma eficiente abordagem para o melhor entendimento dos impactos gerados por um reservatório.

Materiais e Métodos

Área de estudo e amostragens

O rio Jordão é um dos principais tributários do rio Iguaçu. Suas nascentes localizam-se na Serra da Esperança, na contravertente das bacias dos rios Ivaí e Piquiri, em altitudes que superam os 1200 m. Destacam-se como seus principais formadores os rios Banana e Das Pedras. O rio Jordão apresenta uma extensão de 185 km e sua bacia hidrográfica abrange uma área de aproximadamente 4750 km², situada entre os paralelos 25^o 00' e 26^o 00'Sul e os meridianos 51^o 00'e 52^o 30'Oeste, na porção centro sul do Estado do Paraná (DNAEE, 1982; COPEL, 1992a, b), onde desemboca no rio Iguaçu, a 2,5 km a jusante da Usina Hidrelétrica de Segredo (Fig. 1).

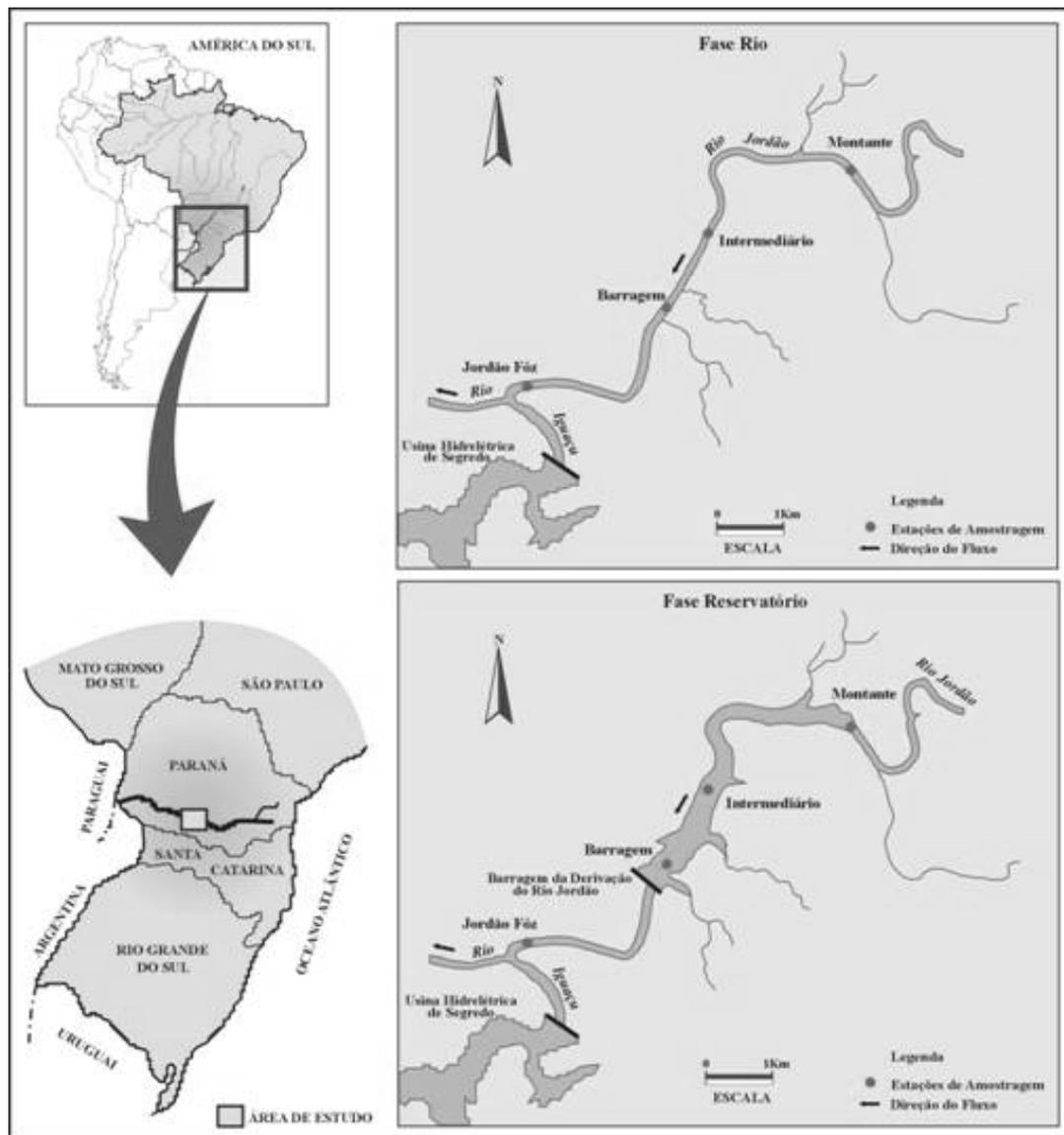


Fig. 1. Área de estudo e indicação dos locais (ambientes) de amostragem, antes (Fase Rio) e após a formação do reservatório (Fase Reservatório).

A barragem do reservatório de Jordão situa-se a aproximadamente 5 km da foz do rio Jordão no rio Iguaçu e apresenta 550m de comprimento e 95m de altura. Sua construção foi iniciada em maio de 1994 e o processo de enchimento iniciou-se em maio de 1996, com operação comercial em 2 de dezembro de 1997. A área do reservatório de Jordão é de 3,4 km², dos quais 0,9 km² correspondem à calha do rio, além de um túnel de derivação com diâmetro de 9,5 m e 4.775 m de extensão, com desnível de 8 m, ligando-o ao reservatório de Segredo, dimensionado para permitir uma descarga máxima de 229 m³/s (COPEL, 1992a, b). Essa ligação visa a otimização da operação integrada dos dois reservatórios.

Para esse estudo foram realizadas amostragens na calha do rio Jordão em quatro locais (aqui denominados ambientes): *jordão foz* e *jusante* após a formação do reservatório, *barragem* próximo da barragem, *intermediário* (aproximadamente na metade do reservatório), *montante* trecho lótico, acima do reservatório (Fig.1). As amostragens foram feitas antes do represamento (período Pré) com coletas mensais de setembro de 1995 a março de 1996, de maio de 1996 a março de 1997 (período Pós 1), e de maio de 1997 a setembro de 1998 (período Pós 2). Utilizando uma bateria de redes de espera (período Pré) ou duas (Pós 1 e Pós 2) composta por 14 redes, sendo 11 do tipo simples (malhagens de 2,4 a 16,0 cm entre nós opostos) e três do tipo tresmalhos (*feiticeiras* malhagens 6,0; 7,0 e 8,0 cm entre nós opostos), expostas por 24 horas, com despescas no período da manhã, tarde e noite. No caso de duas baterias, uma foi instalada na superfície e outra no fundo.

Após as despescas, todos os exemplares capturados foram anestesiados, fixados, conservados em solução de formalina a 10% e acondicionados em tambores de polietileno, com identificação da data, local de captura e, posteriormente, encaminhados para o laboratório de ictiologia do Núcleo de Pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aqüicultura (Nupélia/UEM), para identificação. Para a identificação das espécies foram utilizadas as publicações de Sampaio (1988) e Garavello et al., (1997). Além disso, foi adotada a classificação taxonômica proposta por Eschmeyer (1990), exceto para famílias e subfamílias, que seguiram Britski et al., (1999).

Análise de dados

Os valores da CPUE (número de indivíduos por 1000 m² de rede em 24 hs) foram utilizados para verificar as variações espaciais e temporais na abundância dos peixes, para o cálculo de alguns atributos e para descrever a estrutura das assembléias de peixes. Os atributos avaliados foram a riqueza de espécies (S) (Pielou, 1969), equitabilidade ($E = H' / \ln S$) (Magurran, 1988) e Índice de Diversidade de Shannon-Wiener [$H' = -\sum(p_i * \ln(p_i))$, onde: p_i = probabilidade de ocorrência da espécie i] (Greig-Smith, 1983), obtidos com auxílio do *software* PC-ORD 3.0® (McCune e Mefford, 1997). A identificação de padrões na estrutura das assembléias foi sumarizada por uma técnica de ordenação, a análise de correspondência com remoção do efeito do arco (DCA; Gauch, Jr., 1986), aplicada sobre a matriz da CPUE de 28 espécies que contribuíram juntas com 99,95% das capturas. Esta subtração foi feita porque a DCA, assim como outras técnicas de ordenação, é muito influenciada pelas espécies raras

(Palmer, 1993). Os eixos com autovalores superiores a 0,20 foram retidos para interpretação como sugerido por Matthews (1998).

Para identificar as espécies que mais se correlacionaram com os eixos da DCA e que, portanto, sumarizaram a estrutura das assembléias (composição e abundância), a opção correlação com a matriz principal (CPUE das espécies) do PCord foi utilizada. Esta opção obtém, para cada espécie, os coeficientes de correlação de Pearson (R) e Kendall (τ), o que torna possível identificar as espécies que mais influenciaram na ordenação e, conseqüentemente, nos padrões encontrados, que devem representar as alterações decorrentes da formação do reservatório sobre a ictiofauna.

Análises estatísticas

Para decidir qual teste estatístico mais adequado em cada situação descrita anteriormente, primeiramente realizou-se uma inspeção gráfica, para verificar a existência de padrões de variação temporal (neste caso, os meses de coleta). Quando este padrão não foi evidente ou contínuo, foi avaliado através de regressões lineares simples (coeficientes de variações temporais, β s, não significativos) com o tempo como variável independente e a abundância como dependente, os meses foram agrupados nos períodos determinados a priori (Pré, Pós 1 e Pós 2). Posteriormente, sobre estes, agora um fator juntamente com os ambientes (jusante, barragem, intermediário e montante), foi aplicada a análise de variância bifatorial (ANOVA). Quando os pressupostos deste teste não foram atendidos (mesmo após transformação logarítmica – Ln), foi utilizada a ANOVA não paramétrica (Kruskal – Wallis), para cada fator em separado.

Por outro lado, nos casos em que a tendência de variação temporal foi identificada pelas regressões lineares simples (β s significativos), esta foi levada em consideração numa análise de estabilidade estrutural de parâmetros, também chamada *teste de Chow* (Gujarati, 2000). Este teste consiste em verificar se observações de diferentes fontes podem ser combinadas ou agregadas para fins de análises de regressão. Assim, testa-se a hipótese nula dos períodos (Pré, Pós 1 e Pós 2) apresentarem as mesmas tendências (lineares) temporais, contra a hipótese alternativa do fechamento do reservatório ter ocasionado tendências distintas. Ou seja, de mudanças estruturais (terminologia do *teste de Chow*) na abundância, atributos e composição e estrutura das assembléias de peixes nos ambientes e períodos considerados. As hipóteses nula e alternativa foram representadas, respectivamente, pelos modelos:

$$H_0 : Y_i = \alpha + \beta X_i + u_i$$

Modelo restrito

$$H_a : Y_i = \alpha_0 + \alpha_1 D_{1i} + \alpha_2 D_{2i} + \beta_0 X_i + \beta_1 (D_{1i} * X_i) + \beta_2 (D_{2i} * X_i) + v_i$$

Modelo irrestrito

Onde:

Y_i = Variável dependente (abundância total, atributos ou escores dos eixos da DCA retidos para interpretação, que sumarizaram a composição e estrutura das assembleias de peixes);

X_i = Tempo (meses decorridos a partir do fechamento da barragem);

α e β = parâmetros dos modelos;

$D_1 = 1$ para o período Pós 1, zero para os demais;

$D_2 = 1$ para o período Pós 2, zero para os demais;

u_i e v_i = resíduos [$v_i \sim N(0, \sigma)$].

E a estatística do *teste de Chow* é a seguinte:

$$F = \frac{(SQR_{Res} - SQR_{Ires}) / J}{SQR_{Ires} / (T - K)}$$

Onde:

F segue a distribuição F com J e $T - K$ graus de liberdade;

SQR_{Res} = soma dos quadrados dos resíduos do modelo restrito;

SQR_{Ires} = soma dos quadrados dos resíduos do modelo irrestrito;

J = número de restrições (4; $\alpha_1 = \alpha_2 = \beta_1 = \beta_2 = 0$);

T = número de observações;

K = número de parâmetros do modelo irrestrito.

Os modelos foram ajustados pelo método dos mínimos quadrados ordinários (MQO) e quando o pressuposto de homocedasticidade não foi atingido, pelo método de mínimos quadrados ponderados [Mínimos Quadrados Generalizados (MQG)]. O MQG corrige a heterocedasticidade através da atribuição de pesos inversamente proporcionais aos desvios-padrão dos resíduos para as observações (X e Y). Assim, observações de períodos com maior variabilidade na variável analisada receberam um peso relativamente menor do que aquelas de períodos de menor variabilidade.

A opção pelo *teste de Chow* decorre da necessidade de avaliar as tendências temporais obtidas dentro de cada período nos diversos ambientes, que é mais informativo que o simples agrupamento e um fator para a aplicação da ANOVA, que

ignoraria a tendência. Todos os testes estatísticos foram realizados no programa Statistica 7,0® (StatSoft, 2005), enquanto o teste de Chow foi efetuado no programa Excel (Microsoft® Office Excel, 2003), e o nível de significância adotado foi de $p < 0,05$.

Resultados

As assembléias e suas abundâncias

Durante o período de estudos foram capturados 60.861 indivíduos, pertencentes a 40 espécies de peixes (ver Anexo 1), 15 famílias e cinco ordens, sendo Siluriformes e Characiformes as mais comuns (18 e 17 espécies, respectivamente). As famílias com maior número de espécies foram Characidae (13) e Loricariidae (6). Dentre as 40 espécies identificadas, 29 (72,5%) são endêmicas da bacia do rio Iguaçu. Três espécies congêneres de lambaris foram as mais abundantes, sendo elas *Astyanax* sp. B, *Astyanax* sp. C e *Astyanax* sp. H, seguidas de uma espécie de cascudo *Hypostomus derbyi* e da saicanga *Oligosarcus longirostris*. Essas cinco espécies juntas contribuíram com cerca de 87,0% das capturas. As maiores abundâncias observadas para os diferentes ambientes (gradiente longitudinal) foram de duas espécies de lambaris: *Astyanax* sp. C no trecho intermediário (50,6% das capturas) e *Astyanax* sp. B nos demais ambientes (53,3% para o trecho montante, 43,4% para barragem e 35,2% para jusante). No período Pré, a espécie mais abundante foi *Astyanax* sp. B (com 30,6% do total capturado), que também foi a mais abundante no período Pós 2 (com 52,4%). Porém, no período Pós 1, a espécie mais abundante foi *Astyanax* sp. C (com 35,9%).

As variações na abundância total das assembléias de peixes nas amostragens ao longo do gradiente espaço - temporal (ambientes e períodos) estão apresentadas na Figura 2. Nota-se que nenhum dos ambientes apresentou tendência constante ao longo do tempo (nenhum β significativo) (Fig. 2A). Assim, a análise para a abundância total foi realizada através de ANOVA bifatorial. As variações espaço-temporais apresentaram uma interação significativa (ANOVA bifatorial, $F_{6, 107} = 3,87$; $p < 0,05$), evidenciando que tanto o gradiente longitudinal quanto os períodos influenciaram as abundâncias das espécies. Houve uma tendência de redução nas diferenças de capturas entre os ambientes no período Pós 1 (Fig. 2B), sendo as maiores diferenças observadas entre as médias da abundância para Jusante e Intermediário, no período Pré-representamento e para Jusante e Barragem no período Pós 2 (Fig. 2B). Diferenças entre os

ambientes Jusante e Montante foram marcantes nos períodos Pré e Pós 2, quando comparados aos demais (Fig. 2B). Na área acima do barramento, observou-se um incremento nas capturas, no período Pós 2, mais evidenciado no ambiente montante.

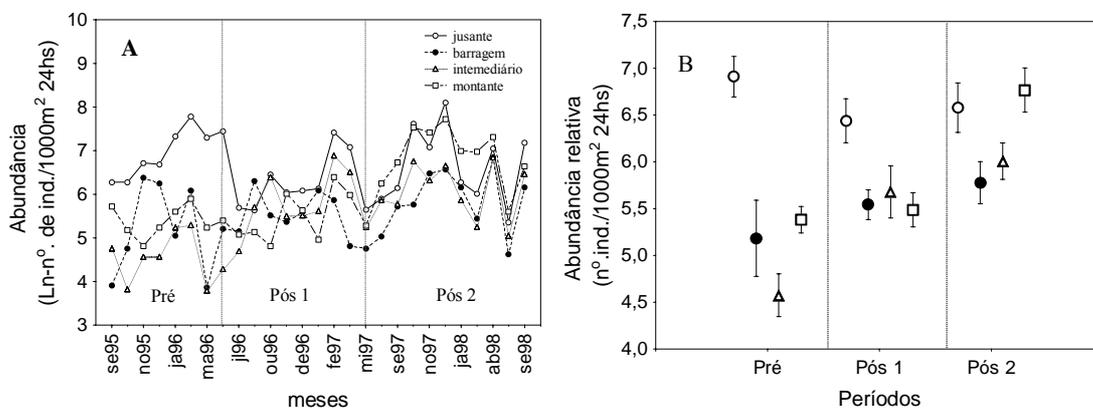


Figura 2. Variação espaço-temporal na abundância nos diferentes ambientes e períodos de represamento do rio Jordão (A) e valores médios (B). Barras representam \pm um erro padrão.

Atributos das assembléias

Os atributos utilizados como descritores das assembléias de peixes dos quatro ambientes durante o período de estudos não apresentaram uma tendência temporal evidente (nenhum β significativo) (Fig. 3A, 3C e 3E). Portanto, a escala temporal foi categorizada e, juntamente com os ambientes, utilizada como um fator na análise de variância. Os pressupostos da ANOVA não foram atendidos e, desta forma, a análise mais apropriada foi a ANOVA de Kruskal-Wallis. Observou-se que a riqueza variou de 6 a 21 espécies entre todos os meses de coleta. Tanto os períodos após o represamento [$H(2, N = 108) = 9,33; p = 0,009$] quanto os ambientes [$H(3, N = 108) = 50,12; p < 0,001$] evidenciaram diferenças significativas (Fig. 3B). O período Pré totalizou 28 espécies capturadas em todos os ambientes, o período com maior riqueza de espécies foi o Pós 1 com 35, e em Pós 2 foram capturadas 32 espécies, sendo 26 delas comuns nas coletas dos três períodos. Os maiores valores médios de riqueza foram observadas no ambiente jusante, durante todos os períodos considerados. Para os demais ambientes, as variações não foram relevantes (Fig. 3B).

A equitabilidade calculada para cada ambiente e período variou de 0,28 a 0,90 (Fig. 3C). Com relação aos ambientes acima da barragem, no período Pós 2, houve decréscimo expressivo na equitabilidade [$H(2, N = 108) = 34,64; p < 0,001$], indicando

um aumento na dominância de algumas espécies com a formação do reservatório de Jordão. Porém, os ambientes não diferiram significativamente entre si [$H(3, N = 108) = 6,46$ $p = 0,091$] (Fig. 3D).

As variações mensais do índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') para cada ambiente e período estiveram entre 0,70 a 2,46 (Fig. 3E). Para este índice, as diferenças foram significativas para ambos fatores [ambientes $H(3, N = 108) = 28,69$; $p < 0,01$ e períodos $H(2, N = 108) = 26,96$; $p < 0,001$] (Fig. 3F). O ambiente jusante apresentou maiores variações e valores do índice de diversidade de Shannon em relação aos demais ambientes. No período Pós 1, este índice apresentou um discreto incremento, com exceção do ambiente intermediário. Já o período Pós 2 apresentou os menores valores, principalmente nos ambientes localizados acima da barragem, com acentuado decréscimo no ambiente montante (Fig. 3F).

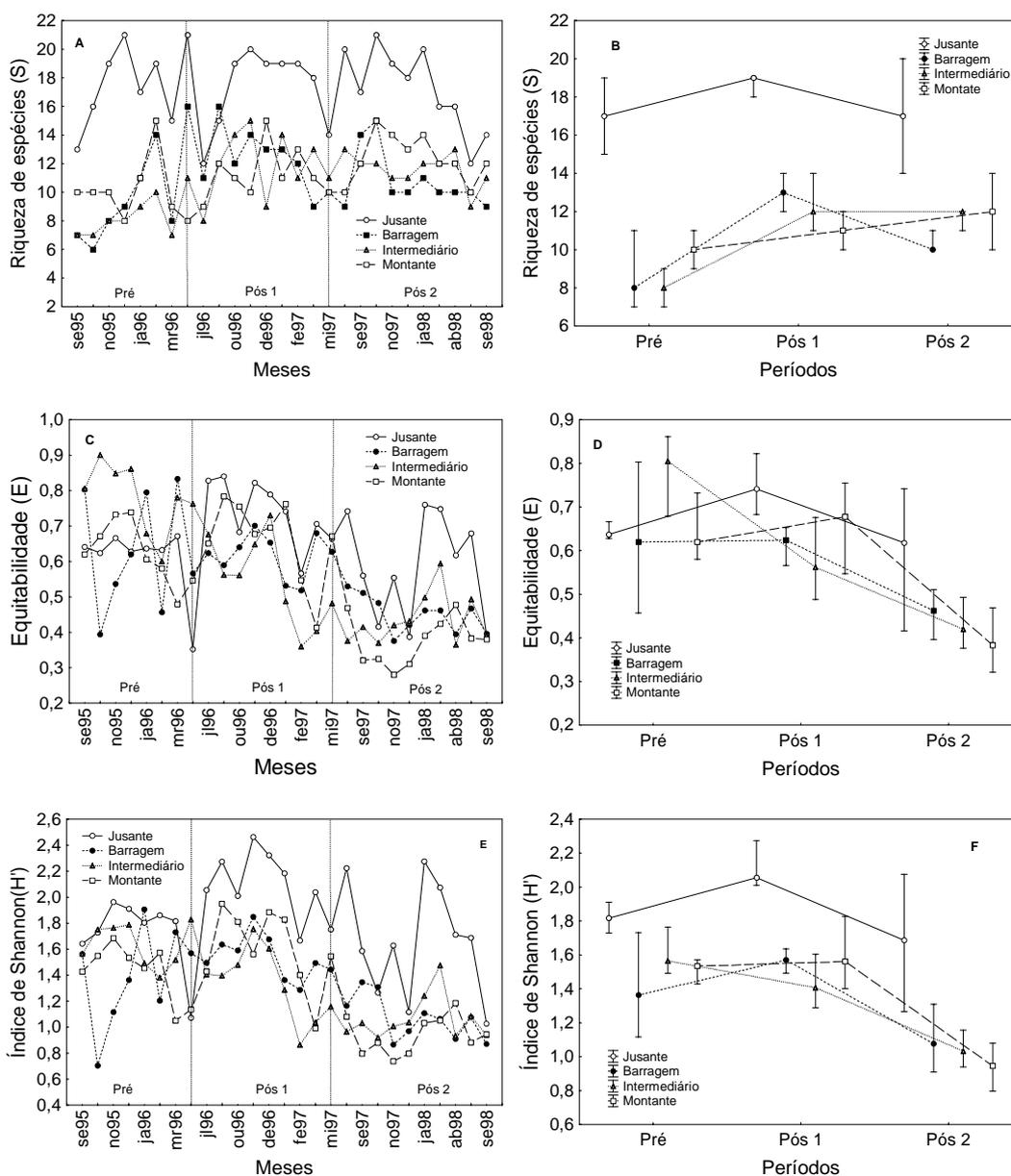


Figura 3. Variação nos valores da riqueza de espécies, equitabilidade e do Índice de diversidade de Shannon-Wiener (valores mensais: A, C e E; medianas: B, D e F - barra: quartis 25% – 75%), para os diferentes períodos e ambientes estudados no reservatório do rio Jordão.

Variações na composição e estrutura das assembléias

A análise de correspondência com remoção do efeito de arco (DCA; autovalores: eixo 1 = 0,38; eixo 2 = 0,22) resumiu variações espaciais e temporais na estrutura e composição das assembléias de peixes. Assim, nas figuras 4A, B, C, D e E, é possível verificar evidente segregação temporal (entre o período Pré e os demais no eixo 1) e espacial (principalmente para o ambiente jusante no eixo 2). Isto indica que a composição e estrutura das assembléias do ambiente jusante e período Pré foram

distintas em relação aos demais ambientes e períodos (Fig. 4A). O gradiente temporal, que representa as alterações nas assembléias com a formação do reservatório de Jordão, foi evidente, principalmente para os ambientes localizados acima da barragem (Figs. 4C, D, E).

A tabela I apresenta os coeficientes de correlação de Pearson e Kendall, entre os escores dos eixos 1 e 2 e as abundâncias das espécies. *Hoplias* aff. *malabaricus*, *Ictalurus punctatus*, *Imparfinis* sp., *Rhamdia branneri*, *R. voulezi*, *Ancistrus* sp., *Hypostomus derbyi*, *Crenicichla iguassuensis* e *Geophagus brasiliensis* foram as mais correlacionadas positivamente com o eixo 1. Essas espécies são todas sedentárias, sendo as cinco primeiras piscívoras e as demais bentívoras/detrítivas. Exceto *Rhamdia branneri* e *R. voulezi*, todas apresentam cuidado com a prole (UEM.Nupélia/COPEL, 2002a). Já as espécies correlacionadas negativamente com o eixo 1 (*Cyprinus carpio*, *Astyanax* sp. B, *Astyanax* sp. C, *Oligosarcus longirostris*, *Pimelodus* sp. e *Corydoras paleatus*) foram abundantes e/ou freqüentes em todos os ambientes. Tais espécies são sedentárias, de pequeno ou médio porte e não apresentam cuidado parental, exceto a introduzida *C. carpio* que é espécie de grande porte, mas também não possui cuidado com a prole. Adicionalmente, apenas *O. longirostris* é piscívora, sendo as demais herbívoras, bentívoras/insetívoras ou onívoras (UEM.Nupélia/COPEL, 2002a).

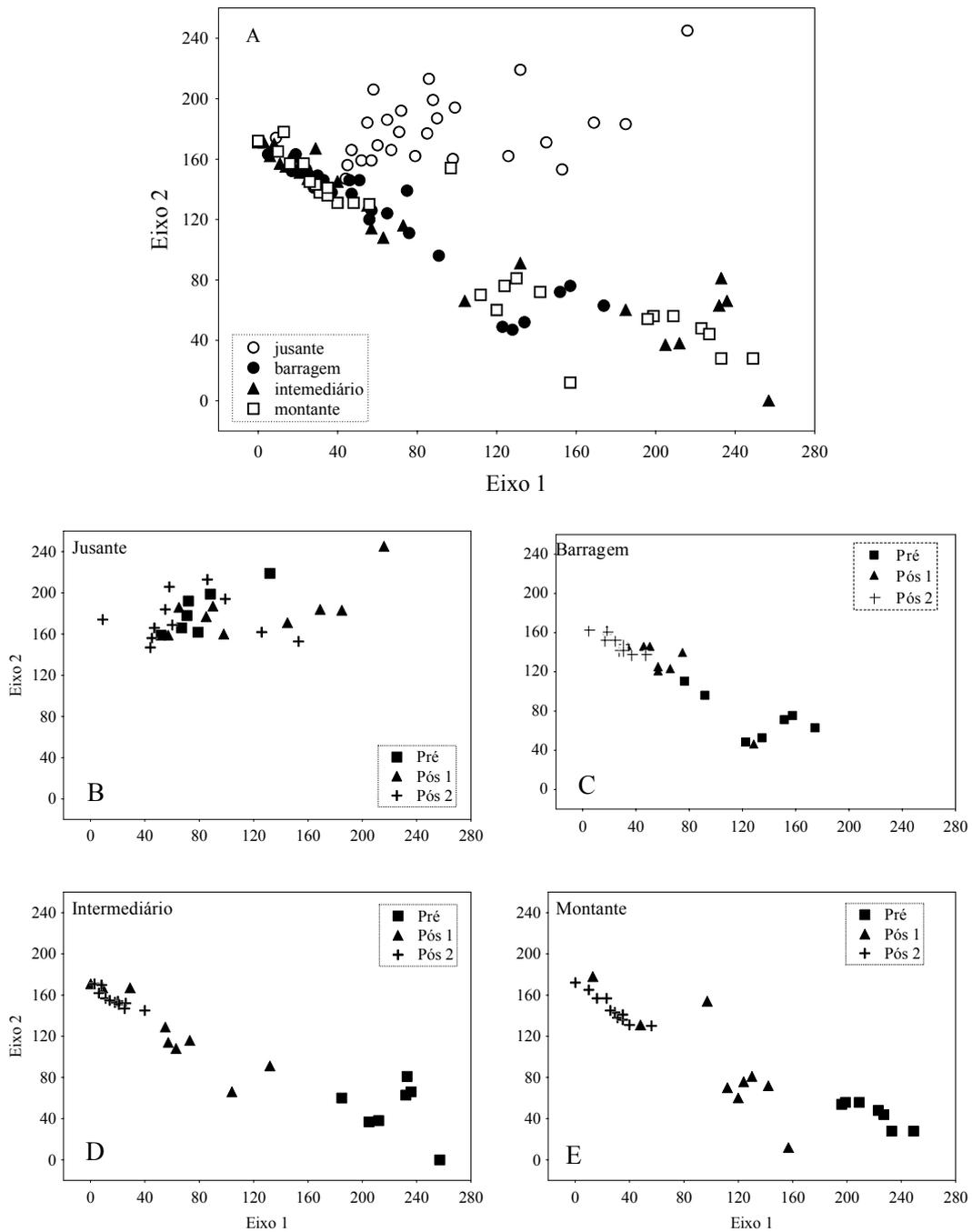


Figura 4. Escores derivados da análise de correspondência com remoção do efeito do arco (DCA), aplicada à matriz de abundância (CPUE; ind./1000 m² por 24 hs) mensal das assembléias de peixes (A), e representação dos escores por ambientes e períodos, para o reservatório de Jordão (B, C, D e E).

Tabela I. Coeficientes de correlação de Pearson (R) e Kendall (τ) entre as capturas por unidade de esforço (CPUEs) e os escores dos eixos 1 e 2 derivados da análise de correspondência com remoção do efeito de arco (DCA). ♡ = espécie introduzida; negrito = maiores correlações (em módulo).

	Eixo 1		Eixo 2	
	R	τ	R	τ
<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy e Gaimard, 1824) ‘cará’	0,610	0,445	-0,493	-0,181
<i>Hypostomus derbyi</i> (Haseman, 1911) ‘cascudo’	0,583	0,482	-0,208	-0,090
<i>Rhamdia voulezi</i> Haseman, 1911 ‘bagre’	0,374	0,195	-0,210	-0,071
<i>Rhamdia branneri</i> Haseman, 1911 ‘bagre’	0,366	0,309	-0,186	-0,069
<i>Crenicichla iguassuensis</i> Haseman, 1911 ‘joaninha’	0,324	0,393	0,205	0,145
♡ <i>Ictalurus punctatus</i> (Rafinesque, 1818) ‘bagre-de-canal’	0,243	0,048	-0,061	0,055
<i>Hoplias</i> aff. <i>malabaricus</i> (Bloch, 1794) ‘traíra’	0,234	0,152	-0,092	-0,018
<i>Ancistrus</i> sp. ‘cascudo’	0,231	0,178	-0,088	-0,060
<i>Imparfinis</i> sp. ‘bagre’	0,222	0,159	0,225	0,045
<i>Hypostomus myersi</i> (Gosline, 1947) ‘cascudo’	0,199	0,178	0,250	0,455
<i>Psalidodon gymnodontus</i> Eigenmann, 1911 ‘lambari’	0,186	0,133	0,163	0,186
<i>Hypostomus albopunctatus</i> (Regan, 1908) ‘cascudo’	0,109	0,179	0,217	0,288
<i>Astyanax</i> sp. H ‘lambari’	0,104	-0,005	-0,434	-0,362
<i>Astyanax</i> sp. G ‘lambari’	0,049	0,082	0,212	0,251
<i>Bryconamericus ikaa</i> Casciotta et al., 2004 ‘pequira’	0,000	0,035	0,230	0,210
<i>Astyanax</i> sp. F ‘lambari’	-0,002	0,055	0,315	0,289
<i>Pimelodus ortmanni</i> Haseman, 1911 ‘mandi’	-0,018	-0,014	0,408	0,496
<i>Astyanax altiparanae</i> Garutti e Britski, 2000 ‘tambiu’	-0,022	0,037	0,242	0,286
<i>Psalidodon</i> sp. ‘lambari’	-0,024	-0,014	0,286	0,253
<i>Apareiodon vittatus</i> Garavello, 1977 ‘canivete’	-0,029	0,186	0,394	0,303
<i>Glanidium ribeiroi</i> Haseman, 1911 ‘bocado’	-0,030	-0,003	0,258	0,419
<i>Hypostomus commersonii</i> Valenciennes, 1836 ‘cascudo’	-0,036	0,012	0,305	0,258
<i>Pimelodus</i> sp. ‘mandi’	-0,066	-0,255	0,225	0,228
♡ <i>Cyprinus carpio</i> Linnaeus, 1758 ‘carpa-comum’	-0,260	-0,264	0,058	-0,020
<i>Corydoras paleatus</i> (Jenyns, 1842) ‘coridoras’	-0,273	-0,404	0,227	0,228
<i>Astyanax</i> sp. B ‘lambari’	-0,335	-0,419	0,198	0,229
<i>Oligosarcus longirostris</i> Menezes e Géry, 1985 ‘saicanga’	-0,560	-0,443	0,495	0,366
<i>Astyanax</i> sp. C ‘lambari’	-0,628	-0,602	0,511	0,485

As espécies mais positivamente correlacionadas com o eixo 2, *Apareiodon vittatus*, *Astyanax altiparanae*, *Astyanax* sp. F, *Astyanax* sp. G*, *Bryconamericus ikaa**, *Psalidodon* sp., *Glanidium ribeiroi*, *Pimelodus ortmanni*, *Hypostomus albopunctatus**, *Hypostomus commersonii* e *Hypostomus myersi*, tiveram suas maiores capturas no ambiente jusante, ou foram exclusivas deste (espécies com *). *Astyanax* sp. H, por outro lado, foi a única com elevadas correlações (R e τ) negativas para o eixo 2. Essa espécie é sedentária, não apresenta cuidado parental e teve uma considerável participação nas capturas nos ambientes localizados acima da barragem do reservatório de Jordão (barragem, intermediário e montante), e a sua maior captura foi registrada no período Pós 1, diminuindo no Pós 2.

Verificando as dispersões espaço – temporais dos escores da DCA observou-se que, na maioria dos ambientes investigados (exceto jusante), ocorreram tendências

(lineares) ao longo do tempo (β s significativos) (Fig. 5). Assim, o *teste de Chow* foi utilizado para inferir sobre a influência da formação do reservatório na composição e estrutura das assembléias de peixes. Nota-se que, a composição e estrutura da ictiofauna do ambiente jusante não foram afetadas de forma significativa (Tab. II e Fig. 5), apesar da variabilidade nas capturas (CPUE) nos períodos Pós1 e Pós2. Já para os ambientes barragem, intermediário e montante, modificações significativas foram constatadas para os distintos períodos de formação do reservatório (Tab. II e Fig. 5). Nesses ambientes, a alteração mais expressiva ocorreu no período que se seguiu a formação do reservatório (Pós 1), tendendo a se estabilizar na fase seguinte (Pós 2), porém com estrutura e composição diferenciada daquele de antes do fechamento e enchimento do reservatório (Pré) (Fig. 5).

Tabela II – Teste de estabilidade estrutural nas tendências temporais dos eixos 1 e 2 da análise de correspondência com remoção do efeito de arco (DCA), para os compartimentos jusante, barragem, intermediário e montante. * indica variâncias residuais heterocedásticas entre os períodos. ** indicam o teste apropriado (MQO = Mínimos quadrados ordinários; MQG = Mínimos quadrados generalizados) e em negrito, resultados significativos.

Local	Eixo	MQO		MQG	
		<i>F</i>	<i>P</i>	<i>F</i>	<i>P</i>
Jusante	1*	2,4683	0,0762	0,7689	0,5575**
Jusante	2	1,6648	0,1957**	13,1292	<0,0001
Barragem	1*	3,9734	0,0149	2,9332	0,0451**
Barragem	2	5,2907	0,0042**	12,1845	<0,0001
Intermediário	1*	48,4794	<0,0001	21,2179	<0,0001**
Intermediário	2*	11,9532	<0,0001	38,5536	<0,0001**
Montante	1*	11,0043	0,0001	35,8064	<0,0001**
Montante	2*	10,6476	0,0001	9,8531	0,0001**

O acentuado decréscimo observado nos escores do eixo 1, durante o período Pós 1 nos ambientes situados acima da barragem, indica que as espécies anteriormente citadas, que apresentaram correlações positivas com este eixo, tiveram suas abundâncias reduzidas em decorrência do fechamento do reservatório. Já aquelas correlacionadas negativamente ao eixo 1 foram favorecidas. Para o eixo 2, *Astyanax* sp. H foi a espécie mais influenciada de forma negativa, enquanto as espécies positivamente correlacionadas foram favorecidas no ambiente jusante (elevada abundância).

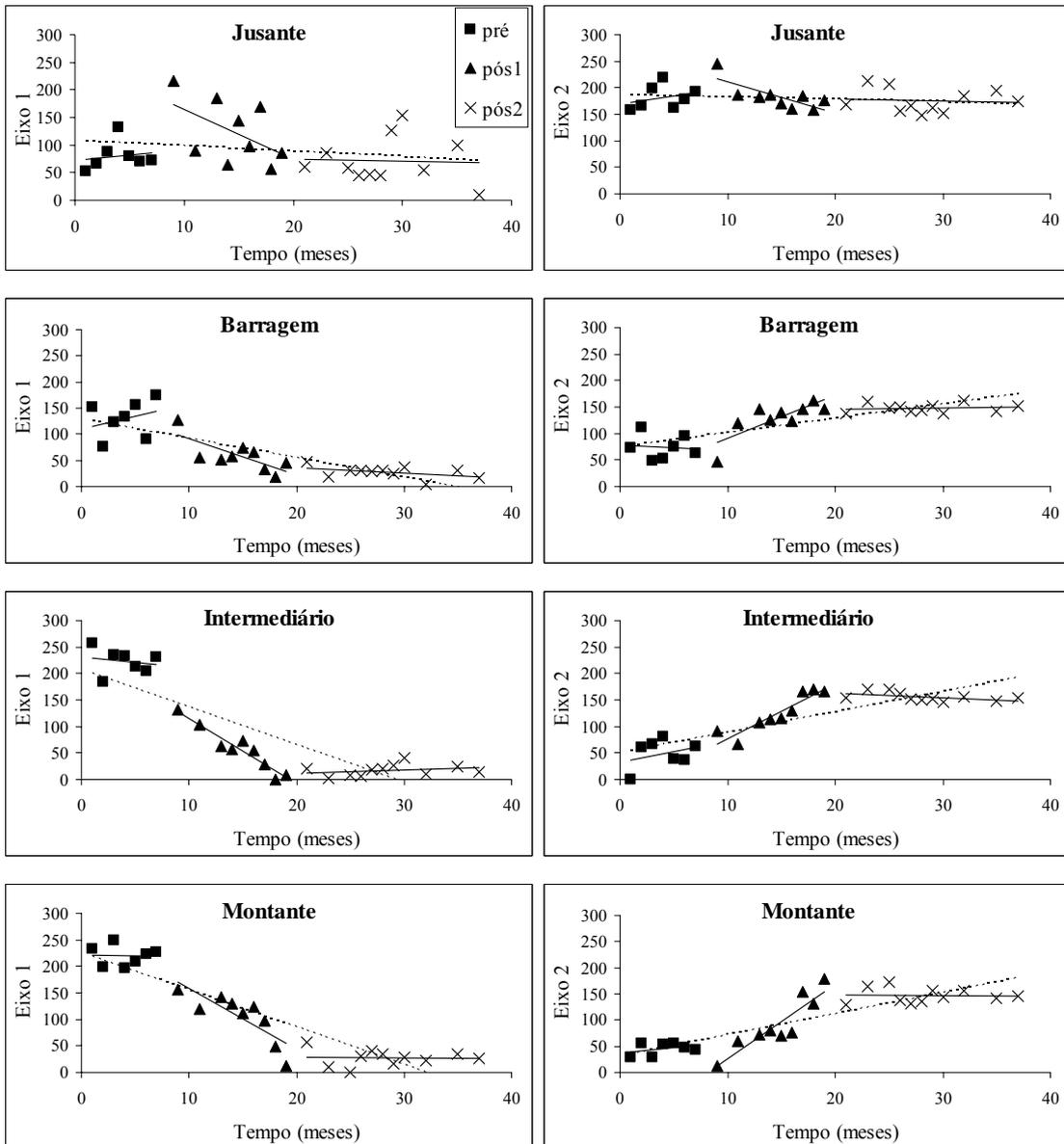


Figura 5 – Tendência temporal dos eixos 1 e 2 da análise de correspondência com remoção do efeito de arco (DCA), que sumarizaram a composição e a estrutura das assembléias de peixes do reservatório de Jordão nos diversos ambientes e períodos considerados. Linha tracejada representa a hipótese de tendência única (H_0), enquanto as linhas contínuas representam a hipótese de tendências distintas para os períodos Pré, Pós 1 e Pós 2.

Discussão

A bacia do rio Iguaçu é caracterizada como uma área de alto endemismo ictiofaunístico (Garavello et al., 1997), resultado de um evento relativamente recente em tempo geológico, que foi a formação das cataratas do Iguaçu. Esta barreira foi a responsável pelo isolamento geográfico (Maack, 2002) que resultou na especiação de várias espécies a montante. Sendo assim, nesta bacia ainda existem várias espécies a serem descritas (Garavello et al., 1997). Neste estudo, a maioria das espécies capturadas foi endêmica (72,5% do total) e de pequeno e médio porte, pertencentes, principalmente, às ordens Siluriformes e Characiformes (ordens com proporções similares no período de estudo), fato comum em reservatórios brasileiros (Agostinho et al., 1999a; Araújo e Santos, 2001; Luiz et al., 2003) assim como em toda região Neotropical (Lowe-McConnell, 1999).

A riqueza total encontrada nesse estudo para os diferentes períodos, demonstrou que no primeiro ano do reservatório a riqueza aumentou, porém, isso pode ser ilusório, devido ao aumento no esforço nos períodos pós alagamento ou, à passagem de peixes do reservatório de Segredo através do túnel. Mas a diminuição da riqueza no Pós 2 foi devido a captura de espécies raras no Pós 1, não capturadas posteriormente. A maior riqueza no Pós 1, então, pode ser resultado da intensa movimentação dos peixes com a formação do reservatório, o que aumenta a probabilidade de captura. Porém, com o tempo, é esperada uma diminuição na riqueza, como observado no rio *Mountain Fork*, Oklahoma, onde a construção da barragem *Broken Bow* levou a diminuição do número de espécies após quatro anos de barramento, de 84 para 65 espécies (Eley et. al., 1981). Para a bacia do rio Paraná, antes do reservatório de Itaipu, foram identificadas 113 espécies de peixes, e quatro anos após a sua formação, somente 83 espécies foram capturadas (Agostinho et al., 1994). Um padrão similar de redução do número de espécies também foi observado durante as capturas no lago Itezhi-tezhi, Zâmbia, onde, antes do barramento, o sistema apresentava 56 espécies, e após, somente 24 foram capturadas (Kapasa e Cowx, 1991).

Os valores de equitabilidade e do Índice de Diversidade de Shannon (H') diminuíram após a formação do reservatório, e essa redução ficou mais evidente em Pós 2. A diminuição na equitabilidade e no índice de diversidade depois da formação de reservatórios, também foi verificada em outras regiões (Eley et. al. 1981; Kapasa e Cowx, 1991; Agostinho et al., 1994; Agostinho et al., 1999a; Quinn e Kwak, 2003).

Porém, os valores desses atributos para o reservatório do rio Jordão foram inferiores aos registrados no reservatório de Salto Segredo, e ligeiramente inferiores aos do reservatório de Salto Caxias (Agostinho et al., 1997; UEM.Nupélia/COPEL, 2002b), respectivamente), reservatórios localizados também na bacia do rio Iguaçu.

A principal alteração na abundância, antes e após a formação do reservatório de Jordão foi verificada para os ambientes acima da barragem nos períodos Pré e Pós 2, sugerindo deslocamentos dos peixes para os trechos superiores logo após o início de operação da barragem. Isto foi mais evidente para o ambiente montante, fato já observado em outros reservatórios (Agostinho et al., 1999a). Nestes períodos, foi constatada uma intensa proliferação de espécies de pequeno porte, sedentárias e/ou que realizam curtas migrações, representadas principalmente por lambaris (*Astyanax* spp.) e uma redução daquelas que cuidam da prole, como os cascudos *Hypostomus*. No geral, é observado que peixes com adaptações a águas correntes têm suas abundâncias reduzidas, enquanto que, espécies com melhores adaptações aos ambientes lânticos tornam-se mais abundantes (Agostinho et al., 1999a; Smith e Petreire Jr., 2001), especialmente em grandes reservatórios. Cabe ressaltar que nas áreas estudadas, antes da formação do reservatório, os ambientes intermediário e montante apresentavam predomínio de indivíduos de espécies que possuem cuidado parental.

Aparentemente, as características do reservatório de Jordão, depois de completo, como flutuação diária no nível de água, maior profundidade e margens íngremes (pouca região litorânea), estejam dificultando a instalação das espécies que apresentam cuidado parental, especialmente os cascudos. Já no período Pós 1, as abundâncias nos ambientes acima da barragem apresentaram-se menos variáveis, isto, provavelmente, devido a ocupação (distribuição) desordenada das espécies nos primeiros meses de formação do reservatório (Agostinho et al., 1999a).

Nos ambientes jusante e barragem, antes do represamento, o predomínio já era de espécies de pequeno porte. Fato similar foi observado para os reservatórios de Segredo e de Salto Caxias (Agostinho et al., 1997; UEM.Nupélia/COPEL, 2002, respectivamente) onde ocorreu predomínio de espécies do gênero *Astyanax*. O sucesso dessas espécies, em reservatórios da bacia do rio Paraná, tem sido atribuído, basicamente, à sua estratégia reprodutiva (Bazzoli et al., 1991; Suzuki e Agostinho 1997; Carvalho et al., 1998; Suzuki, 1999; Bailly et al., 2005).

Barragens hidrelétricas têm um considerável impacto sobre a ictiofauna (Agostinho et al., 1995; Smith e Petreire Jr., 2001; Taylor, et al., 2001) e isso não foi

diferente para o reservatório de Jordão. A análise da composição e abundância das espécies, antes e logo após a formação do reservatório permitiu a identificação de mudanças entre os períodos Pré, Pós 1 e Pós 2, em todos os ambientes acima da barragem. Alterações na composição e estrutura de peixes decorrentes da formação de reservatórios também foram reportadas por Agostinho et al. (1992) e Agostinho et al. (1999b), porém, com uma acentuada redução das espécies migradoras (Smith et al., 2002), que foram substituídas pelas sedentárias e de pequeno e médio porte (Torloni et al., 1993). A mais notável resposta na assembléia de peixes no reservatório de Jordão não foi o desaparecimento de espécies, mas sim, a relevante modificação na estrutura das assembléias, tanto espacial quanto temporal. Essa alteração foi mais intensa imediatamente após o enchimento do reservatório (Pós 1), com diminuição na abundância das espécies que apresentam cuidado parental.

Assim, com o enchimento do reservatório, foram verificadas alterações significativas nos ambientes acima da barragem, onde a estrutura da ictiofauna foi modificada, sendo isto mais evidente no Pós 2. Já os efeitos à jusante, evidenciaram que no Pós 2 a fauna de peixes tinha praticamente as mesmas características registradas na fase anterior ao enchimento, possivelmente porque a ictiofauna já estava sofrendo os primeiros impactos da construção da barragem. Porém, diversos trabalhos reportam os intensos impactos gerados pela formação de reservatórios a jusante da barragem (Penczak et al., 1984; Petts, 1984; Agostinho, 1994; Ponton e Copp, 1997; Mérona e Albert, 1999), especialmente antes e após a formação destes (Kapasa e Cowx, 1991; Santos, 1995; Taylor et al., 2001; Quinn e Kwak, 2003; Agostinho et al., 2004).

Estudos prévios ao enchimento de novos reservatórios em rios brasileiros e seus efeitos sobre a fauna de peixes ainda são escassos (Bazzoli et al., 1991), impedindo avaliações comparativas mais precisas. De qualquer maneira, pequenos reservatórios são considerados menos impactantes que grandes reservatórios (Pompeu e Vieira, 2002). Muitas vezes, a justificativa é que alguns rios ou riachos apresentam baixa riqueza de espécies e, geralmente, não apresentam espécies de peixes migradores de grande porte. Entretanto, a menor intensidade de impactos é relativa, pois essas também trazem modificações relevantes na área do reservatório (Taylor et al., 2001) e podem, eventualmente, interromper rotas migratórias de espécies de pequeno porte e sem interesse na pesca, principalmente quando são endêmicas.

Aparentemente, a menor intensidade dos impactos é decorrente do desconhecimento do comportamento e exigências ambientais da ictiofauna de pequenos

corpos d'água, como foi o caso deste estudo, que é um problema grave quando são feitos levantamentos somente após a formação de reservatórios, uma vez que algumas espécies já tiveram suas abundâncias reduzidas. Assim, estudos desenvolvidos antes e após a formação de reservatórios são imprescindíveis, especialmente em pequenos rios, com fauna endêmica e, portanto, devem ser obrigatoriamente conduzidos. Além disso, devem ter suficiente abrangência espacial e temporal, que permita a determinação mais precisa dos impactos decorrentes da formação de reservatórios.

Referências

- Agostinho, A. A. 1994. Pesquisas, monitoramento e manejo da fauna aquática em empreendimentos hidrelétricos. In: SEMINÁRIO SOBRE FAUNA AQUÁTICA E O SETOR ELÉTRICO BRASILEIRO. Reuniões Temáticas Preparatórias. Caderno 1 Fundamentos, Rio de Janeiro-RJ: COMASE/Eletróbrás, . p.38-59.
- Agostinho, A. A. & L. C. Gomes. 1997. Reservatório de Segredo: bases ecológicas para manejo. Maringá, PR.: EDUEM, 1997. 387p.
- Agostinho, A. A., A. E. A. de M. Vazzoler, & S. M. Thomaz. 1995. The high Paraná river basin: limnological and ichthyological aspects. In: Tundisi, J. G., C. E. M. Bicudo & T. Matsumura-Tundisi. Limnology in Brazil. Rio de Janeiro-RJ. p. 59-104.
- Agostinho, A. A., H. F. Júlio Jr. & J. R. Borguetti. 1992. Considerações sobre os impactos dos represamentos na ictiofauna e medidas para sua atenuação. Um estudo de caso: reservatório de Itaipu. Revista UNIMAR, Maringá, v.14, Suplemento, p.89-107.
- Agostinho, A. A., H. F. Júlio Jr. & M. Petrere Jr. 1994. Itaipu Reservoir (Brazil): impacts of impoundment on the fish fauna and fisheries. Pp. 171–184. In: Cowx, I. G. (Ed.), Rehabilitation of Freshwater Fisheries, Fishing News Books, Osney, Mead, Oxford.
- Agostinho, A. A., L. E. Miranda, L. M. Bini, L. C. Gomes, S. M. Thomaz & H. I. Suzuki. 1999a. Patterns of colonization in Neotropical reservoirs, and prognoses on aging. Pp. 227-265. In: Tundisi, J.G & M. Straškraba (Eds.) Theoretical reservoir ecology and its applications. São Carlos, International Institute of Ecology, 585p.
- Agostinho, A. A., L. M. Bini & L. C. Gomes. 1997. Ecologia de comunidades de peixes da área de influência do reservatório de Segredo. Pp. 97-111. In: Agostinho, A.A. & L.C. Gomes (Eds.). Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo. Maringá, EDUEM, 387p.
- Agostinho, A.A., E.K. Okada, & J. Gregoris. 1999b. A pesca no reservatório de Itaipu: Aspectos socioeconômicos e impactos de represamento. In: Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais. Ed. Henry, R. Botucatu: FUNDIBIO : FAPESP, 800p.
- Agostinho, A.A., L.C. Gomes, H.I. Suzuki & H.F. Júlio Jr. 2003. Migratory fish from the upper Parana river basin, Brazil. Pp: 19-99. In: Carolsfeld, J. B. Harvey, C.Ross, A. Baer (Eds.) Migratory Fishes of South America: Biology, social Importance and Conservation Status. World Fisheries Trust, the World Bank and the International Development Research Centre, Victoria. 372 p.
- Agostinho, A.A., S.M. Thomaz & L.C. Gomes. 2004. Threats for biodiversity in the floodplain of the Upper Paraná River: effects of hydrological regulation by dams. Ecohydrology Hydrobiology, 4(3): 267-280.
- Araújo, F.G. & L. N. Santos. 2001 Distribution of fish assemblages in lajes reservoir, Rio de Janeiro, Brazil. Braz. J. Biol., 61 (4): 563-576.
- Bailly, D., A. A. Agostinho, H. I. Suzuki & E. A. Luiz. 2005 Características reprodutivas de espécies de Astyanax e sucesso na colonização de reservatórios do rio Iguazu-PR. In: Rodrigues, L.; S. M. Thomaz, A. A. Agostinho & L.C. Gomes

- (eds.) Biocenoses em Reservatórios: padrões espaciais e temporais. Editora Rima, São Carlos, Cap. 19, pp.243-252
- Bazzoli, N., E. Rizzo, H. Chiarini-Garcia & R. M. A. 1991. Ferreira. Ichthyofauna of the Paraniba river in the area to be flooded by yhe Bocaina reservoir, Minas Gerais, Brazil. *Ciência e Cultura*. 451-453.
- Britski, H. A., K.S. SILIMON & B.S. LOPES. 1999. Peixes do Pantanal: manual de identificação. Brasília : Embrapa. 184 p.
- Carvalho, E. D., V. F. B. Silva, C. Y. Fujihara, R. Henry & F. Foresti. 1998. Diversity of fish species in the River Paranapanema – Jurumirim reservoir transition region (São Paulo, Brazil). *Ital. J. Zool.*, v. 65, supl., p. 325-330.
- COPEL, 1992a. Derivação do rio Jordão. Relatório de Impacto Ambiental - RIMA. Curitiba. 61p.
- COPEL, 1992b. Derivação do rio Jordão. Estudo de Impacto Ambiental - EIA. Curitiba. Volumes I e II. 399p.
- DNAEE, 1982. Divisão de controle de recursos hídricos – codificação dos cursos d'água brasileiros: Bacia do rio Paraná. Brasília. 42p.
- Eley, R., J. Randolph & J. Carroll. 1981. A comparison of pre- and post-impoundment fish populations in the Mountain Fork river in Southeastern Oklahoma. *Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS, and Corps of Engineers, Tulsa, OK Proc. Okla. Acad. Sci. 61:7-14
- Eschmeyer, W. N. 1990. Catalog of the genera of recent fishes. San Francisco: California Academy of Sciences. 697 p.
- Fernando, C. H. & J. Holčík. 1989. Origin, composition and yield of fish in reservoirs. *Arch. Hydrobiol. Beih. Engebn. Limnol.*, v. 33, pt. 2, p. 637-641, 1989.
- Fernando, C. H. & J. Holčík. 1991. Fish in reservoirs. *Int. Revue Gesanten Hydrobiol.*, v.76, n. 2, p. 149-167, 1991.
- Garavello, J. C., C. S. Pavanelli & H. I. Suzuki. 1997. Caracterização da ictiofauna do rio Iguaçu. In: Agostinho, A. A. & L. C. Gomes, (Eds). Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo. Maringá : EDUEM. cap. 4, p. 61-84.
- Gauch Jr., H. G. 1986. Multivariate analysis in community ecology. Cambridge: Cambridge University Press, 1982 (reprinted 1986) 298p. (Cambridge studies in ecology; 1).
- Gido, K. B. & W. J. Matthews. 2000. Dynamics of the offshore fish assemblage in a Southwestern reservoir (lake Texoma, Oklahoma, Texas). *Copeia*, Lawrence, n.4, p.917-930.
- Greig-Smith, P. 1983. Quantitative plant ecology. 3rd ed. Oxford: Blackwell Scientific, 1983. P.p.165 (Studies in ecology, v.9).
- Gujarati, D. N. 2000. Econometria Básica. Pearson Education, 3^o ed. São Paulo: 846p.
- Henry, R. 1999. Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais. Ed. Botucatu: FUNDIBIO : FAPESP, 800p.
- Kapasa, C. K. & I. G. Cowx. 1991. Post-impoundment changes in the fish fauna of Lake Itezhi-tezhi, Zâmbia. *J. of Fish Biol.* 39, 783-793.

- Lowe-McConnell, R. H. 1999. Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais. Tradução: Anna Emília A. de M. Vazzoler, Angelo Antônio Agostinho, Patrícia T.M. Cunningham. São Paulo: EDUSP, 1999. (Coleção Base). 536p. Título original em inglês: Ecological studies in tropical fish communities.
- Luiz, E. A., L. C. Gomes, A. A. Agostinho & C. K. Bulla. 2003. Influência de processos locais e regionais nas assembléias de peixes em reservatórios do Estado do Paraná, Brasil. *Acta Scientiarum: Biological Sciences Maringá*, v. 25, n. 1, p. 107-114.
- Luiz, E.A., A.C. Petry, C.S. Pavanelli, H.F. Júlio, Jr., J.D. Latini & V.M. Domingues. 2005. As assembléias de peixes de reservatórios hidrelétricos do estado do Paraná e bacias limítrofes. Pp. 169-184. In: Rodrigues, L., S.M. Thomaz, A.A. Agostinho & L.C. Gomes (Eds.) *Biocenose em reservatórios: padrões espaciais e temporais*. São Carlos, Rima Editora, 321p.
- Maack, R. 2002. Geografia física do estado do Paraná. 3th ed. Curitiba, Imprensa Oficial do Paraná, 438p.
- Magurran, A. E. 1988. Ecological diversity and its measurement. London : Croom Helm. 179 p.
- Matthews, W.J. 1998. Patterns in freshwater fish ecology. New York, Chapman & Hall, 756 p.
- McCune, B., & M. J. Mefford, 1997. PC-ORD: multivariate analysis of ecological data. Version 3.0. Oregon: MjM Software Design.
- Mérona, B. & P. Albert. 1999. Ecological monitoring of fish assemblages downstream of a hydroelectric dam in French Guiana (South America). *Regul. Rivers: Res. Mgmt.* 15: 339-351.
- Microsoft ® Office Excel 2003. Microsoft Corporation. Copyright © 1985-2003.
- Nogueira, M.G., R. Henry & A. Jorcin. 2005. Ecologia de reservatórios: impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata. São Carlos: RiMa, 472p.
- Oliveira, E. F. & E. Goulart. 2000. Distribuição espacial de peixes em ambientes lênticos: interação de fatores. *Acta Sci.* 22: 445-453.
- Palmer, M. W. 1993. Putting things in even better order: the advantages of canonical correspondence analysis. *Ecology*, Washington, DC, v.74, n. 8, p. 2215-2230, Dec.
- Penczak, T., R. Mahon & E. K. Balon. 1984 The effect of an impoundment on the upstream and downstream fish taxocenes (Speed River, Ontario, Canada). *Arch. Hydrobiol.* v. 99, n.2, 200-207.
- Petts, G. E. 1984. Impounded rivers: perspectives for ecological management. Chichester : John Willey & Sons, 1984. 326p.
- Pielou, E. C. 1969. Association tests versus homogeneity tests: their use in subdividing quadrats into groups. *Vegetatio*, 18, p.4-18.
- Pompeu, P.S. & F. Vieira. 2002. Avaliação do impacto da operação de pequenas centrais hidrelétricas: I – Variação do nível fluviométrico a jusante da casa de força. Piracema – Bol. Inf. do Grupo de Avaliação de Impactos sobre a Ictiofauna, SBI vol. 1, no 1, 2002.

- Ponton, D. & G. H. Copp. 1997. Early dry-season community structure and habitat use of young fish in tributaries of the river Sinnamary (French Guiana, South America) before and after hydrodam operation. *Environmental Biology of Fish* 50: 235-256.
- Quinn, J. W. & T. J. Kwak. 2003. Fish assemblage changes in an Ozark River after impoundment: A long-term perspective. *Trans. of the Am. Fish. Soc.* 132: 110-119.
- Rodrigues, L., S. M. Thomaz, A. A. Agostinho & L. C. Gomes. 2005. Biocenose em reservatórios: padrões espaciais e temporais. São Carlos, Rima Editora, 321p.
- Sampaio, F. A. A. 1988. Estudos taxonômicos preliminares dos Characiformes (Teleostei, Ostariophysi) da bacia do rio Iguaçu, com comentários sobre endemismo dessa fauna. São Carlos: UFSCar. 175p. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) - Universidade Federal de São Carlos.
- Santos, G. M. 1995. Impactos da hidrelétrica Samuel sobre as comunidades de peixes do rio Jamari (Rondônia, Brasil). *Acta Amazonica*, v. 25, n. 3/4, p. 247-280, 1995.
- Smith, W. S., L. E. G. Espíndola, C. C. G. F. Pereira & O. Rocha. 2002. Impactos dos reservatórios do médio e baixo Tietê (SP) na composição das espécies de peixes e na atividade da pesca. *Recursos hidroenergéticos: usos, impactos e planejamento integrado*, São Carlos, SP, p. 57-77.
- Smith, W. S., L. E. G. Espíndola, M. Petrere Jr. & O. Rocha. 2003. Fishing modification due dam, pollution and introduction fish species in the Tietê River, SP, Brazil. In: Brebbia, C.A. *River Basin Management II*. WITpress. 524pp.
- Smith, W. S. & M. Petrere Jr. 2001. Construção de barragens altera a estrutura da comunidade de peixes. *Peixes em represas: o caso de Itupararanga*. *CIÊNCIA HOJE*. vol. 29. nº 170 abril de 2001.
- StatSoft, Inc. (2005). *STATISTICA* (data analysis software system), version 7.1. www.statsoft.com.
- Suzuki, H. I., & A. A. Agostinho. 1997. Reprodução de peixes do reservatório de Segredo. In: Agostinho, A. A. & L. C. Gomes (Eds.). *Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo*. Maringá : EDUEM, 1997. p. 163-181.
- Suzuki, H.I. 1999. Estratégias reprodutivas de peixes relacionadas ao sucesso na colonização em dois reservatórios do rio Iguaçu, PR, Brasil. 98 f. São Paulo. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) – Universidade Federal de São Carlos.
- Taylor, C. A., J. H. Knouft, & T. M. Hiland. 2001. Consequences of stream impoundment on fish communities in a small North American drainage. *Regul. Rivers : Res. Mgmt.* 17: 687–698.
- Thornton, K. W., B. L. Kimmel & F. E. Payne. 1990. *Reservoir limnology: ecological perspectives*. New York : John Wiley & Sons, 1990. 246 p.
- Torloni, C. E. C., A. R. A. Corrêa, A. A. Carvalho Jr., J. J. Santos, J. L. Gonçalves, E. J. Gereto, J. A. Cruz, J. A. Moreira, D. C. Silva, E. F. Deus & A. S. Ferreira. 1993. Produção pesqueira e composição das capturas em reservatórios sob concessão da CESP nos rios Tietê, Paraná e Grande, no período de 1986 a 1991. *Série Produção Pesqueira*, 1; CESP. 73p.

- Universidade Estadual de Maringá. Nupélia/Copel. 2002a. Estudos Ictiofaunísticos da bacia do rio Jordão - Relatório final 2002. Maringá, 2002. 153 p., il. Apoio Copel.
- Universidade Estadual de Maringá. Nupélia/Copel. 2002b. Reservatório de Salto de Caxias: bases ecológicas para o manejo - Relatório final 2002. Maringá, 2002. 272 p., il. Apoio Copel.
- Winemiller, K. O. 1989. Patterns of variation in life history among South American fishes in seasonal environments. *Oecologia*, 81:225-241.

CLASSE ACTINOPTERYGII = OSTEICHTHYES

ORDEM CYPRINIFORMES

FAMÍLIA CYPRINIDAE

♣ *Cyprinus carpio* Linnaeus, 1758 ‘carpa-comum’

ORDEM CHARACIFORMES

FAMÍLIA PARODONTIDAE

Apareiodon vittatus Garavello, 1977 ‘canivete’

FAMÍLIA PROCHILODONTIDAE

Prochilodus lineatus (Valenciennes, 1836) ‘curimbatá’

FAMÍLIA ERYTHRINIDAE

Hoplias aff. *malabaricus* (Bloch, 1794) ‘traíra’

FAMÍLIA CHARACIDAE

Astyanax altiparanae Garutti & Britski, 2000 ‘tambiu’

Astyanax gymnogenys (Eigenmann, 1911) ‘lambari’

Astyanax sp. B ‘lambari’

Astyanax sp. C ‘lambari’

Astyanax sp. F ‘lambari’

Astyanax sp. G ‘lambari’

Astyanax sp. H ‘lambari’

Bryconamericus ikaa Casciotta et al., 2004 ‘pequira’

Gênero A ‘lambari’

Psalidodon gymnodontus Eigenmann, 1911 ‘lambari’

Psalidodon sp. ‘lambari’

Oligosarcus longirostris Menezes & Géry, 1985 ‘saicanga’

FAMÍLIA CRENUCHIDAE

Characidium sp. ‘canivete’

ORDEM SILURIFORMES

FAMÍLIA ICTALURIDAE

♣ *Ictalurus punctatus* (Rafinesque, 1818) ‘bagre-de-canal’

FAMÍLIA AUCHENIPTERIDAE

Glanidium ribeiroi Haseman, 1911 ‘bocado’

FAMÍLIA HEPTAPTERIDAE

Imparfinis sp. ‘bagre’

Rhamdia branneri Haseman, 1911 ‘bagre’

Rhamdia voulezi Haseman, 1911 ‘bagre’

Rhamdia sp. ‘bagre’

FAMÍLIA PIMELODIDAE

Pimelodus ortmanni Haseman, 1911 ‘mandi’

Pimelodus sp. ‘mandi’

FAMÍLIA TRICHOMYCTERIDAE

Trichomycterus davisi (Haseman, 1911) ‘candiru’

Trichomycterus stawiarski (Miranda-Ribeiro, 1968) ‘candiru’

Trichomycterus castroi Pinna, 1992 ‘candiru’

FAMÍLIA CALLICHTHYIDAE

Corydoras paleatus (Jenyns, 1842) ‘coridoras’

FAMÍLIA LORICARIIDAE

Ancistrus sp. ‘cascudo’

Hypostomus albopunctatus (Regan, 1908) ‘cascudo’

Hypostomus commersonii Valenciennes, 1836 ‘cascudo’

Hypostomus derbyi (Haseman, 1911) ‘cascudo’

Hypostomus myersi (Gosline, 1947) ‘cascudo’

Neoplecostomus sp. ‘cascudinho’

ORDEM GYMNOTIFORMES

FAMÍLIA GYMNOTIDAE

Gymnotus cf. *carapo* Linnaeus, 1758 ‘morenita’

ORDEM PERCIFORMES

FAMÍLIA CICHLIDAE

Crenicichla iguassuensis Haseman, 1911 ‘joaninha’

Crenicichla sp. ‘joaninha’

Geophagus brasiliensis (Quoy & Gaimard, 1824) ‘cará’

Oreochromis niloticus (Linnaeus, 1758) ‘tilápia-do-Nilo’

O processo de colonização em pequenos reservatórios: o caso de Jordão, bacia do rio Iguaçu.

Resumo

Neste trabalho, foram avaliadas as etapas iniciais (três a sete anos após a formação do reservatório) do processo de colonização de um pequeno reservatório, o reservatório de Jordão, situado no rio Jordão, tributário do rio Iguaçu. As capturas foram feitas na parte mais próxima do eixo da barragem e a imediatamente a montante do reservatório, utilizando redes de espera, antes e após a construção desta. A abundância das espécies foi expressa através da captura por unidade de esforço (CPUE). Foram avaliadas, nas diversas fases de colonização (rio95/96; res99/01; res02/03) variações de alguns atributos da assembléia (riqueza de espécies, equitabilidade e Índice de Diversidade de Shannon), da dominância, no comprimento padrão médio dos indivíduos e na composição e estrutura das assembléias de peixes usando uma abordagem multivariada (RA). Também foram identificadas as espécies que mais caracterizaram as fases de colonização, através do valor indicador (INVAL). Foram verificadas variações significativas, nas diferentes fases, nos atributos (a riqueza aumentou na fase res02/03), nas médias do comprimento padrão (menor em res99/01) e na estrutura das assembléias. O valor indicador identificou várias espécies como características de cada fase. Não foi verificada alteração relevante na dominância. As espécies melhores sucedidas foram as que apresentaram hábitos alimentares generalistas e ampla plasticidade reprodutiva. Então, o processo de colonização do reservatório de Jordão ainda está em andamento, e deverá ser longo, devido a existência de um túnel que o liga ao reservatório de Segredo, que funciona como fonte de indivíduos e espécies.

Palavras chave: Colonização, reservatório, assembléia de peixes, rio Jordão.

Abstract

The initial phases (before, three to seven years after filling) of the colonization of Jordão Reservoir were studied. This reservoir is located in the Jordão River, a tributary of the Iguçu River. Sampling were performed with gang of gillnets (several mesh sizes) in two stations, named Dam and Upstream. Abundances of fish were indexed by the catch per unit of effort (CPUE). In the considered phases (rio95/96, res99/01 and res02/03), it was verified variations in some attributes (species richness, evenness and Shannon Diversity Index), dominance, mean standard length and in the structure of the fish assemblage (summarized by multivariate technique; Reciprocal Averaging - RA). In addition, indicator species were identified for each phase, using indicator value. There were significant variations among phases in the attributes (species richness, evenness and Shannon Diversity Index increased in res02/03), mean standard length (lower in res99/01) and in the structure of the assemblages. Indicator values identified several species for each phase. However, there were no relevant alterations in dominance. Most successful species presented generalist feeding habit and large reproduction plasticity. Therefore, the colonization process of the Jordão Reservoir still continues and, apparently, it will be long, because the existence of a tunnel linking this reservoir to Segredo Reservoir, that is acting as source of individuals and species.

Key words: Colonization, reservoir, fish assemblages, Iguçu River

Introdução

Reservatórios levam à alterações relevantes na ictiofauna dos rios onde são formados (Neves & Angermeier, 1990; Kubečka, 1993; Agostinho et al., 1999). As conseqüências da formação e operação destes sistemas são imediatas e evidentes já no primeiro ano após o represamento, principalmente em rios de baixa ordem (ver capítulo I). Independentemente da maneira pela qual uma barragem é operada, os represamentos conduzem a alterações na dinâmica do sistema fluvial, e estas irão determinar quais as espécies que serão melhores sucedidas na ocupação do novo ambiente, a partir do *pool* de espécies existentes na região (Agostinho et al., 1997a, b). Dentre estas, algumas serão favorecidas, outras não, pois o sucesso na ocupação do ambiente dependerá do potencial adaptativo das espécies em relação às novas condições abióticas e aspectos da estratégia de vida, principalmente aquelas relacionadas à alimentação e reprodução (Agostinho et al., 1999).

O tempo para que esse processo de acomodação da ictiofauna alcance alguma estabilidade é variável e pode levar de 5 a 15 anos na região neotropical (Lowe-McConnell, 1999) e até 30 anos em regiões temperadas (Agostinho et al., 1999). Este fato torna imprescindível a existência de estudos de longo prazo em reservatórios recém formados e que incluam as fases rio (inclusive antes de a obra ser iniciada), enchimento, e ao longo dos anos de sua operação. Essa ampla abordagem é ainda mais necessária em rios e riachos que comportam espécies de peixes endêmicas (Suzuki et al., 1997), como é o caso da ictiofauna da bacia do rio Iguaçu (Garavello et al., 1997).

De maneira geral, os estudos em ambientes alterados, como os reservatórios, têm englobado vários aspectos das populações de peixes, tais como a reprodução (Suzuki & Agostinho, 1997; Bailly et al., 2005; Suzuki et al., 2005), alimentação (Hahn et al., 1997; Hahn et al., 1998; Abelha et al., 2005; Fugi et al., 2005), distribuição espaço-temporal das espécies (Santos, 1995; Luiz et al., 2005), produção pesqueira (Petrere Jr. et al., 2002; Okada et al., 2005) enfocando principalmente as espécies migradoras e de grande interesse comercial (Agostinho et al., 2003). Entretanto, em território brasileiro, poucos são os que abordam as diversas etapas da construção de reservatórios desde o inventário até a operação. Agostinho et al. (1999) faz a referência ao processo de colonização para alguns reservatórios da bacia do rio Paraná, inclusive do Iguaçu. Porém, cabe ressaltar que quase a totalidade destas referências tratam de reservatórios

grandes, com áreas superiores a 50 km². No entanto, estes padrões para pequenos reservatórios ainda não foram estudados.

Em grandes reservatórios, uma vez completos, é esperada uma diminuição na riqueza (número) de espécies, aumento na dominância e, conseqüentemente, no índice de diversidade, além de declínio na abundância (em número), substituição da ictiofauna por espécies com ciclo de vida mais curto, de menor tamanho e baixo valor comercial (Merona, 1986/87; Agostinho et al., 1992; Agostinho e Gomes 1997; Agostinho et al., 1999) e com um maior potencial reprodutivo (Bailly et al., 2005; Suzuki et al., 2005). Essas alterações na composição das comunidades de peixes através da diminuição e/ou eliminação de elementos da ictiofauna local são decorrências esperadas dos represamentos, e tornam as comunidades instáveis e gradativamente mais simples (Agostinho, 1992).

Neste capítulo, pretende-se avaliar as etapas iniciais (três a sete anos após a formação do reservatório) do processo de colonização de um pequeno reservatório, o reservatório de Jordão, situado no rio Jordão, tributário do rio Iguçu. Especificamente, serão avaliados alguns padrões de variação já analisados em grandes reservatórios, ou seja, variações em alguns atributos da assembléia (riqueza de espécies, equitabilidade e Índice de Diversidade de Shannon) e na dominância. Além disso, serão avaliadas alterações no comprimento médio dos indivíduos ao longo do tempo e alterações na composição e estrutura das assembléias de peixes, assim como identificadas as espécies responsáveis por estes padrões, que terão suas abundâncias e estratégias de vida estudadas com mais detalhe. Com isso, pretende-se avaliar a colonização deste pequeno reservatório e as adaptações específicas que regulam este processo.

Materiais e Métodos

Área de estudo

O rio Jordão é um dos principais tributários do rio Iguçu (DNAEE, 1982; COPEL, 1992a, b). Suas nascentes localizam-se na Serra da Esperança, na contravertente das bacias dos rios Ivaí e Piquiri, em altitudes que superam os 1200 m. Destacam-se como seus principais formadores os rios Banana e Das Pedras. O rio Jordão apresenta uma extensão de 185 km e sua bacia hidrográfica abrange uma área de aproximadamente 4750 km², situada entre os paralelos 25^o 00' e 26^o 00'Sul e os

meridianos $51^{\circ} 00'$ e $52^{\circ} 30'$ Oeste, na porção centro sul do Estado do Paraná, desaguando no rio Iguaçu, a 2,5 km a jusante da Usina Hidrelétrica de Segredo (Fig. 1).

A construção da barragem do reservatório de Jordão foi iniciada em maio de 1994 e o processo de enchimento iniciou-se em maio de 1996. A barragem situa-se a aproximadamente 5 km da foz do rio Jordão no rio Iguaçu e apresenta 550 m e 95 m de comprimento e altura, respectivamente. O vertedouro apresenta superfície com soleira livre de 300 m, sendo que sua casa de força é do tipo abrigada, com turbina Francis e eixo horizontal, apresentando potência nominal no eixo da turbina de 6,54 mW, com operação comercial iniciada em 2 de dezembro de 1997.

A vazão máxima diária registrada foi de $3600 \text{ m}^3/\text{s}$ e queda líquida de 71,5 m. A área do reservatório de Jordão é de $3,4 \text{ km}^2$, dos quais $0,9 \text{ km}^2$ correspondem à calha do rio, além de um túnel de derivação com diâmetro de 9,5 m e 4775 m de comprimento, com desnível de 8 m, ligando-o ao reservatório de Segredo, dimensionado para permitir uma descarga máxima de $229 \text{ m}^3/\text{s}$. Essa ligação visa à otimização da operação integrada dos dois reservatórios. A operação envolve, ainda, a liberação para sua jusante de $10 \text{ m}^3/\text{s}$ de água, que é a vazão mínima permitida por lei (Vazão Sanitária) (UEM. Nupélia/Copel, 2002)

Amostragens

As capturas foram conduzidas em duas localidades no rio Jordão, ou seja, nas mediações da *barragem* (próximo da barragem) e a *montante* (trecho superior do reservatório) (Fig. 1), antes (fase rio) e após a construção da barragem (fase reservatório). As coletas foram mensais de setembro de 1995 a março de 1996 (**rio95/96**), enquanto que na fase reservatório, as coletas foram semestrais de maio de 1999 a outubro de 2001 (**res99/01; 3, 4 e 5 anos após a formação do reservatório**) e trimestrais de janeiro de 2002 a abril de 2003 (**res02/03; 6 a 7 anos após a formação do reservatório**).

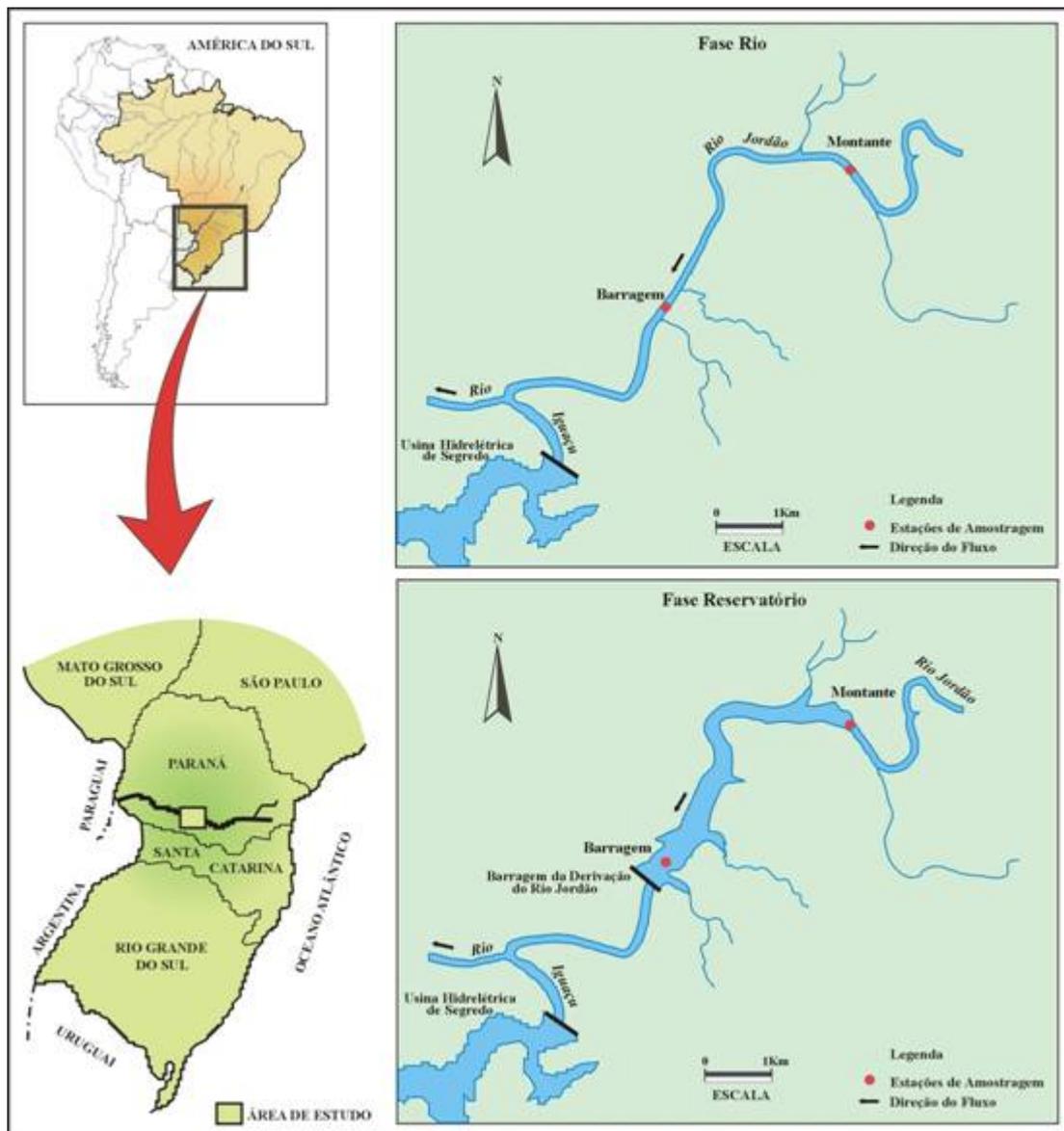


Fig. 1. Área de estudo e indicação dos locais (ambientes) de amostragem, antes (Fase Rio) e após a formação do reservatório (Fase Reservatório).

Na fase rio, as coletas foram realizadas com uma bateria de redes de espera formada por 14 redes, sendo 11 do tipo simples (malhagens de 2,4 a 16,0 cm entre nós opostos) e três do tipo tresmalhos (*feiticeiras*, malhagens de 6,0; 7,0 e 8,0 cm entre nós opostos), expostas por 24 horas, com despescas no período da manhã, tarde e noite. Na fase reservatório, as coletas foram realizadas com três baterias de redes de espera, (superfície, fundo e margem), operadas de forma similar as capturas da fase rio. Após as despescas, todos os exemplares capturados foram anestesiados, fixados, conservados em solução de formalina a 10% e acondicionados em tambores de polietileno, com identificação da data, local de captura e, posteriormente, encaminhados para o laboratório de ictiologia do Núcleo de Pesquisas em Limnologia, Ictiologia e

Aqüicultura (Nupélia) da Universidade Estadual de Maringá (UEM). Para a identificação das espécies foram utilizadas as publicações de Sampaio (1988) e Garavello et al. (1997). Além disso, foi adotada a classificação taxonômica proposta por Eschmeyer (1990), exceto para famílias e subfamílias, que seguiram Britski et al. (1999).

Análises dos dados

Para análise dos dados a abundância das espécies (por ambiente e mês de coleta) foi expressa através da captura por unidade de esforço (CPUE; número de indivíduos por 1000 m² rede em 24 h).

Para examinar as alterações na assembléia de peixes ao longo do tempo (fases de colonização; **rio95/96, res99/01 e res02/03**), foram avaliados alguns atributos das assembléias (riqueza de espécies, equitabilidade e índice de diversidade de Shannon) e suas variabilidades [expressas pelo coeficiente de variação; $CV = (\text{desvio padrão}/\text{média}) \cdot 100$]. Para testar possíveis diferenças entre as médias dos atributos em cada fase, foi aplicada a análise de variância (ANOVA). Os padrões de dominância de espécies, para os ambientes e fases, foram também analisados através de curvas de relação espécie-abundância (Magurran, 1988; Winemiller, 1996). Alterações na estrutura em comprimento foram avaliadas pelas médias do comprimento padrão (Ls) e suas variabilidades (expressas pelo CV) ao longo da escala temporal considerada.

Para avaliar alterações na composição e estrutura das assembléias de peixes, foi usada uma abordagem multivariada. A técnica de ordenação utilizada foi a análise de correspondência (“Reciprocal averaging”, RA; Gauch, Jr., 1986), aplicada sobre os valores de abundância (CPUE) das espécies (controlando o ambiente e mês). Os eixos retidos para interpretação foram os que apresentaram autovalores maiores que 0,20. Os escores dos eixos retidos para interpretação foram gerados e diferenças entre suas médias, considerando as diferentes fases, testadas através de análise de variância (ANOVA). A RA foi calculada com auxílio do *software* PC-ORD 3.0® (McCune & Mefford, 1997). As espécies que mais influenciaram a ordenação foram determinadas usando a rotina “correlação com a matriz principal”, disponível no PC-ORD.

Para identificar quais as espécies características de cada fase considerada (colonização), foi utilizado o valor indicador (INVAL; Dufrene e Legendre, 1997). Esta técnica leva em consideração as abundâncias e as frequências de ocorrência das espécies capturadas, utilizando como fonte de variação a escala temporal, para cada ambiente em

separado. O INVAL é, então, um critério de avaliação tipológica para indicar quais foram as espécies que mais caracterizaram cada fase. Este é calculado pela seguinte expressão:

$$INVAL_i (\%) = A_{ij} \times B_{ij} \times 100$$

Sendo, $A_{ij} = N_{\text{indivíduos}_{ij}} / N_{\text{indivíduos}_i}$ e $B_{ij} = N_{\text{sites}_{ij}} / N_{\text{sites}_i}$

Então, A_{ij} é uma medida de especificidade; $N_{\text{indivíduos}_{ij}}$ = número médio da espécie i nas amostras (abundância) do grupo j (fase de colonização); $N_{\text{indivíduos}_i}$ = somatório dos números médios da espécie i ao longo de todos os grupos; B_{ij} = medida de fidelidade; $N_{\text{sites}_{ij}}$ = número de amostras do agrupamento j onde a espécie i está presente e N_{sites_i} = total do número de amostras do agrupamento j . As espécies identificadas como características de cada fase (espécies indicadoras) tiveram as abundâncias e estratégias de vida (reprodutiva e alimentar) avaliadas com mais detalhes, como tentativa de identificar padrões.

Em relação as ANOVAs, quando os pressupostos de normalidade e homocedasticidade foram atendidos, optou-se pelo teste paramétrico. Neste caso, o teste de Tukey foi aplicado para identificar as médias que diferiram entre si, sempre que os resultados da ANOVA foram significativos. Quando os pressupostos não foram atendidos, optou-se pela ANOVA não paramétrica de Kruskal – Wallis. Quando as diferenças foram significativas, foi feito um teste a posteriori de comparação múltipla, para identificar qual a fase que diferiu. Todas as ANOVAs foram efetuadas utilizando o programa Statistica 7.0® (StatSoft, 2005). O nível de significância estatística adotado em todos os testes foi $p < 0,05$.

Resultados

A ictiofauna

Durante o período de coletas, foram capturados 14.957 indivíduos de 31 espécies de peixes, pertencentes a 5 ordens e 13 famílias (Tabela I). As ordens registradas no reservatório foram Siluriformes (14 espécies), Characiformes (12 espécies), Perciformes (3 espécies), Cypriniformes (1 espécie) e Gymnotiformes (1 espécie). A família com maior número de espécies foi Characidae (10 espécies) e as famílias Heptapteridae, Pimelodidae, Loricariidae e Cichlidae contribuíram cada uma, com três espécies. Foram

capturadas três espécies introduzidas, sendo elas *Cyprinus carpio* (carpa comum), *Ictalurus punctatus* (bagre do canal) e *Clarias gariepinus* (bagre africano).

As espécies mais representativas na captura total foram *Astyanax* sp. C e *Astyanax* sp. B, para ambos ambientes [barragem (33,63 % e 28,54 %, respectivamente); montante (30,55 % e 28,97 %, respectivamente)]. A terceira mais capturada foi *Psalidodon* sp. para a barragem (7,7 %) e *Hypostomus derbyi* (9,3 %) para o ambiente montante. Para ambos locais (barragem e montante) foram inventariadas 27 espécies, sendo que *Astyanax altiparanae*, *Bryconamericus* sp. B, *Ancistrus* sp. e *Crenicichla* sp. foram exclusivas da barragem. Por outro lado, a montante, as exclusivas foram *Imparfinis* sp., *Corydoras ehrhardti*, *C. gariepinus* e *Gymnotus* cf. *carapo*.

O comprimento padrão médio variou entre 4,05 cm (*Bryconamericus* sp. B) e 37,50 cm (*Steindachneridion melanoderdatum*), a despeito dessas espécies estarem representadas por apenas dois indivíduos. *Ictalurus punctatus* e *C. carpio* foram as espécies que apresentaram, depois de *S. melanoderdatum*, a segunda e a terceira maiores médias do comprimento padrão, ou seja, 31,51 e 30,66 cm (Tabela I). No que se refere aos valores extremos de tamanho, *Astyanax* sp. B foi a espécie que apresentou o menor valor de comprimento padrão ($L_s = 3,2$ cm) e *C. carpio* o maior ($L_s = 69,0$ cm). Assim, ficou evidente que as espécies mais abundantes foram todas de pequeno porte.

Tabela I. Classificação das espécies segundo Eschmeyer (1990) e Britski et al. (1999), registradas nos ambientes amostrados e valores médios (Med), mínimos (Min) e máximos (Max) do comprimento padrão (LS) das espécies capturadas na área de estudo (☛ - espécies introduzidas na bacia).

Classe Osteichthyes	Ambientes		Ls (cm)			Códigos
	Barragem	Montante	Med	Min	Max	
Ordem Cypriniformes						
Família Cyprinidae						
☛ <i>Cyprinus carpio</i> Linnaeus, 1758 'carpa-comum'	X	X	30,66	5,2	69,0	ccarpio
Ordem Characiformes						
Família Parodontidae						
<i>Apareiodon vittatus</i> Garavello, 1977 'canivete'	X	X	9,09	6,9	13,8	avittatus
Família Erythrinidae						
<i>Hoplias</i> aff. <i>malabaricus</i> (Bloch, 1794) 'traíra'	X	X	25,51	8,6	49	hmalabari
Família Characidae						
<i>Astyanax altiparanae</i> Garutti & Britski, 2000 'tambiu'	X		7,37	5,7	10,3	aaltipara
<i>Astyanax</i> sp. B 'lambari'	X	X	6,59	3,2	12,7	astyaspb
<i>Astyanax</i> sp. C 'lambari'	X	X	6,66	4,6	10,5	astyaspc
<i>Astyanax</i> sp. F 'lambari'	X	X	9,16	5,1	16,3	astyaspf
<i>Astyanax</i> sp. H 'lambari'	X	X	7,95	5,3	14,5	astyasph
<i>Bryconamericus ikaa</i> Casciotta et al., 2004 'pequira'	X	X	8,85	6,5	12,3	bikaa
<i>Bryconamericus</i> sp. B 'pequira'	X		4,05	3,8	4,3	brycospb
<i>Psalidodon gymnodontus</i> Eigenmann, 1911 'lambari'	X	X	8,75	4,9	12,8	pgymnodo
<i>Psalidodon</i> sp. 'lambari'	X	X	7,77	5,1	15,8	psalidosp
<i>Oligosarcus longirostris</i> Menezes & Géry, 1985 'saicanga'	X	X	13,82	6,4	25,5	olongiros
Ordem Siluriformes						
Família Ictaluridae						
☛ <i>Ictalurus punctatus</i> (Rafinesque, 1818) 'bagre-de-canal'	X	X	31,51	16,0	59,0	ipunctatu
Família Auchenipteridae						
<i>Glanidium ribeiroi</i> Haseman, 1911 'bocado'	X	X	7,61	5,7	20,0	gribeiroi
Família Heptapteridae						
<i>Imparfinis</i> sp. 'bagre'		X	20,44	11,9	26,5	imparfi
<i>Rhamdia branneri</i> Haseman, 1911 'bagre'	X	X	21,53	7,0	40,0	rbranneri
<i>Rhamdia voulezi</i> Haseman, 1911 'bagre'	X	X	14,66	6,7	26,3	rvoulezi
Família Pimelodidae						
<i>Pimelodus ortmanni</i> Haseman, 1911 'mandi'	X	X	11,05	7,6	25,0	portmanni
<i>Pimelodus</i> sp. 'mandi'	X	X	18,44	8,2	28,5	pimelosp
<i>Steindachneridion melanodermatum</i> Garavello, 2005	X	X	37,5	31,5	43,5	steindasp
Família Callichthyidae						
<i>Corydoras paleatus</i> (Jenyns, 1842) 'coridoras'	X	X	4,9	4,0	6,2	cpaleatus
<i>Corydoras ehrhardti</i> Steindachner, 1910 'coridoras'		X	-	-	4,7	cehrhardti
Família Loricariidae						
<i>Ancistrus</i> sp. 'cascudo'	X		7,05	5,1	8,0	ancistrsp
<i>Hypostomus commersonii</i> Valenciennes, 1836 'cascudo'	X	X	24,44	6,3	34,0	hcommerso
<i>Hypostomus derbyi</i> (Haseman, 1911) 'cascudo'	X	X	19,42	5,5	29,6	hderbyi
Família Clariidae						
☛ <i>Clarias gariepinus</i> Burchell, 1822 'bagre-africano'		X	-	-	37,0	cgariepi
Ordem Gymnotiformes						
Família Gymnotidae						
<i>Gymnotus</i> cf. <i>carapo</i> Linnaeus, 1758 'morenita'		X	28,5	25,5	31,2	gcarapo
Ordem Perciformes						
Família Cichlidae						
<i>Crenicichla iguassuensis</i> Haseman, 1911 'joaninha'	X	X	14,68	7,0	30,9	ciguassue
<i>Crenicichla</i> sp. 'joaninha'	X		10,61	6,9	15,3	crenicisp
<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824) 'cará'	X	X	10,74	4,4	17,3	gbrasilie

Atributos da assembléia

Os atributos utilizados para avaliar a organização das assembléias de peixes nos dois ambientes amostrados e nas três fases de coletas, revelaram um aumento dos valores médios (e menor variabilidade; expressa pelo coeficiente de variação - CV) na fase **res02/03**, ou seja, seis e sete anos após o barramento (Fig. 2A, B, C, D, E e F). Esses resultados mostraram diferenças significativas na riqueza de espécies na barragem (ANOVA, $F_{2, 18} = 10,05$; $p < 0,01$), e montante (ANOVA, $F_{2, 18} = 7,74$; $p < 0,01$), sendo que a última fase (**res02/03**) foi distinta da primeira para o ambiente barragem. Já a montante, as duas últimas (**res99/01** e **res02/03**) foram diferentes da primeira (Tukey; $P < 0,05$) (Fig. 2A e B).

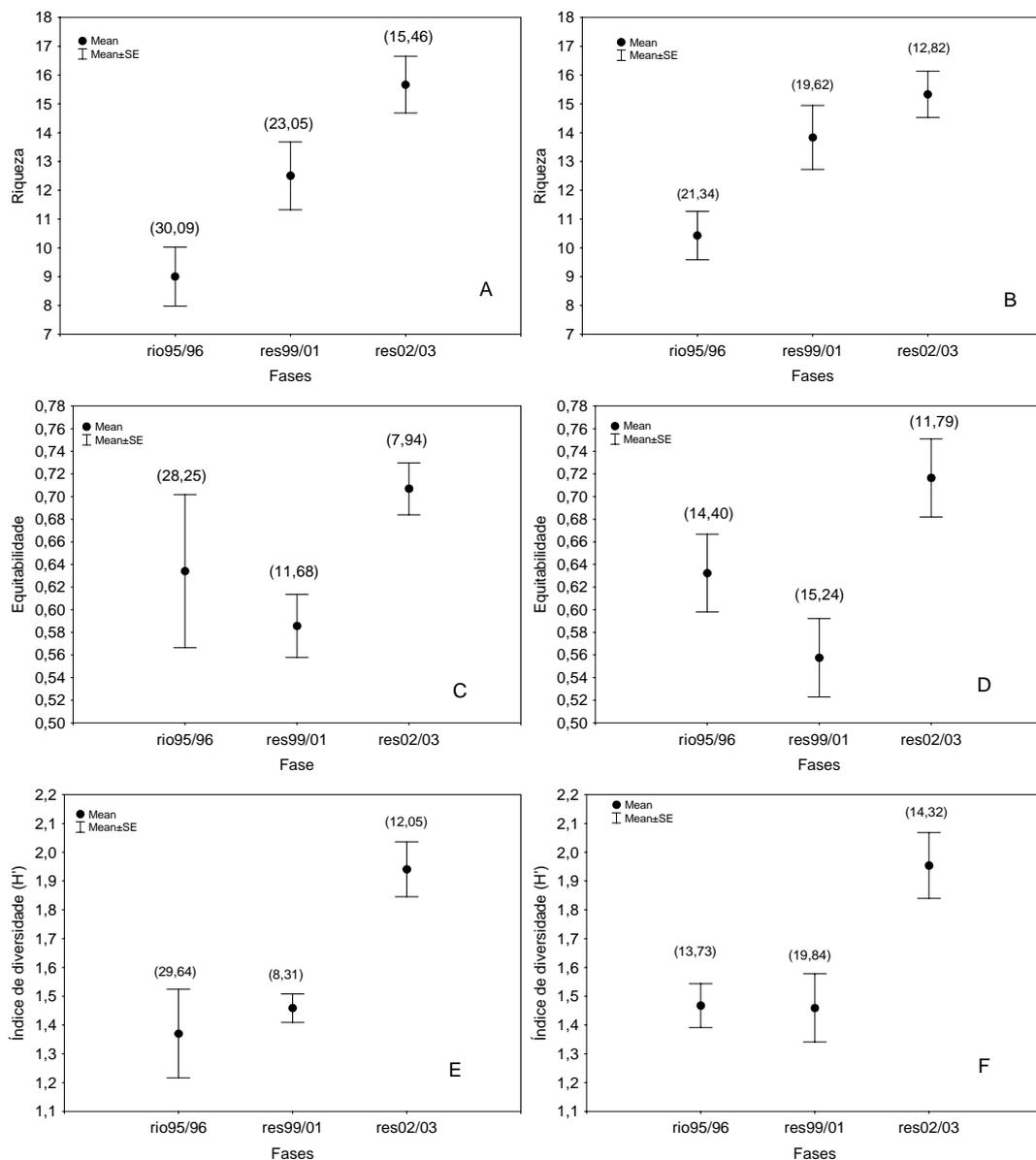


Figura 2: Valores médios (\pm erro padrão) da riqueza de espécies (A e B), eqüitabilidade (C e D) e índice de diversidade de Shannon (H') (E e F), nas diferentes fases e ambientes estudados (Barragem: A, C e E; Montante: B, D e F). Entre parênteses estão os valores do coeficiente da variação.

Já a equitabilidade diferiu significativamente somente para o ambiente montante (ANOVA, $F_{2, 18} = 5,00$; $p < 0,03$) e a fase destacada foi **res02/03**, que diferiu da **res99/01** (Tukey $< 0,05$) (Fig. 2C e D). A variabilidade (CV) também foi menor na fase **res02/03**. As diferenças no índice de diversidade também foram significativas para os dois ambientes [barragem (ANOVA, $F_{2, 18} = 7,05$; $p < 0,01$) e montante (ANOVA, $F_{2, 18} = 7,49$; $p < 0,01$)], nos quais, a fase **res02/03** foi diferente das demais (Tukey; $P < 0,05$).

Dominância

Os padrões de dominância, avaliados pela relação espécie – abundância, variaram pouco entre as fases de colonização do reservatório em ambos os ambientes amostrados (Fig. 3A e B). Para a barragem (Fig. 3A), as primeiras fases (**rio95/96** e **res99/01**) foram as mais pronunciadas, com a dominância de três espécies de Characidae e *H. derbyi* (Loricariidae).

A fase rio, ainda no ambiente barragem, apresentou seis espécies raras (com captura de um ou dois indivíduos), sendo elas *Astyanax* sp. C, *I. punctatus*, *Psalidodon* sp., *Ancistrus* sp., *Crenicichla* sp. e *Psalidodon gymnodontus*. Para **res99/01** e **res02/03** as espécies dominantes foram *Astyanax* sp. C, *Astyanax* sp. B e *Psalidodon* sp., todas pertencentes a família Characidae. As espécies raras na fase **res99/01** foram *Apareiodon vittatus*, *Pimelodus ortmanni* e *Astyanax* sp. H e para a fase **res02/03**, foram *Bryconamericus* sp. B, *A. altiparanae*, *C. carpio* e *S. melanodermatum* (introduzidas).

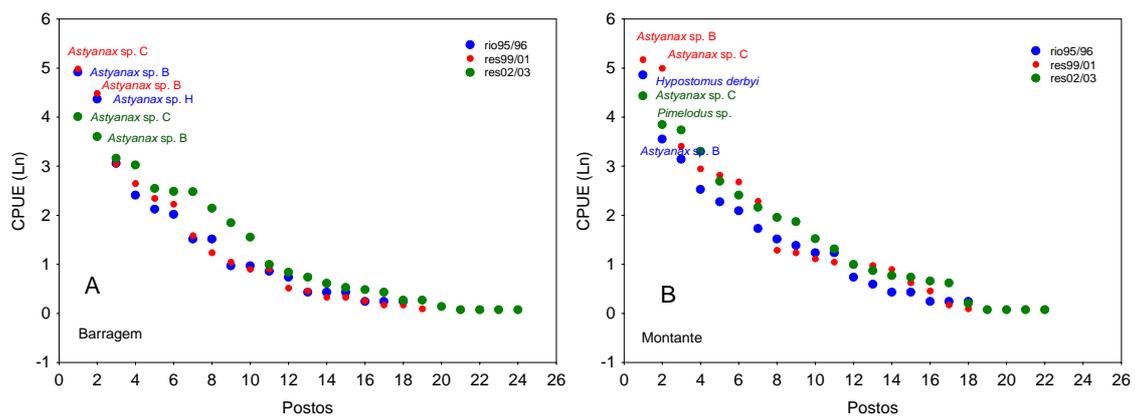


Figura 3: Dominância (curvas da relação espécie x abundância) das espécies de peixes capturadas nos diversos períodos e ambientes considerados (Barragem – A; Montante – B).

Entre as espécies mais abundantes no ambiente montante (Fig. 3B), para a fase **rio95/96**, *H. derbyi* foi a dominante, seguida de *Astyanax* sp. B e *Geophagus brasiliensis*. As espécies raras, nessa fase, foram *Corydoras paleatus*, *Gymnotus* cf. *carapo*, *P. ortmanni*, *A. vittatus* e *Imparfinis* sp. As espécies *Astyanax* sp. B, *Astyanax* sp. C e *Psalidodon* sp., foram dominantes na fase **res99/01**; e *G. brasiliensis*, *Crenicichla iguassuensis*, *P. ortmanni*, *C. ehrhardti*, *C. carpio* e *Clarias gariepinus* foram raras. Na fase seguinte (**res02/03**), a dominância foi de *Astyanax* sp. C, *Pimelodus* sp. e *Astyanax* sp. B e as raras foram *C. carpio*, *C. iguassuensis*, *G.* cf. *carapo* e *S. melanodermatum*.

Alterações no comprimento

As variações das médias mensais do comprimento padrão para todas as espécies agrupadas, indicam a grande maioria dos indivíduos é de médio e pequeno porte. As maiores médias foram registradas na fase rio (Fig. 4 A e B) para ambos ambientes. Depois de três anos do barramento, observa-se um decréscimo relevante na média mensal de comprimento padrão (**res99/01**), tanto no ambiente barragem, quanto a montante, e um ligeiro aumento do comprimento padrão médio, nesses ambientes, foi observado em alguns meses da fase seguinte (**res02/03**), sete anos após o barramento.

Essas discrepâncias no comprimento padrão das espécies capturadas para as fases categorizadas foram significativas na barragem (ANOVA, $F_{2, 18} = 28,68$; $p < 0,001$) e montante (ANOVA, $F_{2, 18} = 13,75$; $p < 0,001$) (Fig. 4C). O teste de Tukey separou a fase **rio95/96** das demais. Os maiores valores do coeficiente de variação (CV) foram registrados para **res99/01** no ambiente montante e para **res02/03** na barragem. Por outro lado, os menores valores do CV foram registrados na fase **rio95/96** para ambos ambientes de amostragens. Mesmo assim, essa variabilidade é considerada baixa (< 25%).

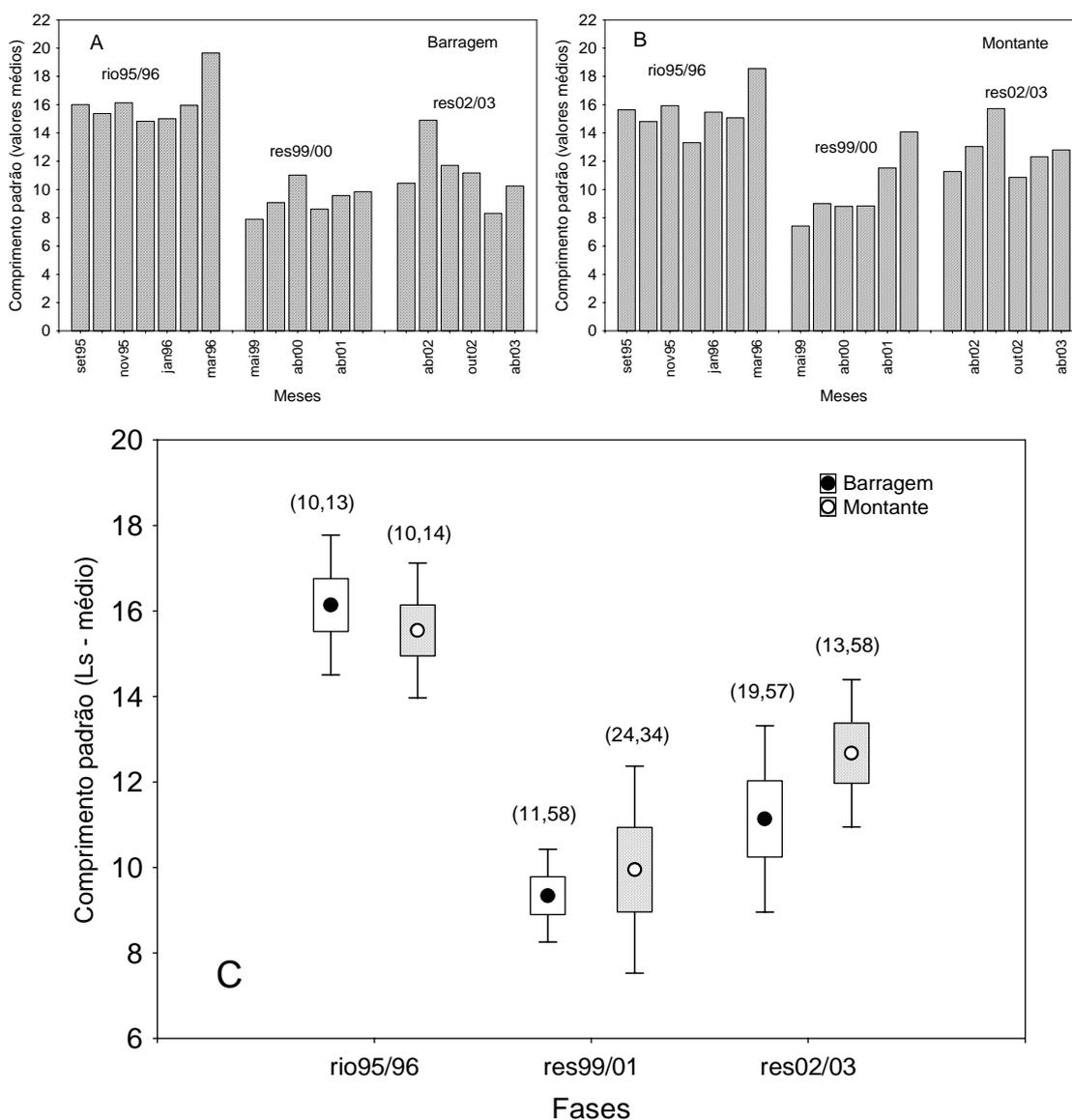


Figura 4: Distribuição mensal do comprimento padrão (LS médio; A e B) e valores médios (círculos) \pm erro (caixa) e desvio padrão (linhas) do comprimento padrão (C) de todas espécies agrupadas para os ambientes e fases de colonização, entre parênteses valores do coeficiente de variação.

Composição e estrutura das assembléias

A variação temporal na estrutura e composição das assembléias de peixes ficou evidente no eixo 1 da análise de correspondência (autovalor = 0,55), já o eixo 2 (autovalor = 0,38) destacou a ampla variação espacial da fase **rio95/96** no ambiente barragem. Na ordenação (Fig. 5A), fica evidente a separação das amostras obtidas na fase rio, localizadas mais a direita, enquanto que as amostras obtidas nas fases após a formação do reservatório estão localizadas mais a esquerda, com o período **res99/01** com valores menores dos escores. A ANOVA de Kruskal Wallis evidenciou diferenças significativas nos escores das diferentes fases para o ambiente barragem [H (2, N= 19)

=14,39; $p < 0,001$] e montante [$H(2, N=19) = 14,98$; $p < 0,001$], separando a fase **rio95/96** das demais, para ambos locais de coleta (Fig. 5 B). Enquanto que para o eixo 2, a variação da assembléia não foi significativa no ambiente barragem [$H(2, N=19) = 3,40$; $p = 0,1825$], mas sim para a montante [$H(2, N=19) = 14,38$; $p < 0,001$], onde a fase **res99/01** foi diferenciada da fase **rio95/96** para este ambiente.

As espécies que mais contribuíram para este padrão foram: *G. brasiliensis*, *R. branneri*, *H. derbyi* e *H. aff. malabaricus* com correlações positivas com o eixo 1 (Tab. II). Estas espécies tiveram suas abundâncias diminuídas com a formação do reservatório. As espécies com correlações negativas (maiores abundâncias após 3 anos de formação do reservatório) para este eixo foram *Astyanax* sp. C, *Pimelodus* sp., *Psalidodon* sp., *G. ribeiroi*, *O. longirostris* e *Hypostomus commersonii* (esta evidenciada pelo τ de Kendall). Para o eixo 2, as espécies com correlações positivas foram *Astyanax* sp. B, *Astyanax* sp. H e *C. iguassuensis*, e a única espécie com correlação negativa para esse eixo foi *H. derbyi* (Tab. II).

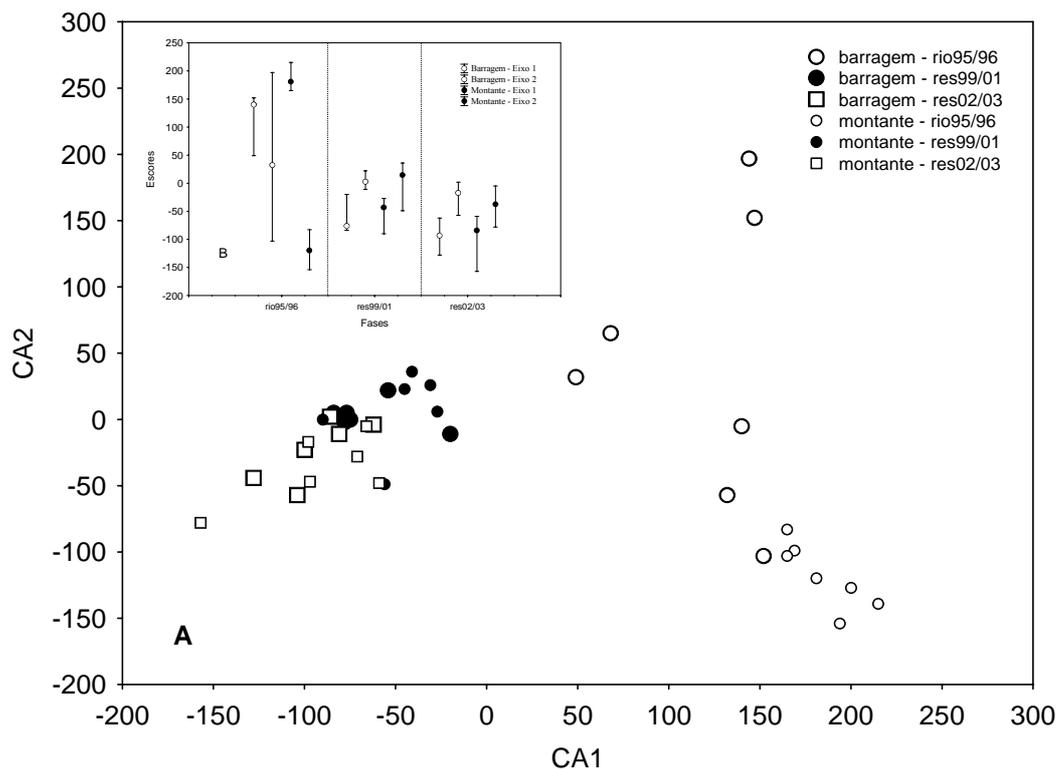


Figura 5. Ordenação dos locais de amostragem ao longo dos eixos 1 e 2 da análise de correspondência (CA) (A), e mediana (com quartis 25% e 75%) dos escores derivados dos eixos 1 e 2 da CA (B). A CA foi aplicada aos dados da captura por unidade de esforço (CPUE) das espécies amostradas com redes de espera, antes, três e sete anos após a formação do reservatório de Jordão.

Estes resultados demonstram que a principal alteração na assembléia de peixes ocorreu entre as fases rio - reservatório. No entanto, apesar do eixo 1 não apresentar

diferenças significativas entre as fases **re99/01** e **re02/03**, percebe - se uma alteração no posicionamento das amostras dessas fases, o que foi evidenciado no eixo 1 da CA (Fig. 5A). Isto indica que a composição e estrutura da assembléia de peixes são heterogenias em relação aos períodos estudados. Porém, o algoritmo da CA não permite evidenciar quais as espécies responsáveis pela pequena diferença entre estes períodos (Tab. II).

Tabela II. Coeficientes de correlação de Pearson (R) e Kendall (τ) entre as capturas por unidade de esforço (CPUEs) e os escores dos eixos 1 e 2 derivados da análise de correspondência (CA). Em negrito, maiores correlações em módulo.

Espécies	Eixo 1		Eixo 2	
	R	τ	R	τ
<i>Geophagus brasiliensis</i>	0,701	0,425	-0,411	-0,395
<i>Rhamdia branneri</i>	0,684	0,488	-0,176	-0,133
<i>Hypostomus derbyi</i>	0,677	0,521	-0,534	-0,224
<i>Hoplias aff. malabaricus</i>	0,594	0,452	-0,499	-0,257
<i>Crenicichla iguassuensis</i>	0,447	0,416	0,581	0,021
<i>Rhamdia voulezi</i>	0,389	0,295	-0,347	-0,271
<i>Astyanax sp. H</i>	0,353	0,461	0,644	0,012
<i>Gymnotus cf. carapo</i>	0,351	0,215	-0,332	-0,222
<i>Ictalurus punctatus</i>	0,347	0,266	-0,258	-0,215
<i>Imparfinis sp.</i>	0,294	0,229	-0,274	-0,217
<i>Cyprinus carpio</i>	0,222	0,066	0,043	0,034
<i>Ancistrus sp.</i>	0,198	0,130	0,408	0,217
<i>Crenicichla sp.</i>	0,176	0,093	-0,083	-0,118
<i>Astyanax altiparanae</i>	0,045	-0,139	0,214	0,171
<i>Astyanax sp. B</i>	-0,023	0,044	0,724	0,631
<i>Clarias gariepinus</i>	-0,051	0,043	0,066	0,130
<i>Psalidodon gymnodontus</i>	-0,061	-0,258	-0,046	0,154
<i>Apareiodon vittatus</i>	-0,115	-0,098	0,218	0,277
<i>Corydoras ehrhardti</i>	-0,141	-0,155	0,052	0,068
<i>Bryconamericus sp. B</i>	-0,155	-0,192	-0,003	-0,031
<i>Steindachneridion melanodermatum</i>	-0,200	-0,204	-0,025	-0,053
<i>Corydoras paleatus</i>	-0,233	-0,271	-0,009	0,062
<i>Pimelodus ortmanni</i>	-0,300	-0,395	-0,161	-0,234
<i>Bryconamericus ikaa</i>	-0,315	-0,386	-0,015	-0,051
<i>Astyanax sp. F</i>	-0,407	-0,286	0,238	0,295
<i>Hypostomus commersonii</i>	-0,447	-0,542	0,045	0,010
<i>Astyanax sp. C</i>	-0,513	-0,449	0,201	0,289
<i>Pimelodus sp.</i>	-0,569	-0,655	-0,127	-0,075
<i>Psalidodon sp.</i>	-0,577	-0,515	0,140	0,227
<i>Glanidium ribeiroi</i>	-0,587	-0,483	0,086	0,120
<i>Oligosarcus longirostris</i>	-0,784	-0,547	0,212	0,265

Valor indicador (INVAL)

Nas Tabelas III e IV são apresentados os valores indicadores das espécies (INVAL) que obtiveram probabilidade de erro tipo I inferior a 5% ($p < 0,05$), através do método de alocação aleatória do teste de Monte Carlo. Neste método é assumida a

hipótese nula que um maior valor do INVAL para dada espécie *i*, dentre os dois ambientes *j* possa ser encontrado ao acaso (1000 randomizações) nas diferentes fases de colonização (**rio95/96**, **res99/01** e **res02/03**).

Do total de 31 espécies encontradas nas coletas do reservatório de Jordão, 27 foram capturadas no ambiente barragem e o mesmo número para a montante (Tab. I). Das 27 espécies inventariadas na barragem, somente 10 tiveram seus valores significativos para esse ambiente (Tab. III), sendo que quatro espécies foram típicas da fase **rio95/96**, duas da fase **res99/01**, e cinco espécies indicadoras da fase **res02/03**.

Tabela III – Abundância relativa, ocorrência relativa e valores indicadores (INVAL) das espécies nas três fases estudadas (rio: rio95/96 e reservatório: res99/01 e res02/03) no ambiente barragem. Probabilidade (P) de erro do tipo I obtida pelo método de alocação aleatória do teste de Monte Carlo. Os valores em negrito indicam que a espécie pode ser indicadora da fase considerada (ver códigos das espécies na Tabela I).

Barragem	Abundância relativa			Ocorrência relativa			INVAL			P
	rio95/96	Res99/01	res02/03	rio95/96	res99/01	res02/03	rio95/96	Res99/01	res02/03	
rbranner	89	7	4	100	50	50	89	3	2	0,000
ciguassu	100	0	0	71	0	0	71	0	0	0,005
gbrasil	81	5	14	86	50	83	70	3	11	0,023
hderbyi	55	25	20	100	100	100	55	25	20	0,037
astyaspc	0	73	27	14	100	100	0	73	27	0,005
olongiro	0	52	48	0	100	100	0	52	48	0,049
hcommers	0	25	75	0	67	100	0	16	75	0,008
pimelosp	0	29	71	0	67	100	0	19	71	0,004
portmann	0	12	88	0	17	67	0	2	59	0,034
bikaa	0	0	100	0	0	50	0	0	50	0,047

Para o ambiente montante (também com 27 espécies capturadas) foram identificadas 12 espécies com valores significativos de INVAL (Tab. IV), com seis espécies indicadoras pra a fase **rio95/96**, duas para a fase **res99/01** e quatro para a fase **res02/03**.

Tabela IV – Abundância relativa, ocorrência relativa e Valores indicadores (INVAL) das espécies nas três fases estudadas (rio: rio95/96 e reservatório: res99/01 e res02/03) no ambiente montante. Probabilidade (P) de erro do tipo I, obtida pelo método de alocação aleatória do teste de Monte Carlo. Os valores em negrito indicam que a espécie pode ser indicadora da fase considerada (ver códigos das espécies na Tabela I).

Montante Espécies	Abundância relativa			Ocorrência relativa			INVAL			P
	rio95/96	res99/01	res02/03	rio95/96	res99/01	res02/03	rio95/96	res99/01	res02/03	
astyasph	94	6	0	100	50	0	94	3	0	0,000
gbrasili	92	0	7	100	17	83	92	0	6	0,000
hderbyi	82	11	7	100	100	100	82	11	7	0,000
rbranner	77	16	7	100	67	83	77	10	6	0,001
hmalabar	72	16	12	100	83	50	72	14	6	0,001
ciguassu	94	4	2	71	17	17	67	1	0	0,012
astyaspb	13	72	15	100	100	100	13	72	15	0,002
olongiro	0	51	49	0	100	100	0	51	49	0,051
pimelosp	0	24	76	0	83	100	0	20	76	0,003
portmann	4	1	94	14	17	67	1	0	63	0,027
gribeiro	0	43	57	0	83	100	0	36	57	0,021
hcommers	0	35	65	0	50	83	0	17	55	0,026

A espécie *O. longirostris* (a segunda indicadora na fase **res99/01**), também foi indicadora da fase **res02/03** para os dois ambientes amostrados durante o estudo (Tabs. III e IV), vale ressaltar que esta espécie foi ausente nas capturas na fase **rio95/96** tanto para a barragem, quanto para a montante.

Características das espécies indicadoras

A maioria das espécies indicadoras, para ambos ambientes, é de pequeno e médio porte, sedentárias ou que realizam curtas migrações. Algumas espécies indicadoras do ambiente barragem também o foram para o ambiente montante, sendo elas *C. iguassuensis*, *G. brasiliensis*, *H. derbyi*, *R. branneri*, *P. ortmanni*, *Pimelodus* sp., *O. longirostris* e *H. commersonii*. Somente duas espécies indicadoras foram exclusivas da barragem (*B. ikaa* e *Astyanax* sp. C) e quatro espécies tiveram seus valores indicadores significativos para o ambiente montante (*G. ribeiroi*, *Astyanax* sp. B, *H. aff. malabaricus* e *Astyanax* sp. H) (Tabs. V e VI).

Tabela V – Caracterização das espécies quanto à abundância (+ CPUE < 1; ++ 1 - 10; +++ 10 - 50; ++++ > 50), categoria reprodutiva (onde: 1 = espécies sedentárias de pequeno porte, sem cuidado parental; 2 = sedentárias de médio porte, sem cuidado parental; 3 = sedentária de fecundação interna; 4 = sedentárias com cuidado parental) e alimentar no ambiente barragem. As setas indicam se as espécies tiveram a abundância aumentada (↗), diminuída (↘) ou se mantiveram relativamente constantes após o represamento (→) do rio Jordão (ver códigos das espécies na Tabela I). Espécies com + e negrito são as indicadoras da respectiva fase (baseado em UEM. Nupélia/Copel 2002).

Barragem	Abundância			Categoria		Destino
	rio95/96	res99/01	res02/03	reprodutiva	alimentar	
rbranner	++	+	+	2	carcinófoga+piscívora	↘
ciguassu	++			4	bentívora	↘
gbrasili	++	+	+	4	bentívora	↘
hderbyi	+++	++	++	4	detritívora	↘
astyaspc	+	++++	++++	1	onívora	↘
olongiro		+++	+++	2	piscívora	↘
Hcommers		++	++	4	detritívora	↗
pimelosp		++	+++	2	onívora	↗
portmann		+	++	2	bentívora	↗
bikaa			+++	1	bentívora	↗

Das quatro espécies indicadoras da fase **rio95/96**, para a barragem, três são sedentárias com cuidado parental (*C. iguassuensis*, *G. brasiliensis* e *H. derbyi*) e uma de médio porte sem cuidado parental (*R. branneri*) pertencentes a três categorias tróficas (bentívora, detritívora e carcinófoga+piscívora). Para a fase **res99/01** uma espécie onívora (*Astyanax* sp. C) e uma outra piscívora (*O. longirostris*) foram as indicadoras, sendo, ambas sedentárias ou realizam curta migração e não tem cuidado parental. As espécies indicadoras dessas duas fases tiveram suas abundâncias diminuídas desde a formação do reservatório.

Duas espécies bentívoras (*B. ikaa* e *P. ortmanni*) e uma onívora (*Pimelodus* sp.) sedentárias e sem cuidado com a prole, e outra detritívora (*H. commersonii*) com cuidado parental, mostraram aumento da abundância em **res02/03**, sendo as indicadoras dessa fase (Tab. V).

Para a fase **rio95/96** no ambiente montante as espécies indicadoras foram *Astyanax* sp. H (sedentária de pequeno porte, sem cuidado parental e com dieta onívora), *G. brasiliensis*, *C. iguassuensis*, *H. derbyi* e *H. aff. malabaricus* (sedentárias com cuidado parental) e *R. branneri* (sedentária de médio porte sem cuidado com a prole), essas últimas com dietas variadas (Tab. VI) tiveram suas capturas reduzidas ou mantiveram constantes nas outras fases. Uma espécie que mostrou uma captura considerável nas três fases de estudo foi *Astyanax* sp B, sedentária de pequeno porte, sem cuidado parental e como sua coogenérica (*Astyanax* sp. H) sua dieta é onívora. Esta

espécie, juntamente com *O. longirostris* (sedentária de médio porte, sem cuidado parental), que é piscívora, foram as indicadoras da fase **res99/01**.

Tabela VI – Caracterização das espécies quanto à abundância (+ CPUE < 1; ++ 1 - 10; +++ 10 - 50; ++++ > 50), categoria reprodutiva (onde: 1 = espécies sedentárias de pequeno porte, sem cuidado parental; 2 = sedentárias de médio porte, sem cuidado parental; 3 = sedentária de fecundação interna; 4 = sedentárias com cuidado parental) e alimentar no ambiente montante. As setas indicam se as espécies tiveram a abundância aumentada (↗), diminuída (↘) ou se mantiveram relativamente constantes após o represamento (→) do rio Jordão (ver códigos das espécies na Tabela I). Espécies com + e negrito são as indicadoras da respectiva fase (baseado em UEM. Nupélia/Copel 2002).

Montante	Abundância			Categoria		
	rio95/96	res99/01	res02/03	reprodutiva	Alimentar	Destino
astyasp	++	+		1	Onívora	↘
gbrasili	+++	+	++	4	Bentívora	→
hderbyi	++++	+++	++	4	Detritívora	↘
rbranner	++	++	+	2	carcinófoga+piscívora	↘
hmalabar	++	++	++	4	piscívora	→
ciguassu	++	+	+	4	bentívora	↘
astyaspb	+++	++++	+++	1	onívora	↘
olongiro		++	++	2	piscívora	→
pimelosp		++	+++	2	onívora	↗
portmann	+	+	++	2	bentívora	↗
gribeiro		++	++	3	insetívora	↗
hcommers		+	++	4	detritívora	↗

Já para **res02/03**, as espécies indicadoras foram aquelas que apresentaram um incremento na abundância nessa fase, como *Pimelodus* sp., *P. ortmanni* (sedentárias de médio porte, sem cuidado parental), uma onívora e outra bentívora. *Glanidium ribeiroi* é a única do grupo que apresenta fecundação interna e a dieta insetívora, enquanto que *H. commersonii* tem uma dieta mais especializada (detritívoro) e é sedentária de médio porte, com cuidado parental.

Discussão

A fauna de peixes do rio Jordão é dominada por espécies de pequeno e médio porte, sedentárias ou que realizam curtas migrações, com fecundação externa. Mesmo com um número de espécies considerado baixo em relação aos outros reservatórios da bacia do rio Paraná (Agostinho et al., 1999; Luiz et al., 2005), a bacia do rio Iguaçu (na qual o rio Jordão está inserido) possui elevada proporção de espécies endêmicas e ausência de grandes migradores (Suzuki et al., 2005), este fato corrobora com o encontrado nesse estudo, no qual a proporção de endemismo foi de 68% (21 das 31 espécies registradas).

A colonização de um reservatório, é feita a partir da fauna existente no rio, sendo que as espécies que a compõe apresentam exigências distintas às mudanças na dinâmica da água (Agostinho et al., 1997). Algumas populações prosperam logo após a formação dos reservatórios, enquanto outras podem desaparecer (Penczak et al., 1998; Agostinho et al., 1999). Geralmente, espécies de pequeno porte e/ou capazes de concluir seu ciclo de vida em ambiente lântico terão vantagens com a formação do novo ambiente (Alves et al., 1998; Agostinho et al., 1999). Assim, os organismos que serão bem sucedidos na ocupação de um reservatório devem apresentar adaptações que favoreçam a colonização, e estas são, geralmente, diferentes daquelas que determinam o sucesso na ocupação do sistema lótico (Kubecka, 1993). Além da ictiofauna presente, também são fatores importantes à localização da barragem em relação à área de distribuição das populações, morfometria da bacia (padrões de circulação, profundidade, área), existência de outros aproveitamentos a montante, desenho da barragem, e procedimentos operacionais da usina (Agostinho et al., 1992).

Além das diferenças na geomorfologia do rio Jordão (diversas cachoeiras), há também reservatórios antigos no trecho superior deste rio e logo acima do reservatório do rio Jordão, fato esses, que podem deixar a ictiofauna desse rio limitada longitudinalmente, sujeita ainda mais as conseqüências dos impactos desses empreendimentos (Baxter, 1977; Agostinho et al., 2004). Considerando as populações presentes nesse espaço restrito como elementos básicos da associação (estratégias de vida) em diferentes seqüências temporais de colonização, podem ocorrer diferentes

trajetórias na montagem da assembléia (Diamond, 1975; Drake et al., 1994) de peixes nesse novo ecossistema.

Essas trajetórias podem ser moldadas por vários fatores adaptativos no tempo e espaço, ou seja, algumas trajetórias de colonização são restritas e raras com pouca probabilidade de ocorrer em ambientes perturbados, enquanto outras podem ser comuns e ter sucesso no processo de colonização (Drake et al., 1994). Esses processos, como muitos outros fenômenos da assembléia de peixes dependem da estabilização biótica em escalas espaciais e temporais (Matthews, 1998; Gido et al., 2000). A estabilidade ou persistência da fauna de peixes (Pimm, 1991) tem um substancial histórico em debate (Matthews, 1998; Gido et al., 2000). Por isso, reservatórios recentes são ambientes propícios para a avaliação da estabilidade espaço-temporal, dinâmica de recursos utilizados pelas espécies e interação destes (Winemiller e Rose, 1992; Gido e Matthews 2000).

Em vista disso, a avaliação da estabilidade nas fases de colonização do reservatório do rio Jordão, com relação aos atributos da assembléia, evidenciou que após sete anos de formação, a fauna de peixes continua mudando, com o incremento de novas espécies na comunidade. Porém, não houve alterações relevantes nas principais espécies dominantes ao longo do tempo (*Astyanax* spp.), possivelmente devido a maior persistência das espécies que habitam pequenos corpos d'água, onde estão expostos a relevantes alterações ambientais (Moyle e Cech. Jr., 1988; Mathews, 1998). Todavia, as alterações na dominância deverão acontecer, a medida que o reservatório fique mais velho (Kimmel & Groeger, 1986; Agostinho et al., 1999).

Cabe ressaltar que o trecho represado do rio Jordão era compartimentalizado por cachoeiras, sendo a barragem construída à montante de uma que possivelmente mantinha a sua fauna de peixes isolada do rio Iguazu. A construção da barragem do rio Jordão resultou, não somente na formação do reservatório de Jordão, que afogou cachoeiras (como a de Vaca Branca), mas também possibilitou a comunicação da assembléia de peixes desse reservatório com o de Segredo, localizado no rio Iguazu, através de um túnel construído para desviar suas águas. Este túnel deve estar funcionando como fonte de espécies e indivíduos. Assim, no reservatório de Jordão, foram registradas espécies de peixes não capturadas na fase rio e comuns ao reservatório de Segredo. Entre elas *Glanidiun ribeiroi*, *Hypostomus commersoni*, *Oligosarcus longirostris* e *Pimelodus* sp. As duas últimas espécies se tornaram

freqüentes no reservatório de Jordão, provavelmente devido a elevada disponibilidade alimentar.

Além das duas anteriormente citadas (*Oligosarcus longirostris* e *Pimelodus* sp.), entre as espécies que proliferaram após a formação do reservatório de Jordão estão os lambaris *Astyanax* sp B e *Astyanax* sp C. Estas espécies produzem ovos pequenos e apresentam desova parcelada e pertencem ao grupo de espécies sedentárias ou migradores de curta distância, com fecundação externa e sem cuidado parental e também foram bem sucedidas em grandes reservatórios do rio Iguaçu (Suzuki & Agostinho, 1997;) bem como em outros reservatórios da bacia do rio Paraná (Agostinho et al., 1999; Bailly et al., 2005; Bailly et al., in prep.). Apresentando elevadas abundâncias após a formação de reservatórios, aparentemente, aproveitando de maneira eficiente o “trophic upsurge” (Kimmel e Groeger, 1986).

Porém, as espécies com cuidado parental foram as que tiveram as maiores reduções nas capturas depois da formação do reservatório, como evidenciado pelo INVAL. A maioria delas reproduz em ambientes represados. Em geral, estas espécies produzem ovos maiores e mais densos do que os que não cuidam (Vazzoler, 1996). Estes se desenvolvem aderidos a algum substrato ou em ninhos e demandam maior tempo para a eclosão do que ovos pequenos (Suzuki, 1999). Nos ambientes represados, estes ovos geralmente são postos em locais mais rasos, estruturados e com águas transparentes, que correspondem à região litorânea.

Desta forma, nos reservatórios em que ocorrem variações acentuadas no nível d'água, em curtos intervalos de tempo, a reprodução de espécies com cuidado parental é prejudicada (Agostinho et al., 1999). As quedas verificadas, para o reservatório de Jordão, nas médias do comprimento padrão parecer ser resultado da diminuição nas capturas das espécies que apresentam cuidado parental (geralmente os maiores elementos da fauna do rio Jordão), aliado ao intenso recrutamento daquelas oportunistas (*Astyanax* spp). Vale ressaltar que, algumas espécies com cuidado parental também se mantêm com abundâncias pouco alteradas (*G. brasiliensis* e *H. aff. malabaricus*), especialmente no ambiente montante, depois de sete anos da formação do reservatório.

As variações verificadas nas abundâncias das espécies refletiram, mais acentuadamente, nas diferenças entre as fases rio e as do represamento. As duas fases após a formação do reservatório apresentaram estrutura e composição pouco diferenciada. Porém, o algoritmo da análise de correspondência (CA), não permite identificar quais as espécies que influenciaram este resultado. Por outro lado, o valor

indicador (INVAL; Dufrene e Legendre, 1997), foi mais eficiente, identificando a principais espécies que caracterizaram as respectivas fases, que tiveram os seus aspectos biológicos avaliados com mais detalhe.

Grande parcela da ictiofauna do rio/reservatório de Jordão enquadra-se no conceito de generalistas tróficos (sensu Gerking, 1994) por se adaptarem rapidamente a outros tipos de alimento (Fugi et al., 2005), ou oportunistas (Agostinho, 1992) por tirarem vantagem de um recurso temporalmente abundante, como no caso da vegetação inundada (fonte alóctone). Esse fato, entretanto, não se constitui em padrão para os reservatórios e está mais diretamente relacionado aos tipos de espécies presentes. Na represa de Tucuruí, Mérona et al., (2001) registraram, para a ictiofauna local, cinco grupos de comedores especialistas e apenas três de comedores generalistas.

Para este estudo, dentre as espécies características de cada fase (indicadoras), além das generalistas estão as espécies que mantiveram suas dietas, no novo ambiente. São os casos de algumas que ocupam níveis tróficos inferiores nas teias alimentares, como a detritívora típica *H. derbyi* e os predadores de topo (piscívoras), como *H. aff. malabaricus* e *O. longirostris*, por serem as de hábito mais especializado e terem suas fontes de alimento em abundância. Esse padrão foi igualmente constatado por Vono (2002) nos reservatórios de Miranda e Nova Ponte, após o represamento do rio Araguari, MG. As demais espécies sofreram variações de ordem temporal, alterando suas estratégias alimentares (FUEM-Copel, 2002).

Assim, em grandes represamentos, devido à rápida transformação na dinâmica da água, é esperada uma alteração na proporção entre os recursos alimentares que afeta as interações bióticas e leva os peixes a respostas distintas frente às novas condições (Hahn et al., 1997). O suprimento alimentar é um fator determinante na estabilização e sucesso dos peixes em rios represados (Petts, 1984). No processo de colonização de novos ambientes represados, a fonte alóctone de alimento parece ser, juntamente com o estresse ambiental, fator de primeira ordem na estruturação das comunidades de peixes, sendo decisivos, numa segunda seleção, o potencial reprodutivo, a longevidade, o tamanho da primeira maturação e as interações interespecíficas vigentes nos primeiros anos de formação de um reservatório (Hahn et al., 1997). Portanto, com o envelhecimento desses empreendimentos a fauna residente tende a ficar mais simples, com indivíduos menores e com estratégias de vida mais flexíveis às modificações ambientais (Agostinho et al., 1999).

Alguns padrões registrados na literatura, sobre a colonização de grandes reservatórios, também o foram para o reservatório de Jordão, três a sete anos após sua formação. Apesar de ser considerado um reservatório pequeno, construído em um rio de baixa ordem e possuir, aparentemente, uma ictiofauna sem espécies migradoras teve uma drástica transformação (principalmente na estrutura e composição das assembleias) logo após o seu fechamento (ver capítulo I). Por outro lado, esta avaliação mostrou que a assembleia de peixes deste reservatório ainda não está estável, como evidenciado pelas variações nos atributos, comprimento médio, composição e estrutura das assembleias, bem como nas espécies indicadoras. Todavia, alguns padrões não foram encontrados, como por exemplo, a dominância não se alterou de forma relevante e a riqueza de espécies, aumentou, devido a existência do túnel que conecta o reservatório de Jordão ao de Segredo, no rio Iguaçu, com maior riqueza de espécies (ver detalhes em Agostinho e Gomes, 1997), ou seja, ocorreu introdução de espécies, que é impacto adicional grave.

Em vista disso, a ictiofauna do reservatório parece estar ainda caminhando para uma futura estabilidade. Ou seja, novas trajetórias de colonização devem surgir para garantir a permanência das espécies no novo ecossistema, pois a principal variação na ictiofauna de reservatórios é resultado da persistência das espécies nativas dos rios que o formam, que é levada para aquelas que habitam os de pequena ordem (Moyle e Cech, 1988). Então, para o reservatório de Jordão, o processo de colonização deverá ser longo, devido a conexão deste com o reservatório de Segredo, que funciona como fonte de indivíduos e espécies. Isto demonstra a necessidade de pesquisas de longo prazo devido, também, à possibilidade de eventos climáticos e outras fontes de variações, que podem alterar e mascarar os efeitos antropogênicos e confundir, sobremaneira, a interpretação dos resultados. Principalmente em se tratando de uma fauna de peixes com cerca de 70% de espécies endêmicas.

Referências

- Abelha, M. C. F., E. Goulart & D. Peretti. 2005. Estrutura trófica e variação sazonal do espectro alimentar da assembléia de peixes do reservatório de capivari, Paraná Brasil. In: Rodrigues, L.; S. M. Thomaz, A. A. Agostinho & L.C. Gomes (eds.) Biocenoses em Reservatórios: padrões espaciais e temporais. Editora Rima, São Carlos, Cap. 19, pp.197-209.
- Agostinho, A. A. & L. C. Gomes. 1997. Reservatório de Segredo: bases ecológicas para manejo. Maringá, PR.: EDUEM, 1997. 387p.
- Agostinho, A. A., C. M. L. Ferretti, L. C. Gomes, N. S. Hahn, H. I. Suzuki, R. Fugi & F. Abujanra. 1997b. Ictiofauna de dois reservatórios do rio Iguaçu em diferentes fases de colonização: Segredo e Foz do Areia. In: AGOSTINHO, A.A.; GOMES, L.C. (Ed.). Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo. Maringá: EDUEM, 1997. cap.15, p.275-292.
- Agostinho, A. A., H. F. Júlio Jr. & J. R. Borguetti. 1992. Considerações sobre os impactos dos represamentos na ictiofauna e medidas para sua atenuação. Um estudo de caso: reservatório de Itaipu. Revista UNIMAR, Maringá, v.14, Suplemento, p.89-107.
- Agostinho, A. A., L. E. Miranda, L. M. Bini, L. C. Gomes, S. M. Thomaz & H. I. Suzuki. 1999a. Patterns of colonization in Neotropical reservoirs, and prognoses on aging. Pp. 227-265. In: Tundisi, J.G & M. Straškraba (Eds.) Theoretical reservoir ecology and its applications. São Carlos, International Institute of Ecology, 585p.
- Agostinho, A. A., L. M. Bini & L. C. Gomes. 1997a. Ecologia de comunidades de peixes da área de influência do reservatório de Segredo. Pp. 97-111. In: Agostinho, A.A. & L.C. Gomes (Eds.). Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo. Maringá, EDUEM, 387p.
- Agostinho, A.A. 1992. Manejo de recursos pesqueiros em reservatórios. In: Agostinho, A.A.; Benedito-Cecílio, E. (Ed.). Situação atual e perspectivas da Ictiologia no Brasil. Maringá : EDUEM, 1992. p.106-121.
- Agostinho, A.A., L.C. Gomes, H.I. Suzuki & H.F. Júlio Jr. 2003. Migratory fish from the upper Parana river basin, Brazil. Pp: 19-99. In: Carolsfeld, J. B. Harvey, C.Ross, A. Baer (Eds.) Migratory Fishes of South America: Biology, social Importance and Conservation Status. World Fisheries Trust, the World Bank and the International Development Research Centre, Victoria. 372 p.
- Alves, C. B. M., A. L. Godinho, H. P. & V. C. Torquato. 1998. A ictiofauna da represa de Itutinga, Rio Grande (Minas Gerais – Brasil). Rev. Bras. Biol., v.58, n. 1, p. 121-129.
- Bailly, D. A. A. Agostinho & H. I. Suzuki. In prep. Estratégias reprodutivas de espécies do gênero *Astyanax* e sua relação com a colonização de um reservatório da bacia do alto rio Paraná, Brasil. Exame de Qualificação Geral/UEM-PEA.
- Bailly, D., A. A. Agostinho, H. I. Suzuki & E. A. Luiz. 2005 Características reprodutivas de espécies de *Astyanax* e sucesso na colonização de reservatórios do rio Iguaçu-PR. In: Rodrigues, L.; S. M. Thomaz, A. A. Agostinho & L.C. Gomes

- (eds.) Biocenoses em Reservatórios: padrões espaciais e temporais. Editora Rima, São Carlos, Cap. 19, pp.243-252
- Baxter, R.M., 1977. Environmental effects of dams and impoundments. *Annual Review in Ecology and Systematics*, 8: 255-283.
- Bazzoli, N., E. Rizzo, H. Chiarini-Garcia & R. M. A. 1991. Ferreira. Ichthyofauna of the Paraníba river in the area to be flooded by the Bocaina reservoir, Minas Gerais, Brazil. *Ciência e Cultura*. 451-453.
- Britski, H. A., K.S. Silimon & B.S. Lopes. 1999. Peixes do Pantanal: manual de identificação. Brasília : Embrapa. 184 p.
- COPEL, 1992a. Derivação do rio Jordão. Relatório de Impacto Ambiental - RIMA. Curitiba. 61p.
- COPEL, 1992b. Derivação do rio Jordão. Estudo de Impacto Ambiental - EIA. Curitiba. Volumes I e II. 399p. e 145p..
- Diamond, J.M. 1975. Assembly of species communities. In: Cody, M.L. e Diamond, J.M. Eds. *Ecology and evolution of communities*. Belknap, Harvard. p. 342-444.
- DNAEE, 1982. Divisão de controle de recursos hídricos – codificação dos cursos d'água brasileiros: Bacia do rio Paraná. Brasília. 42p.
- Drake, J. A., T. E. Flum, & G. R. Huxel. 1994. On defining assembly space: a reply to Grover and Lawton. *J. Anim. Ecol.* 63, 488-489.
- Dufrene, M. & P. Legendre. 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*, Washington, Dc. V. 67, no. 3, p. 345-366.
- Eschmeyer, W. N. 1990. Catalog of the genera of recent fishes. San Francisco: California Academy of Sciences. 697 p.
- Fugi, R., N. S. Hahn, V. E. Loureiro-Crippa & G. C. Novakowski. 2005. Estrutura trófica da ictiofauna em reservatórios. In: Rodrigues, L.; S. M. Thomaz, A. A. Agostinho & L.C. Gomes (eds.) Biocenoses em Reservatórios: padrões espaciais e temporais. Editora Rima, São Carlos, Cap. 19, pp.185-195.
- Garavello, J. C., C. S. Pavanelli & H. I. Suzuki. 1997. Caracterização da ictiofauna do rio Iguaçu. In: Agostinho, A. A. & L. C. Gomes, (Eds). Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo. Maringá : EDUEM. cap. 4, p. 61-84.
- Gauch Jr., H. G. 1986. Multivariate analysis in community ecology. Cambridge: Cambridge University Press, 1982 (reprinted 1986) 298p. (Cambridge studies in ecology; 1).
- Gerking, S.D. 1994. Feeding ecology of fish. London : Academic Press, 1994. 416p.
- Gido, K. B. & W. J. Matthews. 2000. Dynamics of the offshore fish assemblage in a Southwestern reservoir (lake Texoma, Oklahoma, Texas). *Copeia*, Lawrence, n.4, p.917-930.
- Gido, K.B., W.J. Matthews, and W.C. Wolfenbarger. 2000. Long-term changes in a fish assemblage of an artificial reservoir: stability in an unpredictable environment. *Ecological Applications* 10:1517-1529.

- Hahn, N.S.; Agostinho, A.A.; Gomes, L.C.; Bini, L.M. 1998. Estrutura trófica da ictiofauna do reservatório de Itaipu (Paraná-Brasil) nos primeiros anos de sua formação. *Interciência*, Caracas, v.23, n.5, p.299-305, setp.-oct. 1998.
- Hahn, N.S.; R. Fugi, V.L.L. de Almeida, M.R. Russo, V.E. Loureiro. 1997. Dieta e atividade alimentar de peixes do reservatório de Segredo. In: Agostinho, A.A., L.C. Gomes (Ed.). *Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo*. Maringá : EDUEM, 1997. p.141-162.
- Kimmel, B. L. & Groeger, A. W. 1986. Limnological and ecological changes associated with reservoir aging. Pp. 103-109. In: Hall, G. E. & M. J. Van Den Avyle (Eds). *Reservoir Fisheries Management: Strategies for the 80's*, American Fisheries Society, Bethesda, Maryland.
- Kubečka, J. 1993. Succession of fish communities in reservoirs of Central and Eastern Europe, Pp. 153-168. In: Straškraba, M., J. G. Tundisi & A. Duncan (Eds). *Reservoir Comparative Limnology and Water Quality Management*, Kluwer Academic, Dordrecht, The Netherlands.
- Lowe-McConnell, R. H. 1999. Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais. Tradução: Anna Emília A. de M. Vazzoler, Angelo Antônio Agostinho, Patrícia T.M. Cunningham. São Paulo: EDUSP, 1999. (Coleção Base). 536p. Título original em inglês: *Ecological studies in tropical fish communities*.
- Luiz, E.A., A.C. Petry, C.S. Pavanelli, H.F. Júlio, Jr., J.D. Latini & V.M. Domingues. 2005. As assembleias de peixes de reservatórios hidrelétricos do estado do Paraná e bacias limítrofes. Pp. 169-184. In: Rodrigues, L., S.M. Thomaz, A.A. Agostinho & L.C. Gomes (Eds.) *Biocenose em reservatórios: padrões espaciais e temporais*. São Carlos, Rima Editora, 321p.
- Magurran, A. E. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. London : Croom Helm. 179 p.
- Matthews, W.J. 1998. *Patterns in freshwater fish ecology*. New York, Chapman & Hall, 756 p.
- McCune, B., & M. J. Mefford, 1997. *PC-ORD: multivariate analysis of ecological data*. Version 3.0. Oregon: MjM Software Design.
- Merona, B. de (1986/87) Aspectos Ecológicos da Ictiofauna do Baixo Tocantins. *Acta Amazonica*, 16/17: 109 - 124.
- Mérona, B., Santos, G, M., Almeida, R.G. 2001. Short term of Tucuruí Dam (Amazonia, Brasil) on the trophic organization on fish communities. *Environ. Biol. of Fishes*, 60: 375-392, 2001.
- Moyle, P. B. & J. J. Cech Jr. 1988. *Fishes: an introduction to ichthyology*. 2nd ed. Englewood Cliffs, : Prentice Hall. 559p.
- Neves, R.J. & P.L. Angermeier. 1990. Habitat alteration and its effects on native fishes in the upper Tennessee River system, east-central U.S.A. *Journal of Fish Biology* 37: 45-52.
- Okada, E. K., A. A Agostinho & L. C. Gomes. 2005. Spatial and temporal gradients in artisanal fisheries of a large Neotropical reservoir, the Itaipu, Brazil. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 62: 714 – 724.

- Penczak, T., L. Glowacki, W. Galicka & H. Koszalinski. 1998. A long-term study (1985-1995) of fish populations in the impounded Warta River, Poland. *Hydrobiologia* 368: 157-173.
- Pettrere Jr., M., Agostinho, A.A., Okada, E.K. and Julio Jr., H.F., 2002. Review of the fisheries in the Brazilian portion of the Paraná/Pantanal basin. In: I.G. Cowx (Editor), *Management and ecology of lake and reservoir fisheries*. Fishing News Books, Blackwell Science, Oxford, pp. 123-143.
- Petts, G. E. 1984. *Impounded rivers: perspectives for ecological management*. Chichester : John Willey & Sons, 1984. 326p.
- Pimm, S. L. 1991. *The balance of nature? : Ecological Issues in the Conservation of species and communities*. The University of Chicago Press. Chicago 434p.
- Sampaio, F. A. A. 1988. *Estudos taxonômicos preliminares dos Characiformes (Teleostei, Ostariophysi) da bacia do rio Iguaçu, com comentários sobre endemismo dessa fauna*. São Carlos: UFSCar. 175p. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) - Universidade Federal de São Carlos.
- Santos, G. M. 1995. Impactos da hidrelétrica Samuel sobre as comunidades de peixes do rio Jamari (Rondonia , Brasil). *Acta Amazonica*, v. 25, n. 3/4, p. 247-280, 1995.
- StatSoft, Inc. (2005). *STATISTICA (data analysis software system)*, version 7.1. www.statsoft.com.
- Suzuki, H. I., & A. A. Agostinho. 1997. Reprodução de peixes do reservatório de Segredo. In: Agostinho, A. A. & L. C. Gomes (Eds.). *Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo*. Maringá : EDUEM, 1997. p. 163-181.
- Suzuki, H. I., C. K. Bulla, A. A. Agostinho & L. C. Gomes. 2005. Estratégias reprodutivas de assembleias de peixes em reservatórios. In: Rodrigues, L.; S. M. Thomaz, A. A. Agostinho & L.C. Gomes (eds.) *Biocenoses em Reservatórios: padrões espaciais e temporais*. Editora Rima, São Carlos, Cap. 19, pp.223-242.
- Suzuki, H. I., Pavanelli, C. S., Fugi, R., Bini, L. M., Agostinho, A. A. 1997. Ictiofauna de quatro tributários do reservatório de Segredo. In: Agostinho, A. A., Gomes, L. C. (eds.). *Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo*. Maringá: Eduem, 1997, p. 259-273.
- Suzuki, H.I. 1999. *Estratégias reprodutivas de peixes relacionadas ao sucesso na colonização em dois reservatórios do rio Iguaçu, PR, Brasil*. 98 f. São Paulo. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) – Universidade Federal de São Carlos.
- Universidade Estadual de Maringá. Nupélia/Copel. 2002a. *Estudos Ictiofaunísticos da bacia do rio Jordão - Relatório final 2002*. Maringá, 2002. 153 p., il. Apoio Copel.
- Vazzoler, A. E. A. de M. 1996. *Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática*. Maringá: EDUEM; São Paulo: SBI, 169 p.
- Winemiller, K. O. & K. A. Rose. 1992. Patterns of life-history diversification in North American fishes: implications for population regulation. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, v. 49, p. 2196-2218.
- Winemiller, K. O. 1989. Patterns of variation in life history among South American fishes in seasonal environments. *Oecologia*, 81:225-241.

Winemiller, K.O., 1996. Dynamic diversity in fish assemblages of tropical rivers. In: M.L. Cody and J.A. Smallwood (Editors), Long-term studies of vertebrate communities. Academic Press, San Diego, pp. 99-134.