

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA DE
AMBIENTES AQUÁTICOS CONTINENTAIS

FABIANE ABUJANRA

Influências do controle de nível e transparência da água impostos pela formação
do reservatório de Porto Primavera sobre peixes de diferentes categorias tróficas
do alto rio Paraná

MARINGÁ

2007

FABIANE ABUJANRA

Influências do controle de nível e transparência da água impostos pela formação do reservatório de Porto Primavera sobre peixes de diferentes categorias tróficas do alto rio Paraná

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais do Departamento de Biologia, Centro de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Maringá, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Ciências Ambientais

Área de concentração: Ciências Ambientais.

Orientador: Prof. Dr. Angelo Antonio Agostinho

MARINGÁ

2007

"Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)"
(Biblioteca Setorial - UEM. Nupélia, Maringá, PR, Brasil)

- A165i Abujanra, Fabiane, 1973-
Influências do controle de nível e transparência da água impostos pela formação do reservatório de Porto Primavera sobre peixes de diferentes categorias tróficas do alto rio Paraná / Fabiane Abujanra. -- Maringá, 2007.
47 f. : il.
- Tese (doutorado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais)--Universidade Estadual de Maringá, Dep. de Biologia, 2007.
Orientador: Prof. Dr. Angelo Antonio Agostinho.
1. Peixes de água doce - Estrutura trófica - Reservatórios - Planície de inundação - Alto rio Paraná. I. Universidade Estadual de Maringá. Departamento de Biologia. Programa de Pós-Graduação em "Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais".

CDD 22. ed. -597.17631609816
NBR/CIP - 12899 AACR/2

FOLHA DE APROVAÇÃO

FABIANE ABUJANRA

Influências do controle de nível e transparência da água impostos pela formação do reservatório de Porto Primavera sobre peixes de diferentes categorias tróficas do alto rio Paraná

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais do Departamento de Biologia, Centro de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Maringá, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Ciências Ambientais pela Comissão Julgadora composta pelos membros:

COMISSÃO JULGADORA

Prof. Dr. Angelo Antonio Agostinho

Nupélia/Universidade Estadual de Maringá (Presidente)

Prof^a Dr^a Elineide Eugênio Marques

Universidade Federal do Tocantins

Prof^a Dr^a Rosemara Fugi

Nupélia/Universidade Estadual de Maringá

Prof^a Dr^a Norma Segatti Hahn

Nupélia/Universidade Estadual de Maringá

Prof. Dr. Luiz Carlos Gomes

Nupélia/Universidade Estadual de Maringá

Aprovada em: 29 de março de 2007

Local de defesa: Anfiteatro do Nupélia, Bloco G-90, *campus* da Universidade Estadual de Maringá.

Dedicatória

Aos meus pais (Sérgio e Tamar)
pelo constante incentivo durante toda a minha vida.
Com o amor deles tudo se torna mais fácil.

Agradecimentos

Ao Prof. Dr. Angelo Antonio Agostinho por todo o tempo de orientação, pela enorme paciência, amizade e exemplo de dedicação.

Ao Prof. Dr. Luiz Carlos Gomes pela leitura, sugestões e tradução do abstract.

A todos os professores do Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais.

Ao Nupélia, em especial ao Programa PELD e a Itaipu Binacional pelo apoio para o desenvolvimento desse trabalho, bem como a CAPES pela concessão da bolsa de estudo.

Ao PEA pelo enorme apoio sempre que necessário, principalmente as meninas da secretária.

À Rosi pela ajuda e auxílio nos materiais bibliográficos.

À Salete, Márcia e João pela ajuda nas pesquisas bibliográficas.

Ao Jaime pela atenção e confecção do mapa.

Ao Fernando Pelicice, pelas sugestões e revisão do abstract.

Ao João Dirço e a Maria do Carmo (Dú), pelo auxílio na obtenção dos dados de transparência.

À Camila pela ajuda na revisão bibliográfica.

À Anna C. Faria e a Dayani pelo incentivo constante.

À Mariazinha e ao Bruno por toda ajuda prestada.

À Claudinha e Horácio pela grande amizade e incentivo.

Aos amigos, colegas da pós-graduação e funcionários do Nupélia, pela amizade, auxílio e companheirismo em todos esses anos de convivência.

Aos meus pais, Sérgio e Tamar, pelos conselhos, apoio e amor.

Aos meus irmãos Kiki, Serginho e Zicão, minha cunhada Aldrey e meu sobrinho Lucas, e a toda minha família, pelo amor incondicional.

À Karla pela amizade, confiança, apoio e por suas infinitas ajudas.

Às meus grandes amigos, Kiki, Cacá, Pati, Lê loira, Lê Garbim, Tica e Dú, por todo o apoio.

Às demais pessoas, que direta e indiretamente, contribuíram para a execução deste trabalho.

Influências do controle de nível e transparência da água impostos pela formação do reservatório de Porto Primavera sobre peixes de diferentes categorias tróficas do alto rio Paraná

RESUMO

Na bacia do rio Paraná, a exemplo do que vem ocorrendo em muitas outras em todo o mundo, os sistemas “rio-planície de inundação” têm sido alterados de forma relevante pela regulação da vazão imposta por represamentos a montante, afetando a intensidade, a duração e a época de cheias, e, em consequência, a disponibilidade de alimento. Entre outros impactos que os reservatórios promovem a jusante destacam-se aqueles ligados a retenção do material em suspensão, elevando sua capacidade erosiva e aumentando a transparência da água, sendo esse efeito amplificado em rios que apresentam reservatórios em cascata. Em função destas alterações, esta tese visa avaliar os efeitos dos reservatórios construídos a montante da planície de inundação do alto rio Paraná, em face da importância da integridade das áreas da planície alagável na manutenção de diversidade biológica. Portanto, no capítulo I procurou-se verificar se as variações inter-anuais nos atributos das cheias (duração, época, intensidade e variabilidade) afetam a condição nutricional de peixes, conforme a categoria trófica. Esse capítulo se baseou no fato dos pulsos de cheias alterarem a composição, quantidade e qualidade dos recursos alimentares disponíveis aos peixes e que a água efluente de barragens tem suas características alteradas em relação aos processos de transporte e sedimentação. No capítulo II, procurou-se avaliar a variação temporal na transparência da água em ambientes com diferentes graus de influência do reservatório de Porto Primavera, considerando períodos anteriores e posteriores à sua formação, no intuito de relacionar essa variação com a abundância de um predador visual não nativo (*Cichla kelberi*).

Palavras-chave: Peixe. Planície alagável. Rio Paraná. Guilda trófica. Fator de condição. Transparência da água. *Cichla kelberi*.

Influences of the control level and water transparency imposed by the closing of the Porto Primavera Reservoir about the fishes of distinct trophic guilds in the Upper Paraná River

ABSTRACT

In the Paraná River basin, similar to what is happening in many others around the world, the systems “River-floodplain” have been changed so important for regulating the flow imposed by impoundments upstream, affecting the intensity, the duration and timing of flooding and, in consequence, the availability of food. Among other impacts that promote downstream reservoirs, stand out those related to retention of the material in suspension, increasing its erosive capacity and increasing the water transparency, and this effect is amplified in rivers that have reservoir cascade. In light of these changes, this thesis aims to assess the effects of reservoirs built upstream from the floodplain of the Upper Paraná River, in view of the importance of integrity in the areas of flooded plains in the maintenance of biological diversity. So in Chapter I, we tried to ascertain whether the inter-annual variations in the attributes of floods (duration, timing, intensity and variability) affect nutritional status of fish, according to the trophic category. That chapter was based on the fact of the flood pulse of changing the composition, quantity and quality of food resources available to fish and that the effluent water from dams has changed its characteristics in relation to the processes of transportation and sedimentation. In Chapter II, we have evaluated the temporal variation in the water transparency in environments with different degrees of influence in the Porto Primavera Reservoir, considering periods before and after its formation, in order to relate this variation with the abundance of a non-native visual fish-predator (*Cichla kelberi*).

Keywords: Fish. Floodplain. Paraná River. Trophic guilds. Feeding condition. Water transparency. *Cichla kelberi*.

Tese elaborada e formatada conforme as normas da publicação científica:

Capítulo I, *Journal of Fish Biology*. Disponível em:

<http://www.blackwell-synergy.com/jfb>

Capítulo II, *Neotropical Ichthyology*. Disponível em:

<http://www.ufrgs.br/ni/instrucoes.htm>

Sumário

Capítulo I – Efeito do regime de cheias sobre a condição alimentar dos peixes de diferentes categorias tróficas na planície de inundação do alto rio Paraná.

Resumo.....	11
Abstract.....	12
Introdução.....	13
Materiais e Métodos.....	14
Resultados.....	17
Discussão.....	23
Referências.....	27

Capítulo II – Influência do represamento na transparência da água e na proliferação de *Cichla kelberi* um peixe predador visual não nativo.

Resumo.....	33
Abstract.....	34
Introdução.....	35
Materiais e Métodos.....	36
Resultados.....	38
Discussão.....	43
Referências.....	45

Capítulo I

**Efeitos do regime de cheias sobre o estado nutricional dos peixes
pertencentes a diferentes categorias tróficas na planície de
inundação do alto rio Paraná.**

Resumo

O regime de cheias, reconhecido como fator chave na conservação da ictiofauna de planícies alagáveis, pela sua importância na reprodução e desenvolvimento inicial de espécies migradoras, parece exercer um papel oposto no estado nutricional de peixes, visto que promove alterações relevantes na composição dos recursos consumidos por espécies com hábitos alimentares distintos. Nesse estudo buscou-se avaliar a influência de diversos ciclos hidrológicos sobre o estado nutricional de peixes de diferentes categorias tróficas, bem como os impactos de represamentos sobre esse processo. Para isso foram avaliados os atributos das cheias anuais (duração, época, intensidade, variabilidade) e o estado nutricional dos peixes, medido pelos resíduos médios da relação entre o peso e o comprimento de espécies detritívoras, herbívoras, insetívoras, invertívoras, onívoras, piscívoras e planctívoras. Os peixes foram coletados em período anterior (1986-1995) e posterior (2000-2004) ao represamento de Porto Primavera, a montante, em três subsistemas da planície de inundação do alto rio Paraná, ou seja, Ivinheima (sem controle por represamentos), Paraná (com represamentos) e Baía (influenciado pelo rio Paraná). Uma análise de variância (ANOVA bifatorial) revelou variações significantes no estado nutricional médio dos peixes, tanto entre subsistemas e ciclos hidrológicos, como em suas interações. Os resultados evidenciaram que antes do represamento, as variações no estado nutricional dos peixes foram similares entre os subsistemas, divergindo no período subsequente, e que em anos com cheias incipientes ou nulas a condição nutricional foi elevada, especialmente nos subsistemas influenciados pelo represamento a montante. As correlações de Pearson e Spearman revelaram que, pelo menos parte dos atributos das cheias foram adversos para os peixes de diferentes categorias tróficas, exceto a variabilidade anual dos níveis fluviométricos, que facultou as espécies herbívoras o acesso periódico a fontes de alimento externas. As espécies detritívoras foram afetadas negativamente por todos os atributos da cheia. As mesmas correlações realizadas entre o peso relativo do estômago (resíduo médio da relação peso do estômago-peso total) e o estado nutricional demonstraram a ausência de relação entre a quantidade de alimento ingerida e o ganho de peso, exceto para as espécies insetívoras, para as quais a correlação mostrou-se significativamente negativa, sugerindo ser sua fonte de recurso durante as cheias de menor valor nutricional. Postula-se que os anos secos permitem uma melhoria na qualidade nutricional dos recursos alimentares e que os efluentes de barragem promovem a diluição e o arraste desses recursos, sem que se promovam novos aportes, potencializando o efeito das cheias sobre o estado nutricional dos peixes, independente de seus hábitos alimentares.

Palavras-chave: Peixes, fator de condição, pulso de cheias, planície alagável, rio Paraná.

Abstract

The flooding regime is well known has a key factor for the conservation of fish in floodplains, because it favors spawning and development of young migratory species. However, it appears to play an opposite role with the nutritional condition, once it promotes relevant alterations in the resources intaken by the different guilds. In this study, it is evaluated the influence of various hydrological cycles on the condition of the guilds, as well as the impacts prompted by impoundments on this process. To achieve this, attributes of the floods (duration, season, intensity and variability in a given year) and the nutritional condition (measured by the mean residuals of the relation between length and weight) of the species belonging to the different guilds (detritivores, herbivores, insectivores, omnivores, piscivores and planktivores) were evaluated. Fish were sampled in a period before (1986-1994) and after (2000-2004) of the complete filling of Porto Primavera Reservoir, located upstream from the plain. Three subsystems of the floodplain were sampled, the rivers Ivinheima (without dams), Paraná (with several dams) and Baía (influenced by the Paraná). Two-way ANOVA identified significant variations in mean conditions for both, subsystems and hydrological cycles, but the interaction was also significant. Findings reveal that before Porto Primavera, variations in the condition of the guilds were similar among subsystems, not verified afterwards. However, in years with incipient or lack of floods, the nutritional condition was high, especially in the subsystems influenced by Porto Primavera (Paraná and Baía). Pearson and Spearman correlations showed that some attributes of the floods were adverse to the condition of the guilds, except the annual variability of water levels, which facilitate herbivores in accessing allochthonous feeding resources. Detritivores were negatively affected by all flood attributes. Correlation between the relative stomach weight (mean residual of the relation between total and stomach weights) and the nutritional condition demonstrated the poor relation between intaken food quantity and gain in weight, except for insectivores, that presented negative significant correlation. Therefore, for this guild, there are evidences that their sources of food during floods have low nutritional value. It is postulated that dry years lead to improvement in the nutritional quality of feeding resources and that the water released from the upstream dam promotes dilution and removal of these resources, without supplying new loads.

Keywords: Floodplain, flood pulses, trophic guilds, feeding condition, Paraná River.

Introdução

Os sistemas “rio-planície de inundação” de latitudes tropicais apresentam grande heterogeneidade de habitats e elevada biodiversidade (Lowe-McConnell, 1999), sendo estas características intimamente relacionadas ao regime hidrológico, com a alternância entre períodos de cheias e secas, estes pulsos têm sido considerados fatores chaves na integridade biótica destas áreas (Agostinho *et al.*, 2004a), sendo responsáveis pela estruturação e funcionamento das mesmas. Os processos pelos quais o regime de cheias afeta a estrutura e o funcionamento destes ambientes são amplamente discutidos por Junk (1989), Neiff (1990) e Junk & Wantzen (2004).

Na região neotropical, entre os fatores que tornam os pulsos de inundação altamente relevantes à integridade das planícies destacam-se as mudanças nas características limnológicas, o balanço dos processos de produção e respiração, os padrões de ciclagem de nutrientes (Thomaz *et al.*, 2004), a estruturação das comunidades aquáticas (Junk, 1980) e o aumento da disponibilidade de recursos alimentares para os peixes (Junk, 1980; Lowe-McConnell, 1987; Marçal-Simabuku & Peret, 2002). Junk (1980) acrescenta ainda que as mudanças nas condições hidrológicas afetam não apenas a quantidade, mas também a qualidade dos alimentos disponíveis. Desta forma, a disponibilidade de recursos alimentares para a ictiofauna, bem como seu valor nutricional e digestibilidade, estará direta e indiretamente relacionada com a dinâmica fluvial.

Na bacia do rio Paraná, a exemplo do que vem ocorrendo em muitas outras em todo o mundo, esses sistemas têm sido alterados de forma relevante pela regulação da vazão imposta por represamentos a montante, afetando a intensidade, a duração e a época de cheias, e, em consequência, a disponibilidade de alimento (Agostinho *et al.*, 2004a). Em face da importância da integridade das áreas de planície alagável na manutenção da diversidade biológica, grande esforço vem sendo desenvolvido para o entendimento dos mecanismos pelos quais essa regulação afeta os processos ecossistêmicos e, em particular, a conservação da biota.

Alguns trabalhos sobre o efeito da variação anual de nível da água sobre a dieta de peixes desta região foram realizados (Almeida, *et al.*, 1997; Hahn, *et al.*, 2004a; Russo, 2004; Dias, 2005; Luz-Agostinho, 2005), porém, estudos acerca dos efeitos da variação interanual do regime de cheias, especialmente em escala envolvendo períodos anteriores e posteriores à construção de Porto Primavera, sobre aspectos relacionados à intensidade na tomada de

alimento e na condição das espécies, foram realizados apenas para peixes piscívoros (Luz-Agostinho, 2005).

Tendo como base o fato dos pulsos de cheias alterarem a composição, quantidade e qualidade dos recursos alimentares disponíveis aos peixes e que a água efluente de barragens tem suas características alteradas em relação aos processos de transporte e sedimentação, postula-se que variações inter-anuais nos atributos das cheias (duração, época, intensidade e variabilidade) afetam a condição nutricional de peixes de forma distinta, conforme o hábito alimentar e o ambiente considerado, independentemente da quantidade de alimento ingerido. Essa hipótese é objeto de avaliação e discussão nesse trabalho.

Materiais e Métodos

Os dados do ciclo hidrológico nos rios Ivinheima e Paraná foram fornecidos pelo Departamento de Hidrologia da Itaipu Binacional, tendo sido obtidos nas estações hidrológicas de Porto Sumeca e Porto São José, respectivamente.

As informações obtidas do hidrográfico, consideradas como atributos do regime de cheias, foram: *duração das cheias* (% do número de dias com níveis acima da média de longo prazo); *época* (defasagem temporal, dado em quinzenas, em relação ao mês inicial das cheias conforme registros históricos - Agostinho *et al.*, 2004b); *intensidade* (nível máximo e médio anual); *nível médio no período de cheias* (novembro a maio, Thomaz *et al.*, 2004) e *variabilidade dos níveis* (coeficiente de variação calculado com base em dados diários).

Os dados de níveis fluviométricos do rio Baía, cuja assembléia de peixes é também objeto de análise neste estudo, foram omitidos, dado que sua variação é similar à do rio Paraná, cujo curso é próximo e paralelo, estabelecendo contato superficial durante as maiores cheias (Luz-Agostinho, 2005).

As coletas dos peixes foram realizadas na planície de inundação do alto rio Paraná, mensalmente nos períodos de out/86 a set/87 (86-87), out/87 a set/88 (87-88), mar/92 a fev/93 (92-93), bimestralmente em mar/94 a fev/95 (94-95) e trimestralmente de fevereiro a novembro dos anos de 2000, 2001, 2002 e 2004, compreendendo várias estações de amostragem localizadas em ambientes de lagoas, canais e rios, distribuídos entre os subsistemas dos rios Ivinheima, Baía e Paraná (Fig. 1).

Os peixes foram agrupados em sete categorias tróficas (detritívoras, herbívoras, insetívoras, onívoras, piscívoras e planctívoras), com base nas análises realizadas na planície

de inundação do alto rio Paraná por Agostinho *et al.* (1997); Hahn *et al.* (2004a, b) e Russo (2004) (Tabela I).

Tabela I. Assembléia de peixes e suas respectivas categorias tróficas da planície de inundação do alto rio Paraná. Baseado nas análises de Agostinho *et al.* (1997), Hahn *et al.* (2004a, b) e Russo (2004).

<i>Categorias tróficas</i>	<i>Espécies</i>
Detritívoras	<i>Apareiodon affinis</i> , <i>Cyphocharax modestus</i> , <i>Cyphocharax nagelii</i> , <i>Hypostomus</i> spp., <i>Loricariichthys platymetopon</i> , <i>Loricaria</i> sp., <i>Prochilodus lineatus</i> , <i>Rhinelepis aspera</i> , <i>Steindachnerina brevipinna</i> , <i>Steindachnerina insculpta</i>
Herbívoras	<i>Astyanax schubarti</i> , <i>Leporinus lacustris</i> , <i>Schizodon altoparanae</i> , <i>Schizodon borellii</i>
Insetívoras	<i>Astyanax altiparanae</i> , <i>Auchenipterus osteomystax</i> , <i>Brycon orbygnianus</i> , <i>Bryconamericus stramineus</i> , <i>Eigenmannia trilineata</i> , <i>Gymnotus inaequilabiatus</i> , <i>Gymnotus</i> spp., <i>Leporinus elongatus</i> , <i>Moenkhausia intermedia</i> , <i>Pimelodella gracilis</i> , <i>Pimelodella avanhandavae</i> , <i>Roeboides paranensis</i>
Invertívoras	<i>Callichthys callichthys</i> , <i>Hoplosternum littorale</i> , <i>Iheringichthys labrosus</i> , <i>Satanoperca pappaterra</i> , <i>Trachydoras paraguayensis</i>
Onívoras	<i>Leporinus friderici</i> , <i>Leporinus obtusidens</i> , <i>Parauchenipterus galeatus</i> , <i>Pterodoras granulatus</i> , <i>Pimelodus maculatus</i>
Piscívoras	<i>Astronotus crassipinnis</i> , <i>Acestrorhynchus lacustris</i> , <i>Ageneiosus ucayalensis</i> , <i>Apteronotus</i> sp., <i>Crenicichla haroldoi</i> , <i>Catathyridium jenynsii</i> , <i>Crenicichla britskii</i> , <i>Cichla kelberi</i> , <i>Galeocharax knerii</i> , <i>Hoplias malabaricus</i> , <i>Hemisorubim platyrhynchus</i> , <i>Hoplerythrinus unitaeniatus</i> , <i>Pseudoplatystoma corruscans</i> , <i>Pinirampus pirinampu</i> , <i>Plagioscion squamosissimus</i> , <i>Rhaphiodon vulpinus</i> , <i>Sorubim lima</i> , <i>Serrasalmus maculatus</i> , <i>Serrasalmus marginatus</i> , <i>Salminus brasiliensis</i>
Planctívoras	<i>Aphyocharax anisitsi</i> , <i>Hypophthalmus edentatus</i>

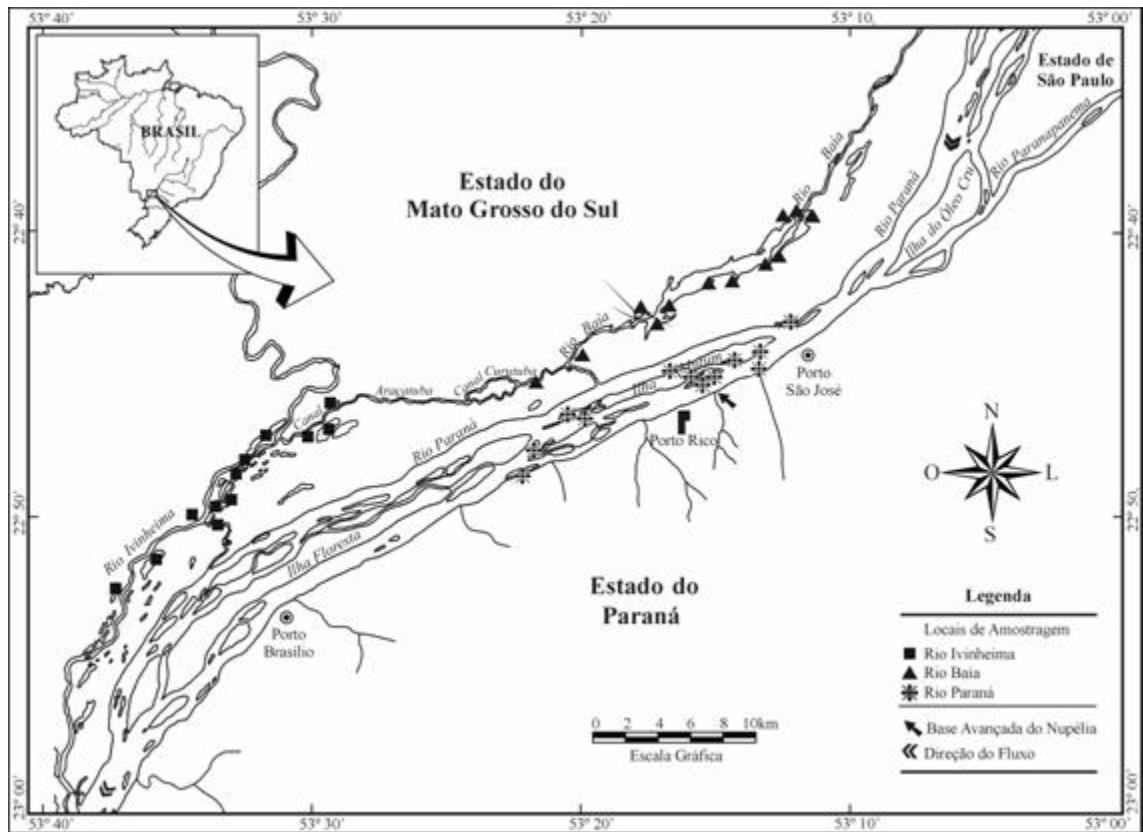


Fig. 1. Localização das estações de amostragem na planície de inundação do alto rio Paraná: ■ Subsistema Ivinheima, ▲ Subsistema Baía e * Subsistema Paraná.

Para captura dos peixes foram utilizadas redes de espera e arrastes com esforço padronizado para cada tipo de aparelho. Após as despescas os exemplares foram identificados, medidos, pesados e eviscerados para a identificação do sexo e obtenção do peso do estômago.

Para o cálculo da condição média, foram utilizados os valores médios dos resíduos padronizados, gerados pelas regressões entre os logaritmos do peso total (Wt) e comprimento padrão (Ls), por espécie e sexo e para a atividade alimentar, foram utilizados os valores médios dos resíduos padronizados, gerados pelas regressões entre os logaritmos do peso total (Wt) e peso do estômago (We) ou peso do intestino (Wv), para cada espécie (Dias, 2005). Sendo os níveis de significâncias das diferenças nas médias dos subsistemas e períodos e suas interações testados pela análise de variância (ANOVA bifatorial). O nível de significância adotado para todas as análises foi de $p < 0,05$.

A correlação entre os atributos de cheias e das mudanças na condição nutricional foi analisada através dos valores da correlação de Pearson (linear) e Spearman (não linear), empregando-se o programa Statistic, v.7,0.

Resultados

Regime hidrológico

As variações diárias nos níveis do rio Ivinheima e Paraná nos períodos de outubro de 1985 a setembro de 2005 revelaram que, em ambos, as cheias foram mais intensas e pronunciadas no período de 1992-93 (Fig. 2) e pouco relevantes no ciclo hidrológico de 1999-2000.

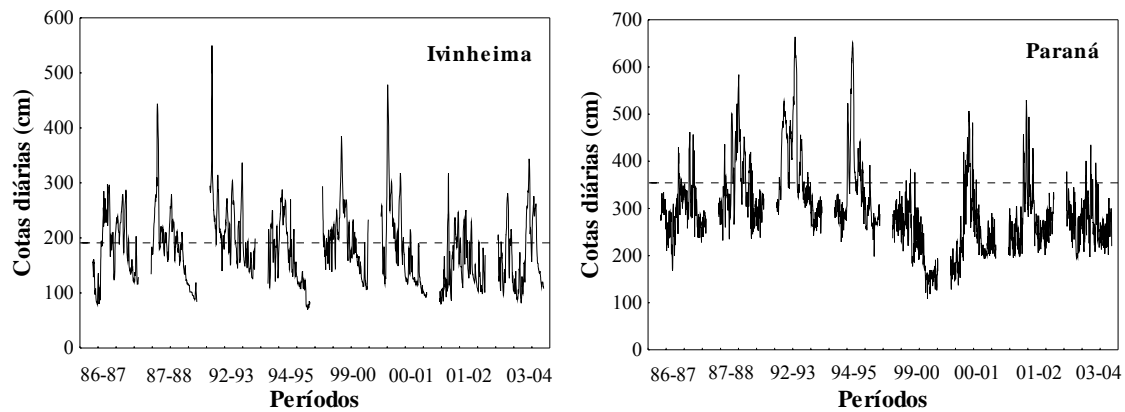


Fig. 2. Variações diárias nos níveis fluviométricos (cotas diárias) durante os ciclos hidrológicos em que as amostragens dos peixes foram realizadas. Linhas tracejadas representam os níveis acima do qual ocorre transbordamento relevante da calha (192 cm=Ivinheima, Luz-Agostinho, 2005; e 350 cm=Paraná, Agostinho *et al.*, 2004a).

No rio Paraná, as cheias também foram incipientes nos ciclos de 1986-87, 2000-01 e 2003-04. Embora com alguma influência das estiagens, especialmente no ano 2000-01, o fechamento do reservatório de Porto Primavera, cerca de 40 km a montante, no final de 1998, contribuiu para esta ocorrência nos dois anos subsequentes. Já no Ivinheima, sem represamentos, exceto pelos extremos mencionados, o hidrográfico anual se apresentou menos variável.

Tabela II. Valores dos atributos hidrológicos nos dois principais subsistemas amostrados em cada período (CV=coeficiente de variação).

Subsistema	Atributos	Períodos							
		86-87	87-88	92-93	94-95	99-00	00-01	01-02	03-04
Ivinheima	Duração (%)	47,3	41,5	63,3	29,0	21,1	46,9	15,2	42,2
	Início	2/dez	1/nov	1/out	2/out	2/dez	1/nov	1/nov	1/dez
	Máximo (cm)	298	444	550	367	383	479	318	344
	Média (ano-cm)	184,0	184,0	226,9	172,2	162,0	203,5	142,1	179,3
	CV (%) -ano	31,1	36,5	45,0	32,4	35,8	37,9	35,8	36,1
	Média (cheia, cm)	191,3	233,7	211,5	178,7	131,0	226,7	244,1	149,9
	CV (%) -cheia	32,6	27,1	53,9	34,0	27,4	23,9	31,6	35,6
Paraná	Duração (%)	10,0	36,8	38,1	25,2	1,3	8,3	13,9	7,6
	Início	2/fev	2/nov	1/jan	2/nov	2/fev	2/mar	2/jan	1/mar
	Máximo (cm)	462	584	630	605	384	507	530	434
	Média (ano-cm)	297,6	347,2	357,5	336,9	198,2	297,6	266,7	276,7
	CV (%) -ano	16,6	20,9	26,9	19,9	26,9	14,4	27,0	16,4
	Média (cheia,cm)	286,0	384,3	401,1	366,0	270,5	305,1	287,1	272,4
	CV (%) -cheia	17,5	21,8	25,4	19,6	15,9	16,4	36,0	15,8

Os atributos do regime de cheias apresentaram valores distintos entre os períodos e os subsistemas considerados (Tabela II). Assim, a duração das cheias anuais no rio Ivinheima flutuou entre 15,0% (01-02) e 63,3% (92-93) do período considerado de águas altas (nov a mai), enquanto aquelas do rio Paraná, entre 1,3% (99-00) e 38,1% (92-93). A época em que se iniciaram as cheias do rio Ivinheima foi mais precoce e com menor variação interanual que no rio Paraná, especialmente após a obstrução desse último pela barragem mencionada. Os níveis máximos e médios anuais foram superiores no ciclo de 1992-93 em ambos os rios. Enquanto no rio Paraná os menores valores de ambos os atributos tenham sido registrados no ano de 1999-00, no Ivinheima isso ocorreu em 1986-87 e 2001-02 para o nível máximo anual e em 2001-02 para a média anual. Entretanto, os valores mais baixos dos níveis máximos foram observados no ano de 1994-95 para o rio Ivinheima e 1999-00, no Paraná.

Variações na condição alimentar dos peixes

Os valores médios dos resíduos padronizados obtidos das regressões entre os logaritmos do peso total (Wt) e comprimento padrão (Ls) para cada categoria trófica foram avaliados como indicadores do estado nutricional dos peixes (condição).

As análises de variância aplicada aos valores médios anuais dos resíduos padronizados mostraram interações significativas entre os subsistemas e períodos na condição alimentar para todas as categorias tróficas consideradas (Tabela III). A ausência de captura de espécies da categoria planctívora no subsistema Paraná no segundo período impossibilitou a utilização deste período nesta análise.

Tabela III. Resultados obtidos da análise de variância bifatorial aplicada aos resíduos padronizados gerados através das regressões entre os logaritmos do peso total (Wt) e comprimento padrão (Ls), para cada categoria trófica.

Categorias Tróficas	Fatores		
	<i>Local (subsistema)</i>	<i>Ano</i>	<i>Local*Ano</i>
Detritívoras	$F_{2, 30950}=88,78$ $p<0,001$	$F_{7, 30950}=704,11$ $p<0,001$	$F_{14, 30950}=28,37$ $p<0,001$
Herbívoras	$F_{2, 4943}=12,53$ $p<0,001$	$F_{7, 4943}=57,05$ $p<0,001$	$F_{14, 4943}=10,92$ $p<0,001$
Insetívoras	$F_{2, 10855}=18,17$ $p<0,001$	$F_{7, 10855}=120,12$ $p<0,001$	$F_{14, 10855}=13,57$ $p<0,001$
Invertívoras	$F_{2, 8146}=52,42$ $p<0,001$	$F_{7, 8146}=137,98$ $p<0,001$	$F_{14, 8146}=17,81$ $p<0,001$
Onívoras	$F_{2, 8621}=1,79$ $p<0,001$	$F_{7, 8621}=107,30$ $p<0,001$	$F_{14, 8621}=4,04$ $p<0,001$
Piscívoras	$F_{2, 24813}=19,00$ $p<0,001$	$F_{7, 24813}=17,53$ $p<0,001$	$F_{14, 24813}=10,31$ $p<0,001$
Planctívoras	$F_{2, 1731}=3,17$ $p<0,001$	$F_{6, 1731}=23,27$ $p<0,001$	$F_{12, 1731}=12,08$ $p<0,001$

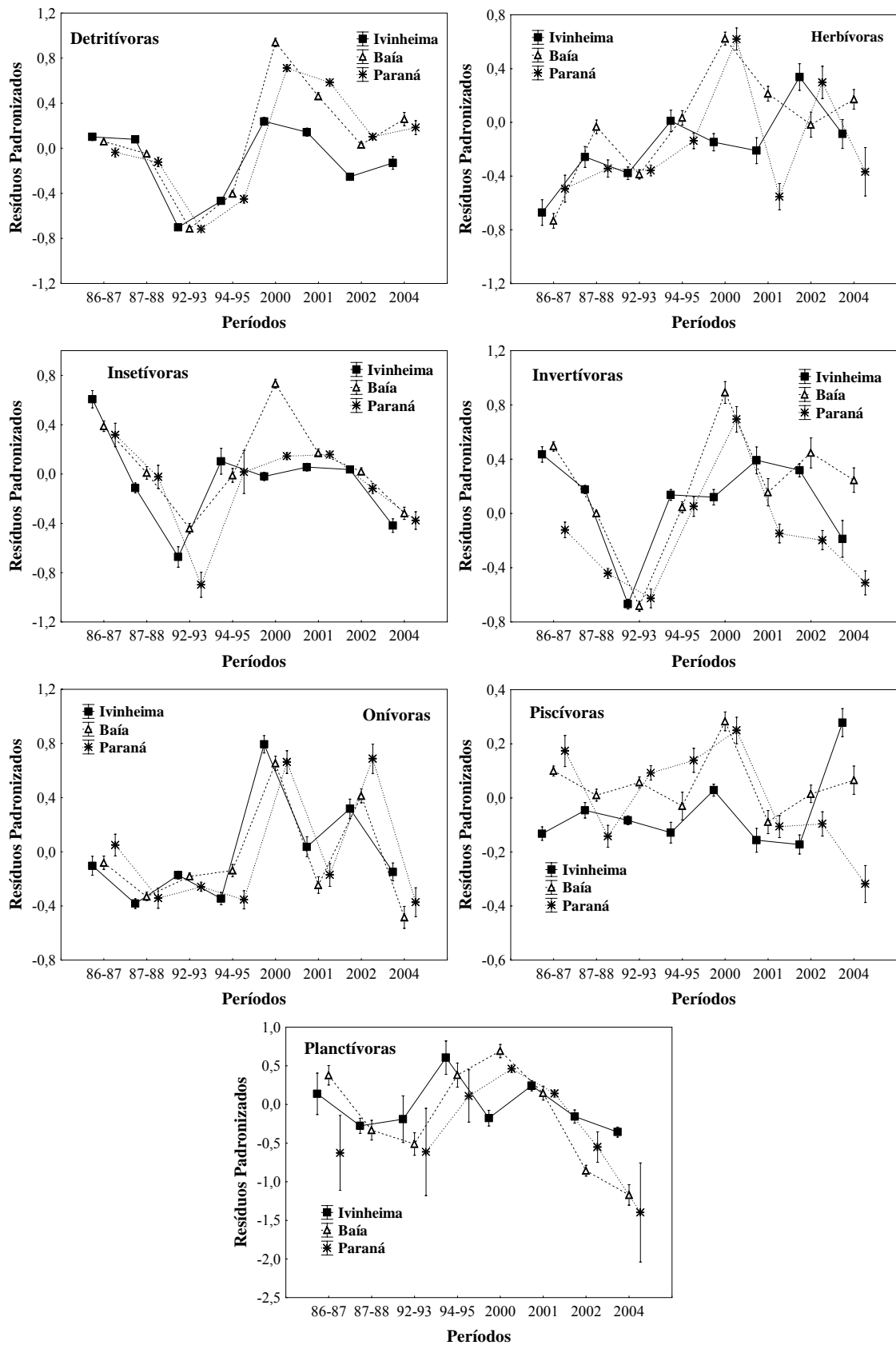


Fig. 3. Valores médios dos resíduos da relação entre logaritmos do peso total (Wt) e comprimento padrão (L) (\pm erro padrão) dos representantes das categorias tróficas consideradas, nos diferentes subsistemas e períodos de amostragem.

A interação entre os fatores (subsistema e período) dificulta a avaliação das diferenças entre as médias constatadas nos diferentes subsistemas e períodos isoladamente. No entanto, esses resultados são de alguma forma esperados no contexto desse trabalho, visto que os diferentes subsistemas apresentaram regime anuais de cheias distintas durante o intervalo de tempo considerado.

Como padrão geral destaca-se que médias da condição acima do esperado ocorreram no ano de 2000, sendo esse padrão mais consistente nos ambientes dos rios Paraná e Baía, para os representantes de todas as categorias tróficas consideradas. Naqueles do rio Ivinheima, embora essa tendência também tenha sido verificado para parte das categorias tróficas (detritívoras, invertívoras, onívoras e planctívoras), valores mais elevados foram registrados em outros anos de cheias também menos acentuadas como 1986-87 (insetívoras), 2002 (herbívoras) e 2004 (piscívoras).

Tendências de menores valores de condição nutricional no ano de maior cheia (1992-93) foram constatadas entre as espécies detritívoras, insetívoras e invertívoras, nos três subsistemas considerados. Já entre as herbívoras, em todos os subsistemas, os menores valores foram obtidos no primeiro ciclo considerado (86-87), esse, no entanto, um ano também seco. As piscívoras não mostraram, ao longo do período, um padrão de variação diferenciado entre os subsistemas (Fig. 3).

Até o ano de 1995, verificou-se grande convergência na variação temporal da condição nutricional dos peixes entre os três subsistemas considerados, com as diferentes categorias tróficas variando seu estado de higidez de forma similar. A partir de 2000, após a formação do reservatório de Porto Primavera, representantes dessas categorias passaram a apresentar flutuações anuais divergentes.

Correlações entre os atributos do ciclo hidrológico e a condição nutricional dos peixes

Correlações (r de Pearson e ρ de Spearman) entre os atributos das cheias e a condição nutricional mostraram-se negativas para a maioria das categorias tróficas, nos três subsistemas considerados (Tabela IV). Correlações positivas e significativas foram registradas para o atributo “início das cheias”, entre as detritívoras dos rios Ivinheima e Baía, demonstrando que o retardo desse evento atuou favoravelmente no ganho de peso dos indivíduos. Valor positivo e significativo de correlação foi também constatado entre o estado nutricional das herbívoras e

o coeficiente de variação anual do nível do rio Paraná, demonstrando que as flutuações de níveis foram favoráveis ao ganho de peso desse grupo. Esse mesmo atributo de cheias revelou-se, entretanto, desfavorável para as condições nutricionais de insetívoras e invertívoras do rio Ivinheima. Já a variabilidade dos níveis do rio durante o período de cheia afetou negativamente as detritívoras do Ivinheima e Baía, bem como as invertívoras desse primeiro subsistema.

A condição nutricional das detritívoras correlacionou-se negativamente com os principais atributos das cheias (duração, nível máximo, nível médio anual e nível médio durante as cheias), tanto no subsistema Paraná como no do Baía. Tendência similar foi constatada entre as invertívoras desse último subsistema (Tabela IV).

Tabela IV. Valores das correlações de Pearson e Spearman entre os atributos das cheias e peso relativo dos indivíduos (condição), para as diferentes categorias tróficas dos peixes da planície de inundação do alto rio Paraná (para o significado dos atributos, consultar texto), Valores em negrito = correlações significativas.

Ivinheima							
	Detritívoras	Herbívoras	Insetívoras	Invertívoras	Onívoras	Piscívoras	Planctívoras
Duração (%)	-0,26/-0,12	-0,74/-0,81	-0,35/-0,14	-0,51/-0,05	-0,57/-0,33	0,06/0,05	-0,07/-0,09
Início	0,82/0,78	-0,22/-0,12	0,50/0,27	0,49/0,33	0,50/0,55	0,40/0,24	-0,28/-0,15
Máximo (cm)	-0,32/-0,07	-0,22/-0,28	-0,64/-0,52	-0,57/-0,43	-0,21/-0,26	-0,13/0,19	-0,10/-0,14
Média (ano-cm)	-0,30/-0,09	-0,65/ -0,76	-0,43/-0,28	-0,55/-0,07	-0,47/-0,48	-0,03/0,05	0,02/-0,14
CV (%) -ano	-0,47/-0,21	-0,04/-0,19	-0,84/-0,71	-0,77/-0,38	-0,01/-0,21	0,05/0,09	-0,44/-0,43
Média (cheia, cm)	-0,19/-0,24	0,13/-0,02	0,04/0,02	0,19/0,45	-0,35/-0,14	-0,66/-0,67	0,04/0,07
CV (%) -cheia	-0,84/-0,74	-0,20/0,01	-0,61/-0,33	-0,87/-0,62	-0,29/-0,31	0,08/0,28	-0,18/-0,24
Baía							
	Detritívoras	Herbívoras	Insetívoras	Invertívoras	Onívoras	Piscívoras	Planctívoras
Duração (%)	-0,77/-0,90	-0,26/-0,52	-0,50/-0,50	-0,72/-0,62	-0,25/0,05	-0,14/-0,10	-0,17/-0,07
Início	0,58/ 0,75	0,09/0,24	0,18/0,29	0,28/0,41	-0,09/-0,16	0,14/0,24	-0,01/-0,08
Máximo (cm)	-0,89/-0,93	-0,41/-0,50	-0,63/-0,64	-0,84/-0,86	-0,38/-0,19	-0,64/-0,60	-0,18/-0,17
Média (ano-cm)	-0,87/-0,81	-0,62/-0,64	-0,68/-0,60	-0,88/-0,86	-0,72/-0,45	-0,67/-0,38	-0,21/-0,07
CV (%) -ano	-0,14/-0,43	0,26/-0,17	0,30/-0,10	-0,43/-0,05	0,88/0,55	0,74/0,24	-0,62/-0,10
Média (cheia, cm)	-0,79/-0,83	-0,30/-0,55	-0,53/-0,60	-0,85/-0,93	-0,40/-0,36	-0,40/-0,64	-0,04/-0,17
CV (%) -cheia	-0,44/-0,76	-0,19/-0,62	-0,32/-0,29	-0,21/-0,45	0,32/0,21	-0,23/-0,33	-0,48/-0,24
Paraná							
	Detritívoras	Herbívoras	Insetívoras	Invertívoras	Onívoras	Piscívoras	Planctívoras
Duração (%)	-0,90/-0,88	-0,04/0,36	-0,72/-0,48	-0,37/-0,33	-0,29/-0,12	0,32/0,12	-0,09/-0,14
Início	0,66/0,69	-0,35/-0,59	0,18/0,28	-0,07/0,01	-0,11/0,10	-0,43/-0,11	-0,17/-0,05
Máximo (cm)	-0,83/-0,88	-0,33/0,02	-0,52/-0,43	-0,52/-0,40	-0,44/-0,26	0,07/-0,12	-0,01/-0,07
Média (ano-cm)	-0,85/-0,88	-0,71/-0,33	-0,48/-0,24	-0,71/-0,45	-0,75/-0,50	-0,05/-0,14	-0,26/-0,32
CV (%) -ano	-0,21/-0,31	0,75/ 0,76	-0,41/-0,48	0,22/-0,12	0,61/0,48	0,40/0,31	0,20/0,11
Média (cheia, cm)	-0,83/-0,81	-0,30/-0,14	-0,60/-0,36	-0,40/-0,48	-0,52/-0,31	0,27/-0,24	0,09/0,01
CV (%) -cheia	-0,35/-0,67	0,30/0,29	-0,34/-0,36	-0,29/-0,31	0,43/0,29	-0,11/0,02	-0,17/0,01

As correlações estabelecidas entre o peso relativo dos estômagos (resíduos médios da relação peso do estômago x peso total) e a condição nutricional (resíduos médios da relação peso total x comprimento) não se mostraram, em geral, significativas (Tabela V). Exceto as insetívoras nos biótopos do rio Paraná, para os quais o incremento nos valores médios do peso dos estômagos resultou em pior condição nutricional, não se constatou relações significativas entre essas variáveis. Cabe destaque também ao fato que essas correlações, embora não significativas, foram positivas em todos os subsistemas apenas para as piscívoras.

Tabela V. Valores das correlações de Pearson (r) e Spearman (ρ) entre os peso relativo dos estômagos (resíduos da relação $W_e \times W_t$) e peso relativo dos indivíduos (resíduos médios anuais da relação $W_t \times L_t$) para as diferentes categorias tróficas da planície de inundação do alto rio Paraná. Valores em negrito = correlações significativas, * = ausência de dados.

	Ivinheima		Baía		Paraná	
	r	ρ	r	P	r	ρ
Detritívoras	-0,201	-0,095	0,301	0,119	0,331	0,381
Herbívoras	-0,387	-0,321	0,236	0,001	0,460	0,143
Insetívoras	-0,076	-0,286	-0,467	-0,179	-0,849	-0,771
Invertívoras	-0,184	0,191	-0,200	-0,214	-0,440	-0,548
Onívoras	-0,376	-0,571	0,225	0,071	0,208	0,024
Piscívoras	0,355	0,048	0,622	0,429	0,361	0,238
Planctívoras	*	*	-0,690	-0,500	*	*

Discussão

A condição nutricional em peixes pode ser inferida pelos parâmetros da relação peso-comprimento (Bagenal & Tesch, 1978) e reflete o bem estar geral do peixe. Geralmente referida como fator de condição ou simplesmente condição (Le Cren, 1951), considera-se como tendo melhor condição, para um conjunto de indivíduos do mesmo tamanho, aqueles de maior peso. O fator de condição, um índice padrão em ecologia de peixes (Bolger & Connolly, 1989), é usado no monitoramento de influência ambiental sobre populações, ao longo do tempo (Godinho, 1997). Entre os fatores de condição mais frequentemente utilizados destacam-se o de Fulton ($K = W \cdot L^{-3}$), o alométrico ($K_a = W \cdot L^{-b}$) e o relativo ($K_n = W \cdot a^{-1} \cdot L^{-b}$). Inconvenientes como o da alta correlação entre os parâmetros a e b da relação

peso-comprimento (Weisberg, 1985), da alometria no crescimento de muitas espécies (Braga, 1986) e da restrição na comparação entre populações distintas (Murphy *et al.*, 1990) são alguns pontos polêmicos existentes sobre esse tema.

Nesse estudo, a opção pelo uso dos resíduos médios, obtidos a partir de uma equação geral cujos parâmetros foram estimados para cada espécie decorreu dos objetivos de comparar tendências temporais de variação na condição nutricional dos peixes ordenados em categorias tróficas, sem pretender a precisão. A condição nutricional apresentada pelos peixes é o resultado da somatória de vários fatores ambientais como as variáveis físicas e químicas da água (Holmes & Yousen, 1994), das variáveis bióticas como interações intra e interespecíficas (competição – Wyttenbach & Senn, 1993, predação - Dannewitz. & Petersson, 2001, doenças, parasitismo – Machado *et al.*, 2005; Hoffnagle *et al.*, 2006) ou mesmo daquelas peculiares de todas as espécies que compõem a categoria (ex.: estratégias e táticas alimentares, reprodução, tamanho assintótico - Engelhard & Heino, 2006), além da disponibilidade e qualidade do alimento (Luz-Agostinho, 2005) e da interação entre essas variáveis (Azaeda *et al.*, 2007). Assim, a falta de consistência de alguns resultados seriam esperados dado que algumas categorias tróficas são compostas de espécies com distintas estratégias reprodutivas, flexibilidade na dieta ou mesmo tolerância a determinadas condições ambientais como oxigênio ou flutuação de nível.

A análise dos resultados demonstra que os anos com cheias incipientes ou mesmo ausentes, resultam em valores médios de condição bastante superior em relação aos de grandes cheias, especialmente nos biótopos mais afetados pelo fechamento do reservatório de Porto Primavera (Paraná e Baía). Duas hipóteses podem explicar essa tendência, sendo estas (i) a ausência de cheias eleva a disponibilidade de alimento com maior qualidade nutricional; (ii) o efeito retentor de nutrientes e sedimento da barragem de Porto Primavera e daquelas a montante produzem um efluente que, nas cheias, promovem a diluição e o arraste de nutrientes e organismos-alimento, potencializando os efeitos das cheias sobre a condição nutricional dos peixes.

Embora as cheias e a turbidez da água sejam fundamentais para a desova, sobrevivência e desenvolvimento das fases iniciais de peixes, especialmente aqueles com estratégias migradoras (Gomes & Agostinho, 1997; Agostinho *et al.*, 2004b), esses eventos promovem profundas alterações nos habitats, elevando a dinâmica do curso de água com reflexos no dispêndio de energia (Ortlepp & Mürle, 2003), alterando as características do substrato e, em decorrência as comunidades bentônicas (Petts, 1986), reduzindo a produtividade primária

fitoplanctônica (Train & Rodrigues, 1998; Rodrigues *et al.*, 2002) e de macrófitas submersas (Thomaz *et al.*, 2003), afetando a abundância e composição do plâncton (Velho *et al.*, 2001; Ortlepp & Mürle, 2003) e do perifiton (Bielsa *et al.*, 2003; Silva *et al.*, 2004). Assim, embora as cheias incrementem a disponibilidade de itens alimentares alóctones, incorporados nas áreas alagadas e em deriva, elas reduzem aqueles autóctones. Como resultados desses processos, as cheias mudam a natureza do alimento disponível, reduzindo sua qualidade, além do esperado estresse promovido pela depleção de oxigênio durante sua fase heterotrófica. Durante períodos secos, a maior penetração de luz e estabilidade do substrato conduz a uma produtividade primária e secundária, resultando em alta disponibilidade alimentar de itens com melhor valor nutricional.

A segunda hipótese pode ser consubstanciada pelo fato de (i) as variações anuais na condição nutricional de peixes do Ivinheima, não controlado por barragens, terem sido menos relevantes que nos rios Paraná (diretamente afetado pela retenção de nutrientes, sedimentos e organismos em deriva) e Baía (moderadamente afetado); (ii) os peixes dos três subsistemas considerados terem tido uma variação na condição média anual similar antes do fechamento desse reservatório, divergindo no período subsequente.

A correlação geralmente negativa entre os atributos das cheias e a condição nutricional indica o caráter desfavorável desse evento sobre o ganho de peso de representantes de diferentes categorias tróficas. Este fato foi particularmente evidente entre as detritívoras para os quais todas as relações encontradas foram negativas, exceto para o retardo no início das cheias, que embora positiva, tem o mesmo significado. Esse grupo de peixes inclui espécies com diferentes adaptações e estratégias de tomada de alimento (Fugi *et al.*, 1996), incluindo aquelas que os tomam no sedimento, no perifiton ou sobre substrato rochoso. Juntamente com as herbívoras, essa categoria é a que tem maior restrição protéica na dieta (Bowen *et al.*, 1995; Faria, 2007). Conta com adaptações que lhes facultam a ingestão de grande quantidade de alimento e um trato digestivo adaptado para processar o alimento, como estômago mecânico para esmagar algas, com auxílio de sedimento inorgânico, e/ou um intestino longo para incrementar o potencial de absorção (Fugi *et al.*, 1996). Entretanto, os recursos ingeridos por esse grupo contam com uma ampla faixa de variação espacial e temporal no valor nutritivo e, embora esses recursos sejam aparentemente ilimitados, os detritívoros exibem um alto grau de seleção, buscando ingerir material mais rico em proteína (Bowen, 1987). Isso explica o seu predomínio em biomassa nos rios tropicais (Lowe-McConnell, 1999). As algas perifíticas ou que se concentram nas camadas superficiais do sedimento são componentes relevantes na

qualidade nutricional da dieta das detritívoras, sendo essas afetadas pelas grandes cheias, tanto pelos processos de transporte (carreamento pelo fluxo mais elevado da água) como pela deposição de sedimento. No caso do subsistema Paraná, o segundo processo foi, obviamente, o mais relevante.

A variabilidade no nível do rio, medida pelo coeficiente de variação anual, mostrou que esse atributo atuou favoravelmente sobre o estado nutricional apenas das herbívoras do rio Paraná, provavelmente pela frequência de acesso dada às áreas com vegetação marginal, especialmente gramíneas. A variabilidade atuou negativamente sobre outras categorias (detritívoras, insetívoras e invertívoras, especialmente no Ivinheima). É, entretanto, esperado que flutuações em média escala tenham um impacto positivo sobre a disponibilidade de alimento para os peixes, dado que incorpora ao meio aquático recursos alóctones que podem ser consumidos por estes. Entretanto, os resultados demonstram que não houve correlação significativa entre o peso médio do estômago (resíduos médios da relação peso do estômago x peso do total) e a condição nutricional, exceto pelas insetívoras do rio Paraná. A relação negativa encontrada para esse grupo indica que o alimento tomado durante as cheias foi de pior qualidade nutritiva e/ou de difícil digestibilidade, permanecendo no estômago por mais tempo. Cabe destaque igualmente o fato de apenas as piscívoras apresentarem correlações positivas, embora não significativas, entre a atividade alimentar e a condição nutricional, devendo o fato ser atribuído à menor variabilidade no valor nutritivo dos recursos consumidos ao longo dos anos e dos subsistemas considerados, independentemente do regime de cheias. Já as detritívoras, herbívoras e onívoras apresentaram correlações negativas no subsistema Ivinheima e positivas no Paraná. O alimento utilizado por esses grupos tróficos são os que apresentam menores conteúdos energéticos e protéicos (Faria, 2007) e as tendências mostradas pelos resultados confirmam que os valores nutritivos dos recursos consumidos por peixes dessas categorias apresentam elevada variação espacial (Bowen, 1987) e temporal. A habilidade em alterar a dieta, embora mais característica de onívoras, pode ser constatada em outras categorias em ambientes de planície (Hahn *et al.*, 2004a). Assim, entre os peixes, embora muitas espécies sejam onívoras durante todo o ano, algumas podem se revelar como tal quando o alimento principal tem sua abundância reduzida (Bowen, 1995).

Conclui-se, portanto, que as cheias incipientes ou ausentes, responsável por falhas em recrutamentos de novos indivíduos às populações ou elevada mortalidade de juvenis (Agostinho *et al.*, 2004b), tem um impacto positivo sobre a condição nutricional, que embora com diferentes gradações, afetam todas as categorias tróficas, independentemente da

intensidade na tomada de alimento. Esse impacto é menos acentuado nos corpos de água livres de barragens.

Condições nutricionais elevadas elevam a probabilidade dos indivíduos realizarem migrações reprodutivas (Engelhard & Heino, 2006), aumentando a fecundidade o diâmetro e a viabilidade dos ovos (Thorsen *et al.*, 2006), com reflexos no *fitness* dos indivíduos. Por outro lado, cheias acentuadas são reconhecidamente importantes para a reprodução e desenvolvimento inicial, particularmente para as espécies migradoras, também contribuindo para o sucesso reprodutivo. Essa situação aparentemente paradoxal poderia ser considerada uma adaptação da fauna de peixes, em especial os migradores, visando potencializar o *fitness* visto que os anos de estiagem, como os de cheias pronunciadas são fenômenos recorrentes sob condições naturais. Embora os peixes iteroparos, uma vez maduros, geralmente reproduzam em todas as estações subseqüentes, Engelhard & Heino (2006) alertam para os estudos recentes que têm demonstrado, para determinadas espécies, que metade dos indivíduos adultos podem não desenvolver migração num dado ano. Segundo esses autores, o custo envolvido com longas migrações, energeticamente onerosas e de alto risco, só valeria a pena se os indivíduos fossem suficientemente grandes e bem nutridos para uma migração e desova bem sucedida. Assim, a alternância de períodos de estiagem e de cheias seriam eventos com grande significado para a conservação das espécies.

Referências

- Agostinho, A.A.; Hahn, N.S.; Gomes, L.C. & Bini, L.M. (1997). Estrutura trófica. In: *A planície de inundação do alto rio paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconmicos*. Vazzoler, A.E.A.M.; Agostinho, A.A. & Hahn, N.S. (Eds). Maringá: EDUEM. Pp. 229-248.
- Agostinho, A.A.; Gomes, L.C.; Thomaz, S.M & Hahn, N.S. (2004b). The upper Paraná river and its floodplain: main characteristics and perspectives for management and conservation. In: *The upper Paraná river and its floodplain: physical aspects, ecology and conservation*. Thomaz, S.M.; Agostinho, A.A & Hanh, N.S (Eds.). Leiden: Backhuys Publishers. Pp. 381-393.
- Agostinho, A.A.; Gomes, L.C.; Verssimo, S. & Okada, E.K. (2004a). Flood regime and fish: effects on spawning, recruitment and attributes of the assemblages in the upper Paraná River floodplain. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* **14**, 11-19.
- Almeida, V.L.L.; Hahn, N.S & Vazzoler, A.E.A.M. (1997). Feeding patterns in five predatory fishes of the high Paraná River floodplain (PR, Brazil). *Ecology Freshwater Fish* **6**, 123-133.

- Asaeda, S.T.; Manatunge, J. & Takeshi, F. (2007). The effects of predation risk and current velocity stress on growth, condition and swimming energetics of Japanese minnow (*Pseudorasbora parva*). *Ecol Res* **22**: 32–40.
- Bagenal, T.B. & Tesch, F.W. (1978). Age and growth. In: *Methods for Assessment of Fish Production in Fresh Waters*. Bagenal, T.B. (Ed.). Oxford: Blackwell. Pp. 101-136.
- Bielsa, S.; Francisco, P.; Mastroiello, S. & Parent, J.P. (2003). Seasonal changes of phytoplankton nutritive quality for *Sicyopterus lagocephalus* (Pallas, 1770) (Gobiidae) in three streams of Reunion Island. *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology* **39** (2), 115-127.
- Bolger, T. & Connolly, P.L. (1989). The selection of suitable indices for the measurement and analysis of fish condition. *J. Fish Biol* **34**, 171–182.
- Bowen S.H.; Lutz, E.V. & Ahlgren, M.O. (1995). Dietary protein and energy as determinants of food quality: trophic strategies compared. *Ecology* **76** (3), 899-907.
- Bowen, S.H. (1987). Composition and nutritional value of detritus. In: *Detritus and microbial ecology in aquaculture*. Moriarty, D.J.W. & Pullin, R.S.V. (Eds). ICLARM Conference Proceedings. International Center for Living Aquatic Resources Management. Manila, Philippines. Pp. 192-216.
- Braga, F.M.S. (1986). Estudo entre fator de condição e relação peso/comprimento para alguns peixes marinhos (Study between condition factor and length/weight relation for some marine fishes). *Revista Brasileira de Biologia* **46**, 339–346.
- Dannewitz J. & Petersson E. (2001). Association between growth, body condition and anti-predator behaviour in maturing and immature brown trout parr. *Journal of Fish Biology* **59** (4), 1081-1091.
- Dias, R. (2005). *Influência da conectividade nos atributos de assembléia de peixes e na disponibilidade alimentar em lagoas da planície de inundação do alto Rio Paraná*. Dissertação de Mestrado, PEA/DBI, Universidade Estadual de Maringá, P.49.
- Engelhard, G.H. & Heino, M. (2006). Climate change and condition of herring (*Clupea harengus*) explain long-term trends in extent of skipped reproduction. *Oecologia* **149**, 593–603.
- Faria, A.C.E.A. (2007). *Fontes de energia, posição trófica e digestibilidade do alimento de peixes da planície de inundação do alto rio Paraná*. Tese de Doutorado, PEA/DBI, Universidade Estadual de Maringá (em preparação).
- Fugi, R.; Hahn, S.N. & Agostinho, A.A. (1996). Feeding styles of five species of bottom-feeding fishes of the high Paraná River. *Environmental Biology of fishes* **46**, 297-307.
- Godinho, A.L. (1997). Weight-length relationship and condition of the characiform *Triportheus guentheri*. *Environmental Biology of Fishes* **50**, 319–330.
- Gomes, L.C & Agostinho, A.A. (1997). Influence of the flooding regime on the nutritional state and juvenile recruitment of the curimba, *Prochilodus scrofa*, Steidachner, in upper Paraná river, Brazil. *Fisheries Management and Ecology* **4**, 263-274.

- Hahn, N.S.; Fugi, R. & Andrian, I.F. (2004a). Trophic ecology of the fish assemblages. In: *The upper Paraná river and its floodplain: physical aspects, ecology and conservation*. Thomaz, S.M.; Agostinho, A.A & Hanh, N.S. (Eds.). Leiden: Backhuys Publishers. Pp. 247-269.
- Hahn, N.S.; Fugi, R.; Loureiro-Crippa, V.E.; Peretti, D. & Russo, M.R. 2004b. Trophic structure of the fish fauna. In: *Structure and functioning of the Paraná River and its floodplain*. Agostinho, A.A.; Rodrigues, L.; Gomes, L.C.; Thomaz, S.M. & Miranda, L.E. Maringá: EDUEM. Pp.140-143.
- Hoffnagle, T.L.; Choudhury, A. & Cole, R.A. (2006). Parasitism and Body Condition in Humpback Chub from the Colorado and Little Colorado Rivers, Grand Canyon, Arizona. *Journal of Aquatic Animal Health* **18** (3), 184-193.
- Holmes, J.A. & Youson, J.H. (1994). Fall Condition Factor and Temperature Influence the Incidence of Metamorphosis in Sea Lampreys, *Petromyzon marinus*. *Canadian Journal of Zoology* **72** (6), 1134-1140.
- Junk, W.J. & Wantzen, K.M. (2004). The flood pulse concept: New aspects, approaches and applications – An update. In: *Proceedings of the Second International Symposium on the Management of large Rivers for Fisheries Volume II*. Welcomme R. & Petr, T. (Eds.). FAO Regional Office for Asia and the Pacific. Bangkok, Thailand: RAP Publication 2004/17. Pp.117-140.
- Junk, W.J. (1980). Áreas inundáveis – um desafio para limnologia. *Acta Amazônica* **10** (4), 775-795.
- Junk, W.J.; Bayley, P.B. & Sparks, R.E. (1989). The flood pulse concept in river-floodplain systems. In: *Proceedings of the International Large River Symposium*. Dodge, D.P. (Ed.). Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. 106. Pp. 110-127
- Le Cren, E.D. (1951). The length-weight relationship and seasonal cycle in gonad weight and condition in the perch (*Perca fluviatilis*). *J. Anim. Ecol.* **20**, 201-219.
- Lowe-McConnell, R.H. (1987). *Ecological studies in tropical fish communities*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Lowe-McConnell, R.H. (1999). *Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais*. Tradução de Vazzoler, A.E.A. de M.; Agostinho A.A. & Cunnighan, P. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo. (Coleção Base). Título original: Ecological studies in tropical fish communities.
- Luz-Agostinho, K.D.G. (2005). *Influência da regulação do regime de cheias sobre a alimentação e aspectos nutricionais de peixes piscívoros na planície de inundação do alto rio Paraná*. Tese de doutorado, PEA/DBI, Universidade Estadual de Maringá, 49p.
- Machado, P.M.; Takemoto, R.M. & Pavanelli, G.C. (2005). *Diplostomum* (Austrodiplostomum) *compactum* (Lutz, 1928) (Platyhelminthes, Digenea) metacercariae in fish from the floodplain of the Upper Paraná River, Brazil. *Parasitol Res* **97**, 436–444.

- Marçal-Simabuku, M.A. & Peret, A.C. (2002). Alimentação de peixes (Osteichthyes, Characiformes) em duas lagoas de uma planície de inundação brasileira da bacia do rio Paraná. *Interciencia* **27** (6), 299-306.
- Murphy, B.R.; Brown, M.L. & Springer, T.A. (1990). Evaluation of the relative weight (Wr) index, with new applications to walleye. *North Amer. J. Fish Manage* **10**, 85–97.
- Neiff, J.J. (1990). Ideas para la interpretación ecológica del Paraná. *Interciencia* **15** (6), 424-441.
- Ortlepp, J. & Mürle, U. (2003). Effects of experimental flooding on brown trout (*Salmo trutta fario* L.): The River Spöl, Swiss National Park. *Aquat. Sci* **65**, 232-238.
- Petts, G.E. (1986). Water quality characteristics of regulated rivers. *Progress in Physical Geography*. Queen Mary, UK **10** (4), 492-516.
- Ricker, W.E. (1975). Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. *Bull. Fish. Res. Board Can* **191**, 1–382.
- Rodrigues, L.C.; Train, S.; Roberto, M.C. & Pagioro, T.A. (2002). Seasonal fluctuation of some limnological variables on a floodplain lake (Patos lagoon) of the Upper Paraná River, Mato Grosso do Sul State, Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology* **45** (4), 499-513.
- Russo, M.R. (2004). *Ecologia trófica da ictiofauna de pequeno porte, em lagoas isoladas da planície de inundação do alto rio Paraná, Brasil*. Tese de doutorado, PEA/DBI, Universidade Estadual de Maringá, 38p.
- Silva, E.L.V.; Rodrigues, L.; Oliveira, M.D.; Leandrini, J.A. & Fonseca, I.A. (2004). Periphytic biomass in floodplain rivers of Brazil: Pantanal and upper Paraná River. In: *Structure and functioning of the Paraná River and its floodplain*. Agostinho, A.A.; Rodrigues, L.; Gomes, L.C.; Thomaz, S.M. & Miranda, L.E. Maringá: EDUEM. Pp. 57-61.
- Thomaz, S.M.; Pagioro, T.A.; Bini, L.M.; Roberto, M.C. & Rocha, R.R.A. (2004). Limnological characterization of the aquatic environments and the influence of hydrometric levels. In: *The upper Paraná river and its floodplain: physical aspects, ecology and conservation*. Thomaz, S.M.; Agostinho, A.A. & Hanh, N.S. (Eds.). Leiden: Backhuys Publishers. Pp. 75-102.
- Thomaz, S.M.; Bini, L.M. & Pagioro, T.A. (2003). Macrófitas aquáticas em Itaipu: ecologia e perspectivas para o manejo. In: *Ecologia e Manejo de Macrófitas Aquáticas*. Thomaz, S.M. & Bini, L.M (Eds). Maringá: EDUEM. Pp. 319-341.
- Thorsen, A.; Marchall, C.T. & Kjesbu, O.S. (2006). Comparison of various potential fecundity models for north-east Arctic cod *Gadus morhua*, L. using oocyte diameter as a standardizing factor. *Journal of Fish Biology* **69**, 1709–1730.
- Train, S. & Rodrigues, L.C. (1998). Temporal fluctuations of the phytoplankton community of the Baía River, in the upper Paraná River floodplain, Mato Grosso do Sul, Brazil. *Hydrobiologia* **361**, 125-134.

- Velho, L.F.M.; Lansac-Tôha, F.A.; Bonecker, C.C.; Bini, L.M. & Rossa, D.C. (2001). The longitudinal distribution of copepods in Corumbá Reservoir, State of Goiás, Brazil. *Hydrobiologia* **453/454**, 385-391.
- Weisberg, S. (1985). *Applied linear regression*, 2nd edition. New York: John Wiley & Sons.
- Wytttenbach, A. & Senn, D.G. (1993). Intertidal habitat: does the shore level affect the nutritional condition of the shanny (*Lipophrys pholis*, *Teleostei*, *Blenniidae*)? [*Cellular and Molecular Life Sciences \(CMLS\)* **49** \(8\)](#).

Capítulo II

**Influência do represamento na transparência da água e na
proliferação de *Cichla kelberi* um peixe predador visual não
nativo**

Resumo

A retenção de nutrientes e material em suspensão pelos grandes reservatórios pode, além de comprometer a produtividade de segmentos da bacia a jusante, aumentar de forma espetacular a transparência da água beneficiando predadores visualmente orientados e comprometendo de forma marcante a integridade da biota. Nesse estudo são avaliadas a variação espacial (ambientes afetados e não afetados por represamentos) e temporal (antes e após a formação do reservatório) na transparência da água e sua relação com a proliferação de um predador introduzido de reconhecido impacto sobre a fauna nativa. Para isso foram utilizados dados de transparência da água e de abundância do tucunaré *Cichla kelberi* na planície de inundação do rio Paraná (calha do rio, rios Baía e Ivinheima) e no reservatório de Itaipu durante o período de 1986 a 2006. Os resultados demonstram que após o fechamento do reservatório de Porto Primavera (final de 1998) houve um incremento significativo na transparência da água nos ambientes abaixo de sua barragem (rio Paraná e reservatório de Itaipu), não sendo verificadas alterações nos demais (Baía e Ivinheima). A variação na abundância do tucunaré mostrou correlação com a variação registrada na transparência. Conclui-se, portanto, que o processo de deposição da carga suspensa no reservatório e a decorrente elevação da transparência atuam sinergicamente sobre uma outra modalidade de impacto que é o de espécies introduzidas visualmente orientadas, facultando sua proliferação até então contida pela turbidez. Esses aspectos são, em geral, negligenciados durante os estudos de impacto ambiental.

Palavras-chave: Reservatório, planície de inundação, rio Paraná, transparência da água, *Cichla kelberi*.

Abstract

Besides reducing the productivity of downstream stretches, the retention of nutrients and suspended material in large reservoirs may considerably increase water transparency. Consequently, visually orientated predators are benefited and the integrity of the biota is seriously threatened. The present dissertation evaluates spatial (environments which have been affected or not by the impoundment) and temporal (after and before reservoir construction) variations in water transparency and its relationship with the proliferation of an introduced predator, known for its impact on the native fauna. We analyzed data on water transparency and abundance of *Cichla kelberi* (tucunaré) in the floodplain of the Paraná River (river channel, Baía and Ivinheima Rivers) and in the Itaipu Reservoir, collected between 1986 and 2006. Results showed that after the construction of the Porto Primavera Reservoir in 1998, water transparency increased significantly downstream (Paraná River and Itaipu Reservoir), but no variation was registered in the other environments (Baía and Ivinheima Rivers). *Cichla* abundance showed a significant relationship with water transparency. The retention of the suspended load in the reservoir and the consequent increase in water transparency promote another kind of impact, by favoring the spread of a non-native visually orientated predator, formerly constrained by water's turbidity. Such indirect impact has not been considered in studies of environmental impacts.

Keywords: reservoir; floodplain; Paraná River; water transparency; *Cichla kelberi*.

Introdução

Entre as principais causas de perdas de biodiversidade no mundo atual destacam-se as alterações de habitats pelas grandes obras de engenharia, entre as quais, os reservatórios hidrelétricos, e a introdução de espécies (Mack *et al.*, 2000; Rodríguez, 2001). No Brasil, essas causas estiveram notavelmente associadas pela prática vigente até alguns anos atrás, de tentar minimizar os impactos dos represamentos sobre os estoques pesqueiros com a estocagem de espécies alóctones (Agostinho *et al.*, 2006). Além disso, é esperado que a mudança imposta ao curso de água em áreas represadas favoreça o estabelecimento de espécies exóticas, especialmente daquelas com hábitos piscívoros e onívoros, como demonstrado para ambientes com algum nível de degradação no hemisfério norte (Moyle & Ligth, 1996; Davis *et al.*, 2005). Em ambas as situações, esses eventos devem potencializar os impactos (Agostinho *et al.*, 2007a).

Entre os impactos que os reservatórios promovem a jusante destacam-se aqueles relacionados à retenção do material em suspensão, elevando sua capacidade erosiva (Souza Filho *et al.*, 2004) e aumentando a transparência da água (Agostinho *et al.* 2004), sendo esse efeito amplificado em rios que apresentam reservatórios em cascata (Barbosa *et al.*, 1999). Altos valores de transparência da água podem promover modificações relevantes na biota, desde a proliferação massiva de vegetação submersa até desequilíbrios populacionais de espécies piscívoras com diferentes táticas alimentares (predadores visuais *versus* predadores com outras táticas de captura) ou espécies presas (Agostinho *et al.*, 2007a). O aumento da transparência é, entretanto, um fenômeno já constatado no ambiente represado, com fortes gradientes longitudinais na carga suspensa, resultante do processo de sedimentação (Okada *et al.*, 2005) e tem sido associado a intensa predação sobre ovos e larvas de espécies migradoras que desovam a montante, durante o período de chuva e se beneficiam da turbidez da água para a proteção da prole contra os predadores visuais (Agostinho *et al.*, 2007b).

O rio Paraná e os biótopos a ele associados vêm sendo influenciados pela retenção de sedimentos e nutrientes pelo reservatório de Porto Primavera, desde o fechamento de suas comportas no final de 1998 (Thomaz *et al.*, 2004). Além da proliferação massiva de macrófitas submersas é esperado que o incremento na transparência da água favoreça a proliferação do grupo de peixes predador visuais, do qual o tucunaré *Cichla kelberi*, uma espécie introduzida da Amazônia, é o representante mais conhecido.

O primeiro registro do tucunaré na região ocorreu em 1985 no reservatório de Itaipu e, no ano seguinte, na planície de inundação do rio Paraná (Agostinho *et al.*, 1994).

Atualmente figura entre as 10 espécies mais importantes nos desembarques do reservatório de Itaipu (Universidade Estadual de Maringá. Nupélia/Itaipu Binacional, 2006). De acordo com Winemiller (1991), esse peixe é um dos piscívoros dominantes das assembléias em ambientes lênticos de águas transparentes e elevadas temperaturas.

Nesse contexto, o presente trabalho visa avaliar a variação temporal na transparência da água em ambientes com diferentes graus de influência do reservatório de Porto Primavera, considerando períodos anteriores e posteriores à sua formação, bem como relacionar essa variação com aquelas da abundância de um predador visual não nativo. Especificamente, busca-se identificar a influência do aumento na transparência da água sobre a proliferação do tucunaré *Cichla kelberi* na planície de inundação do rio Paraná e reservatório de Itaipu e a importância do reservatório de Porto Primavera nesse processo.

Materiais e Métodos

Área de estudo

O presente estudo foi desenvolvido em dois ambientes distintos do rio Paraná, o reservatório de Itaipu e a planície de inundação do alto rio Paraná, localizada a montante.

O reservatório de Itaipu finalizado em 1982, no rio Paraná (na divisa entre Brasil e Paraguai; 24° 15' e 25° 33' S; 54° 00' e 54° 37' W), é um grande reservatório com área de 1350 km², profundidade média de 21m e máxima de 170m. O tempo de residência da água é de aproximadamente 40 dias, e a vazão oscila em torno de 8.200m³.s⁻¹ (Abujanra & Agostinho, 2002). A planície de inundação do alto rio Paraná (22° 20' e 22° 80' S ; 53° 10' e 53°40'W), está localizada num trecho de 230 km entre a barragem de Porto Primavera (formado em 1998) e o reservatório de Itaipu, sendo as amostragens realizadas em ambientes de lagoas, canais e na calha principal dos rios Paraná, Baía e Ivinheima (Fig. 1).



Figura 1. Localização das estações de amostragem. 1=rio Paraná, 2=rio Baía, 3=rio Ivinheima e 4=reservatório de Itaipu.

Coleta de dados

Os dados da transparência da água (profundidade de Secchi; m) na zona lacustre do reservatório de Itaipu (estação 4, na Fig.1) foram obtidos com periodicidade mensal (janeiro/1987 a dezembro/2006, com uma interrupção nos anos de 1995 e 1996). Neste ambiente, a abundância do tucunaré *Cichla kelberi*, expressa em toneladas, foi obtida nos registros diários dos desembarques da pesca profissional, monitorada por técnicos do Núcleo de Pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aqüicultura (Nupélia) da Universidade Estadual de Maringá (UEM) e Itaipu Binacional durante o período de janeiro de 1987 a dezembro de 2006 (interrompido em 1994 e 1999).

Na planície de inundação do alto rio Paraná os dados de transparência foram obtidos na calha dos três rios considerados (estações 1, 2 e 3, na Fig.1), com periodicidade mensal, nos períodos de outubro/1986 a setembro/1988 e de março/1992 a fevereiro/1993, bimestralmente de março/1994 a fevereiro/1995 e trimestralmente de fevereiro/2000 a

novembro/2006. Nestas estações, o tucunaré *C. kelberi* foi capturado com redes de espera e arrastos, com esforço similar ao longo do período, sendo os dados expressos pela média mensal do número de indivíduos e peso capturados nos diferentes anos.

Análises dos dados

Para ambos ambientes considerados, as médias anuais da transparência foram calculadas e representadas graficamente. Além disso, para cada estação considerada (reservatório de Itaipu, rios Paraná, Baía e Ivinheima), foram calculadas médias para os períodos antes (1987-98 em Itaipu e 1986-95 nos rios Paraná, Baía e Ivinheima) e após (2000–06) a formação do reservatório de Porto Primavera. As diferenças nas médias da transparência antes e após a formação do reservatório de Porto Primavera, para o reservatório de Itaipu, foram testadas por ANOVA unifatorial (fator antes e após). Já para a planície de inundação, a ANOVA foi bifatorial (fator 1: antes e após; fator 2: rios – Paraná, Baía e Ivinheima).

Os dados do rendimento de *C. kelberi* no reservatório de Itaipu foram plotados com os de transparência da água e, correlações de Pearson (linear) e Spearman (não-linear) foram utilizadas para avaliar as tendências das relações. Procedimento similar foi utilizado, para os dados de abundância (número de indivíduos e biomassa) nas estação de amostragem da planície de inundação a montante, sendo os diagramas de dispersão apresentado apenas para as correlações significativas.

Os pressupostos de normalidade (teste de Shapiro Wilk) e homocedasticidade (teste de Levene) necessários para as ANOVAs, foram previamente testados. O nível de significância assumido em todos os testes foi de $P < 0,05$.

Resultados

Transparência da água e rendimento do tucunaré no reservatório de Itaipu

Os valores médios da transparência da água, na região lacustre do reservatório de Itaipu apresentaram tendência de aumento, com valores extremos variando entre 0,3 m (em 1987) e 3,5 m (em 2005). Fica evidente, também, que até 1998 a transparência no reservatório não apresentou grandes oscilações, porém, a partir de 1999, o aumento ficou evidente, com maiores valores em 2006 (Fig. 2A).

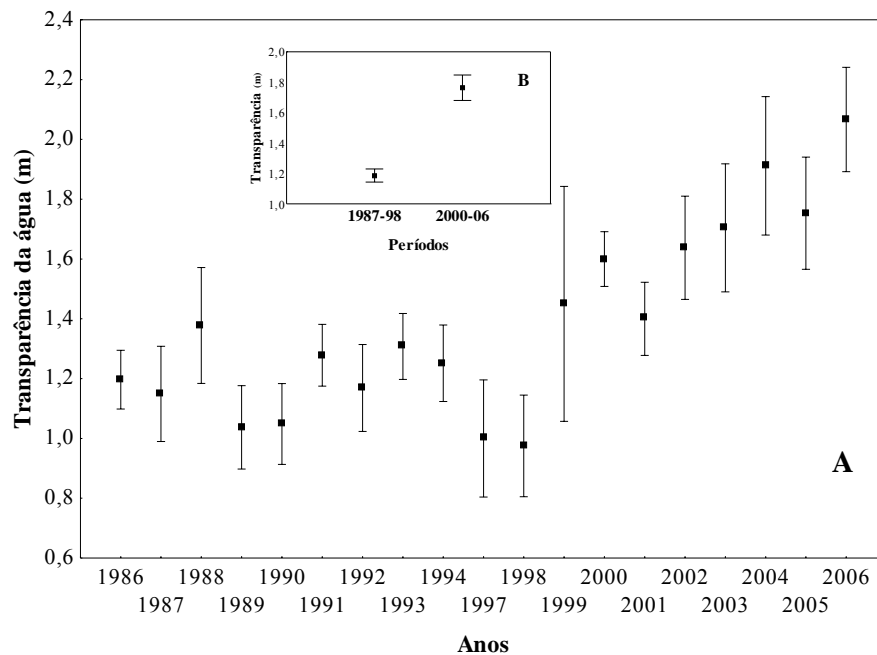


Figura 2. Média (\pm erro padrão) da transparência da água (Secchi, m) no reservatório de Itaipu nos anos analisados (A) e nos períodos antes (1987-1998) e após (2000-2006) a formação do reservatório de Porto Primavera (B).

A ANOVA unifatorial, aplicada após verificação de atendimento dos pressupostos, revelou diferenças entre os períodos ($gl = 18,155$; $F = 3,23$; $p < 0,001$), com médias de transparência menores no período anterior a 1999 (Fig. 2B).

A captura do tucunaré na pesca comercial mostrou-se incipiente até 1993, com rendimento médio de 0,74 ton./ano. Aumento considerável foi registrado em 1995, quando os desembarques da espécie atingiram valores superiores a 8 ton. (Fig. 3). A partir deste ano, o rendimento manteve-se com uma média aproximada de 10 ton até 2001. Novo incremento foi verificado em seguida, com média superior a 14 ton até 2006.

O rendimento do tucunaré no reservatório de Itaipu mostrou-se positiva e significativamente correlacionado com a transparência da água (Fig. 4)

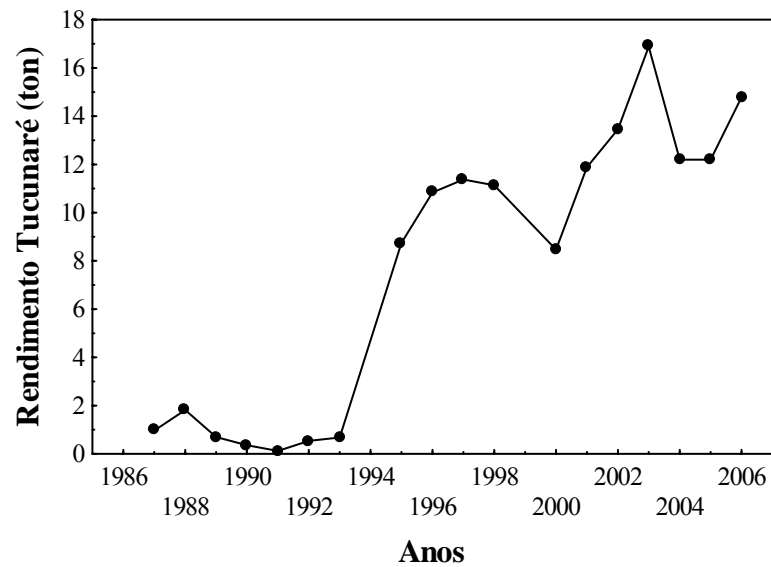


Figura 3. Rendimento anual do tucunaré (ton) nos desembarques pesqueiros do reservatório de Itaipu, durante o período de 1987 a 2006 (ausência de dados para os anos de 1994 e 1999).

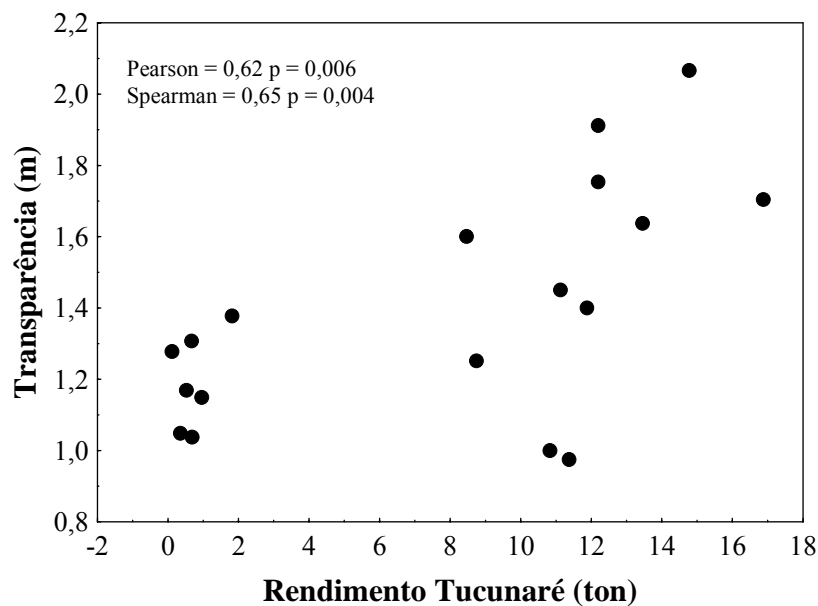


Figura 4. Relação entre o rendimento do tucunaré (ton) e a transparência da água (Secchi) no reservatório de Itaipu, durante o período de 1987 a 2006.

Transparência da água e captura do tucunaré na planície de inundação do alto rio Paraná

Os valores médios anuais da transparência da água na planície de inundação do alto rio Paraná foram baixos durante os anos de 1986 a 1995, sendo similares nos três subsistemas. As médias desse período oscilaram entre 0,95m no Paraná e 0,68m, no Ivinheima. Nos anos subseqüentes, após a formação do reservatório de Porto Primavera, constatou-se uma rápida elevação desses valores no rio Paraná, com uma média de 2,5m para o período de 2000 a 2006, porém com média anual de 3,5m no último ano. Já nos subsistemas Baía e Ivinheima os

valores médios não tiveram alterações nesse mesmo período (Baía = 0,80 m e Ivinheima = 0,63) - Figura 5A.

A análise de variância bifatorial aplicada para os valores de transparência da água, após a verificação dos pressupostos, mostrou variações significativas entre os subsistemas ($gl = 2,383$; $F = 163,84$; $p < 0,001$) e entre os períodos de 1986-1995 e 2000-2006 ($gl = 1,383$; $F = 67,06$; $p < 0,001$). Entretanto, as interações entre esses dois fatores foram também significativas ($gl = 2,383$; $F = 111,14$; $p < 0,001$) (Fig. 5B), sendo o fato atribuído às variações no rio Paraná, que apresentou tendência de aumento, enquanto as demais, de queda.

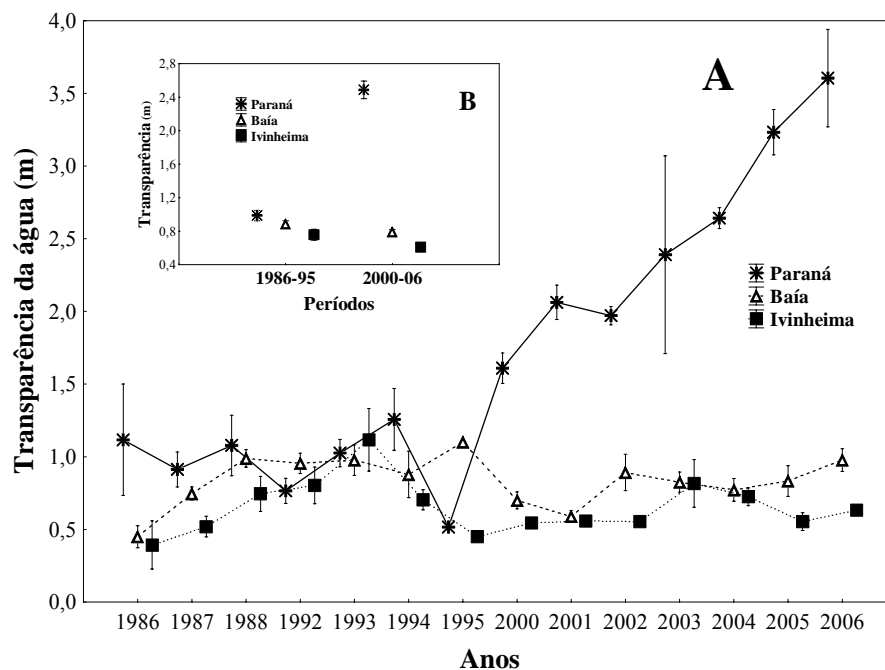


Figura 5. Média (\pm erro padrão) da transparência da água (Secchi, m) nos diferentes subsistemas da planície de inundação do alto rio Paraná (Paraná, Baía e Ivinheima), durante os anos analisados (A) e nos períodos antes (1987-1998) e após (2000-2006) a formação de Porto Primavera (B).

Os primeiros registros de *C. kelberi* na planície de inundação do alto rio Paraná foram em 1992 (subsistemas Paraná e Ivinheima), porém com capturas pouco expressivas, tanto em número (Fig. 6A) como em biomassa (Fig. 6B), sendo essa tendência mantida até 1999. O número médio mensal de indivíduos mostrou elevações a partir do ano 2000, alcançando o máximo em 2002 e 2003. As reduções subseqüentes no número foram acompanhadas de elevação no rio Baía. A elevada abundância numérica em 2003 e a baixa biomassa no rio Paraná estão relacionadas com um grande número de indivíduos jovens. No subsistema Ivinheima, durante todo o período estudado, as capturas de *C. kelberi* foram baixas.

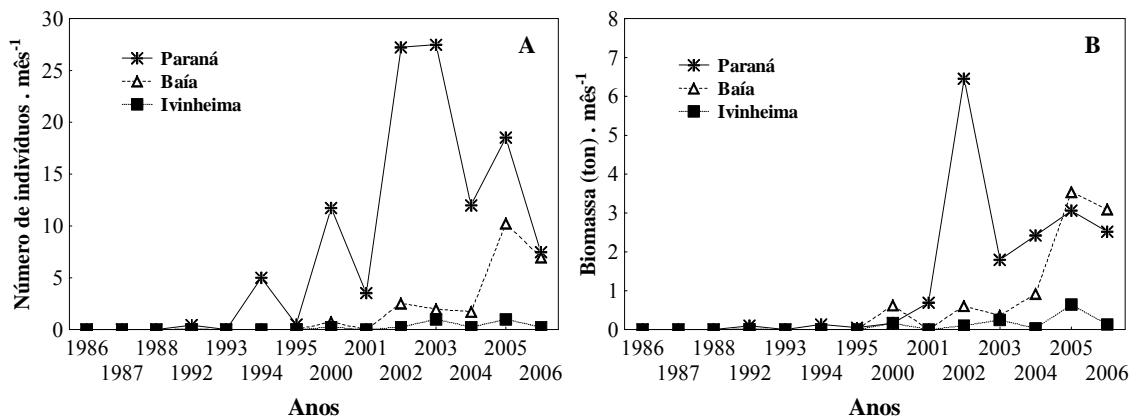


Figura 6. Captura em número (A) e biomassa (B) de *C. kelberi* nos subsistemas da planície de inundação do alto rio Paraná (Paraná, Baía e Ivinheima), durante os anos analisados.

Correlações entre a transparência da água e abundância do tucunaré mostraram-se positivas nos subsistemas Paraná e Baía, com elevadas correlações em número no Baía, e em biomassa no Paraná, sendo que esta última foi a única significativa (Tab. 1), representada graficamente na Figura 7.

Tabela 1. Valores das correlações de Spearman e Pearson entre a transparência da água e a captura em biomassa (ton./mês) e número (ind./mês) de *C. kelberi* na planície de inundação do alto rio Paraná (subsistema Paraná, Baía e Ivinheima). Valores em negrito foram significativos ($p < 0,05$).

Subsistemas	<i>Biomassa</i>		<i>Número</i>	
	Spearman	Pearson	Spearman	Pearson
Paraná	0,76	0,48	0,56	0,46
Baía	0,06	0,49	0,77	0,51
Ivinheima	-0,03	-0,50	0,04	-0,21

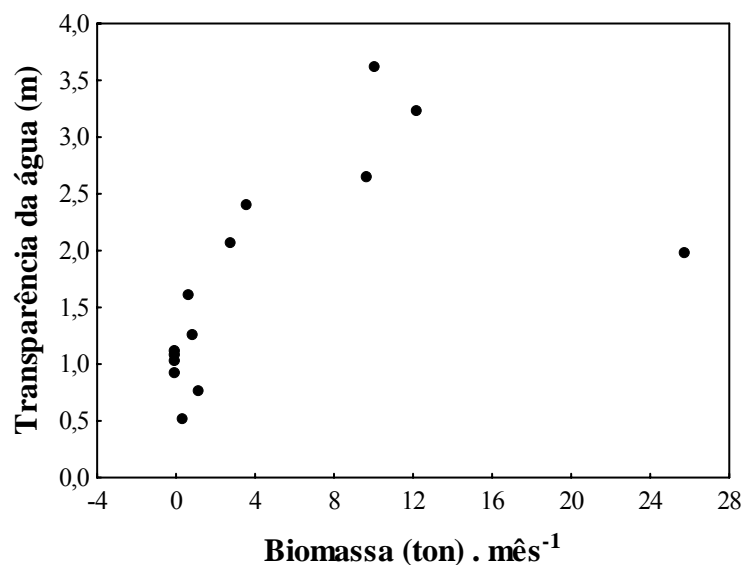


Figura 7. Relação entre a biomassa capturada (ton) de *C. Kelberi* e a transparência da água (Secchi) no subsistema Paraná na planície de inundação do alto rio Paraná durante os anos analisados.

Discussão

A retenção de sólidos em suspensão e nutrientes é uma característica comum aos reservatórios, sendo acentuada em rios que apresentam reservatórios em cascata, onde o efeito cumulativo da retenção de nutrientes contribui para a oligotrofização do rio como um todo, com reflexos altamente negativos na pesca (Ney, 1996; Barbosa *et al.*, 1999; Agostinho *et al.*, 2005). Essa retenção tem sido associada ao empobrecimento da planície de inundação do rio Paraná, com as cheias subtraindo alguns nutrientes limitantes à produtividade, ao invés de adicioná-los (Agostinho *et al.*, 2007c).

A influência do reservatório de Porto Primavera na retenção de material em suspensão no trecho do rio Paraná, a jusante, é claramente demonstrada neste trabalho tanto pela variação temporal nos valores de transparência após a sua formação, como pelas tendências de variação nesses valores entre ambientes submetidos a diferentes graus de influência desse reservatório. Essa ocorrência já havia sido detectada por Thomaz *et al.* (2004) e Luz-Agostinho (2005) nos primeiros anos após o fechamento das comportas dessa barragem. É provável que os anos de estiagem que se seguiram ao represamento tenham contribuído para o fato. Embora a proliferação de bivalves invasores no hemisfério norte, em particular do mexilhão zebra *Dreissena polymorpha*, tem sido associado a elevações na transparência da água pelos seus efeitos na absorção de cálcio e mudanças na alcalinidade (Barbiero *et al.*, 2006), não há evidências de que o mesmo processo tenha produzido esses resultados na planície e reservatório de Itaipu. A explosão das populações de bivalves invasores *Corbicula fluminea* e *Limnoperna fortunea*, detectados pela primeira vez em 1990 e 2001, respectivamente, foi ainda maior nos rios Baía e Ivinheima, especialmente a última (Takeda *et al.*, 2004; Universidade Estadual de Maringá. Nupélia/PELD, 2006).

O incremento na transparência pode promover modificações relevantes na biota, desde a proliferação massiva de vegetação submersa até desequilíbrios populacionais, especialmente os relacionados ao favorecimento de predadores visualmente orientados (Agostinho *et al.*, 2007a). Rodriguez & Lewis (1997) avaliou a influência de 22 variáveis ambientais na estruturação das assembleias de peixes em lagos da planície de inundação do rio Orinoco, concluindo que apenas quatro delas foram bons preditores, ou seja, transparência, condutividade, profundidade e área. Nesse estudo a transparência esteve altamente relacionada com a densidade das espécies piscívoras, sendo as espécies com adaptações sensoriais para baixa luminosidade abundantes em águas túrbidas enquanto aquelas com orientação visual, em águas claras. Resultados similares foram registrados também por Mol &

Ouboter (2004) que, estudando assembléias de peixes nos rios do Suriname, relatam a dominância de Gymnotiformes, com adaptações a baixa luminosidade em ambientes em rios de elevada turbidez e Cichlidae e Characiformes (peixes diurnos, com grandes olhos) em rios de águas claras.

A transparência da água influencia as interações predador-presas por alterar a distancia de reação dos peixes face a mudanças no alcance de visão da presa. O tucunaré (*Cichla* spp.), um predador de topo introduzido na bacia do rio Paraná, é reconhecidamente beneficiado pela elevação na transparência da água (Zaret, 1976; Mol & Ouboter, 2004). O fato desses peixes poder caçar em grupo (Rodriguez & Lewis, 1997) deve tornar mais efetiva a tática de predação visual em corpos de água transparentes.

A presença do tucunaré na região desse estudo tem sido registrada desde a década de 1980. No reservatório de Itaipu as populações de tucunaré têm sido exploradas por pescadores amadores e, principalmente, por esportivos. Porém só a partir do ano de 1995 adquiriu importância nos desembarques comerciais (Universidade Estadual de Maringá. Nupélia/Itaipu Binacional, 2006). Já na pesca experimental na planície de inundação do Rio Paraná, localizada a montante, sua relevância só se manifestou após o ano 2000. Vários relatos mostram o efeito devastador da introdução de espécies desse gênero em novos corpos de água. Entre os dois casos clássicos de impactos de espécies introduzidas sobre a fauna de peixes nativa, um deles envolve essa espécie, ou seja, a introdução de *Cichla ocellaris* no lago Gatún, canal do Panamá (Zaret & Paine, 1973), sendo o outro o da perca do Nilo no Lago Vitória (Kaufman, 1992). Outros estudos tratam também de impactos dos tucunarés sobre a ictiofauna, destacando-se os de Santos *et al.* (1994) que demonstram a redução de espécies de pequeno porte em reservatórios da bacia do Rio Grande, ou de Latini & Petrere (2004), que relatam reduções marcantes na riqueza e diversidade de espécies nativas em lagos da bacia do rio Doce.

A relação positiva entre a transparência da água e a abundância de *C. kelberi* nos ambientes afetados por represamento, comprova a influência dessa variável na ocupação da região estudada por essa espécie, evidenciando igualmente um impacto adicional do reservatório, em geral negligenciado nas avaliações de impactos desses empreendimentos. Assim, o processo de deposição da carga suspensa no reservatório e a decorrente elevação da transparência atuam sinergicamente sobre uma outra modalidade de impacto que é o de espécies introduzidas visualmente orientadas, facultando sua proliferação até então contida pela turbidez. De acordo com Winemiller (1991), o tucunaré é um piscívoro dominante nas assembléias de ambientes lênticos, de águas transparentes e elevadas temperaturas. Isso

explica sua explosão populacional na área do reservatório de Itaipu e sugere que, nesse processo, a transparência foi mais relevante que o caráter lântico da água, visto que nos rios Baía e Ivinheima prevalecem essa última condição.

Referências

- Abujanra, F. & A.A. Agostinho. 2002. Dieta de *Hypophthalmus edentatus* (Spix, 1829) (Osteichthyes, Hypophthalmidae) e variações de seu estoque no reservatório de Itaipu. *Acta Scientiarum. Biological Science*, 24 (2): 401-410.
- Agostinho, A.A., H.F. Júlio Jr. & M. Petrere Jr. 1994. Itaipu reservoir (Brazil): impacts of the impoundment on the fish fauna and fisheries. Pp. 171-184. In: Cowx, I.G. (Ed.). *Rehabilitation of Freshwater Fisheries*. Osney, Mead, Oxford: Fishing News Books.
- Agostinho, A.A., L.C. Gomes & F.M. Pelicice. 2007. *Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatório do Brasil*. EDUEM, Maringá, 501p.
- Agostinho, A.A., L.C. Gomes, S.M. Thomaz & N.S. Hahn. 2004. The upper Paraná river and its floodplain: main characteristics and perspectives for management and conservation. Pp. 381-393. In: Thomaz S.M., A.A. Agostinho & N.S. Hahn (Eds.). *The upper Paraná river and its floodplain: physical aspects, ecology and conservation*. Backhuys Publishers, Leiden, 393p.
- Agostinho, A.A., Pelicice F.M., A.C. Petry, L.C. Gomes & H.F. Júlio Jr. 2007c (in press). Fish diversity in the upper Paraná River basin: habitats, fisheries, management and conservation. *Aquatic Ecosystem Health & Management*.
- Agostinho, A.A., F.M. Pelicice & H.F. Júlio Jr. 2006. Biodiversidade e Introdução de Espécies de Peixes: unidades de conservação. Pp. 95-117. In: Campos J.B., M.G.P. Tossulino, C.R.C. Muller. *Unidades de Conservação: ações para valorização da biodiversidade*. Instituto Ambiental do Paraná, Curitiba.
- Agostinho, A.A., S.M. Thomaz & L.C. Gomes. 2005. Conservation of the Biodiversity of Brazil's Inland Waters. *Conservation Biology*, 19 (3): 646-652.
- Agostinho, A.A., E.E. Marques, C.S. Agostinho, D.A. Almeida, R.J. Oliveira & J.B.M. Rodrigues. 2007b (in press). Fish ladders: migrations on one-way routes? *Neotropical Ichthyology*.
- Barbiero, R.P., M.L. Tuchman & E.S. Millard. 2006. Post-dreissenid increases in transparency during summer stratification in the offshore waters of Lake Ontario: Is a reduction in whiting events the cause? *Journal of Great Lakes Research*, 32 (1): 131-141.
- Barbosa, F.A.R., J. Padisák, E.L.G. Espíndola, G. Borics & O. Rocha. 1999. The cascading reservoir continuum: Concept (CRCC) and its application to the river Tiete basin, Sao Paulo State, Brazil. Pp. 425-438. In: Tundisi, J.G. & M. Straskraba (Eds.). *Theoretical reservoir ecology and its applications*. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands.

- Davis, M.A.; J.P. Grime & K. Thompson. 2005. Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invasibility. *Journal of Ecology*, 88: 528-534.
- Kaufman, L. 1992. Catastrophic change in species-rich freshwater ecosystems: the lessons of Lakes Victoria. *BioScience*, Washington, DC, 42 (11): 846-858.
- Latini, A.O. & M. Petrere Jr. 2004. Reduction of a native fish fauna by alien species: an example from Brazilian freshwater tropical lakes. *Fisheries Management & Ecology* 11: 71-79.
- Luz-Agostinho, K.D.G. 2005. Influência da regulação do regime de cheias sobre a alimentação e aspectos nutricionais de peixes piscívoros na planície de inundação do alto rio Paraná. Tese de doutorado, PEA/DBI, Universidade Estadual de Maringá, 49p.
- Mack, R.N., D. Simberloff, W.M. Lonsdale, H. Evans, M. Clout & F.A. Bazzaz. 2000. A biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecological Applications*, Washington DC, 10 (3): 689-710.
- Mol, H.J. & P.E. Ouboter. 2004. Downstream effects of erosion from small-scale gold mining on the instream habitat and fish community of a Small Neotropical rainforest stream. *Conservation Biology*, 18 (1): 201-214.
- Moyle, P.B. & T. Light. 1996. Biological invasions of fresh water: empirical rules and assembly theory. *Biological Conservation*, 78: 149-161.
- Ney, J.J. 1996. Oligotrophication and its discontents: effects of reduced nutrient loading on reservoir fisheries. Pp.285-295. In: Miranda, L.E. & D.R. Devries (Eds.). *Multidimensional approaches to reservoir fisheries management*. Bethesda, Maryland: American Fisheries Society.
- Okada, E.K., A.A. Agostinho & L.C. Gomes. 2005. Spatial and temporal gradients in artisanal fisheries of a large Neotropical reservoir, the Itaipu Reservoir, Brazil. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, Ottawa, 62 (3): 714-724.
- Universidade Estadual de Maringá. Nupélia/PELD. 2006. A planície alagável do alto rio Paraná: estruturas e processos ambientais. Relatório Anual do Sítio 6. Coordenador. Agostinho, A.A. Maringá. P.135-137. Relatório técnico anual/apoio CNPq-PELD.
- Rodriguez, M.A. & W.M. Lewis Jr. 1997. Structure of fish assemblages along environmental gradients in floodplain lakes of the Orinoco River. *Ecological Monographs*, 67 (1): 109-128.
- Rodriguez, J.P. 2001. Exotic species introductions into South America: an underestimated threat? *Biodiversity and conservation*, 10: 1983-1996.
- Santos, G.B., P.M. Maia-Barbosa, F. Vieira & C.M. López. 1994. Fish and zooplankton community structure in reservoirs of southeastern Brazil: effects of the introduction of exotic predatory fish. Pp.115-132. In: Pinto-Coelho, R.M., A. Giani & E. Von Sperling (Eds.). *Ecology and human impact on lakes and reservoirs in Minas Gerais, with special reference to future development and management strategies*. SEGRAC, Belo Horizonte-MG.

- Souza Filho, E.E., P.C. Rocha, E. Comunello & J.C. Stevaux. 2004. Effects of the Porto primavera dam on physical environment of the downstream floodplain. Pp. 55-74. In: Thomaz, S.M.; A.A Agostinho & N.S. Hanh (Eds.). The upper Paraná river and its floodplain: physical aspects, ecology and conservation. Backhuys Publishers, Leiden, 393p.
- Takeda, A.M., D.S. Fujita & H.M. Fontes Jr. 2004. Perspectives on exotic bivalves proliferation in the upper Paraná River floodplain. Pp. 97-100. In: Agostinho A.A., L. Rodrigues, L.C. Gomes, S.M. Thomaz & L.E. Miranda (Eds.). Structure and functioning of the Paraná River and its floodplain. EDUEM, Maringá, 275p.
- Thomaz, S.M., T.A. Pagioro, L.M. Bini, M.C. Roberto & R.R.A. Rocha. 2004. Limnological characterization of the aquatic environments and the influence of hydrometric levels. Pp. 75-102. In: Thomaz, S.M., A.A. Agostinho & N.S. Hanh (Eds.) The upper Paraná river and its floodplain: physical aspects, ecology and conservation. Backhuys Publishers, Leiden, 393p.
- Universidade Estadual de Maringá. Nupélia/Itaipu Binacional. 2006. Reservatório de Itaipu: estatística de rendimento pesqueiro. Relatório anual (2005). Elaborado por Agostinho A.A., E.K. Okada, L.C. Gomes, A.M. Ambrósio, H.I. Suzuki, R. Fugi, S. Veríssimo & J.D. Latini. Maringá.
- Winemiller, K.O. 1991. Comparative ecology of *Serranochromis* species (Teleostei: Cichlidae) in the Upper Zamberzi River floodplain. J. Fish. Biol. 39: 617-639.
- Zaret, T.M. & R.T. Paine. 1973. Species introduction in a tropical lake. Science 182 (4111): 449-455.