

**Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”**

**Instituto de Biociências**

**Augusto Seawright Zanatta**

**As interferências das pisciculturas em tanques-rede  
sobre as assembléias de peixes em grandes  
reservatórios do rio Paranapanema (Bacia do Alto  
Paraná)**

**Botucatu, 2011**

**Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”**

**Instituto de Biociências**

**As interferências das pisciculturas em tanques-rede sobre a  
assembléia de peixes em grandes reservatórios do rio**

**Paranapanema (Bacia do Alto Paraná)**

**Augusto Seawright Zanatta**

Tese apresentada ao Instituto de Biociências da Universidade Estadual Paulista - UNESP - Campus de Botucatu, como parte dos requisitos para a obtenção do Título de Doutor em Ciências Biológicas, Área de Concentração: Zoologia.

**Orientador: Prof. Dr. Edmir Daniel Carvalho**

**Botucatu, 2011**

Ficha catalográfica elaborada pela Seção Técnica de Aquisição e Tratamento da Informação  
Divisão Técnica de Biblioteca e Documentação - Campus De Botucatu - UNESP  
Bibliotecária responsável: *Sulamita Selma Clemente Colnago* – CRB 8/4716

Zanatta, Augusto Seawright.

As interferências das pisciculturas em tanques-rede sobre as  
assembléias de peixes em grandes reservatórios do rio Paranapanema (bacia  
do Alto Paraná) / Augusto Seawright Zanatta. - Botucatu, 2011

Tese (doutorado) - Instituto de Biociências de Botucatu, Universidade  
Estadual Paulista, 2011

Orientador: Edmir Daniel Carvalho

Capes: 20502001

1. Ecossistemas aquáticos 2. Recursos Pesqueiros. 3. Bioinvasão

Palavras-chave: Alto Paraná; Assembléia de peixes residentes; Biologia da  
conservação; Eutrofização; Piscicultura em tanques-rede

**DEDICO**

**A meu pai Erineu Luis Zanatta (*in memorem*)**

**OFEREÇO**

**A minha mãe Laura Seawright Zanatta,**

**pelo constante apoio na batalha**

**...SE O QUADRO É EM PRETO E BRANCO**

**COLORIR É DISFARÇAR...**

**Melhor Assim (Poléxia)**

## AGRADECIMENTOS

Antes de pessoas ao meu redor, dou graças a alguém que vive dentro de mim, Deus.

Agradeço a todas as pessoas que direta ou indiretamente participaram do auxílio e execução deste trabalho:

Ao Instituto de Biociências da Universidade Estadual Paulista, Campus de Botucatu.

A meus pais, pela compreensão e auxílio nos muitos difíceis momentos em que passei durante esta caminhada.

Um agradecimento muito mas muito especial à Mariana Corvino dos Santos, muitíssimo grato pela compreensão, apoio e companheirismo.

Ao Prof. Dr. Edmir Daniel Carvalho, que, antes de ser meu mestre, é considerado meu amigo.

Ao amigo e biólogo Dr. Mário Luis Orsi pelas oportunidades e conselhos até hoje concedidos a minha pessoa. E por toda a confiança em mim depositada.

Aos grandes amigos e companheiros: Daniele Traficante “Traff”, Luciano Aires “Marano”, Daniel Duarte “Teta”, Fernando Yuldi, Armando Casimiro, Gregório Kurchevski “Greg”, Paulo Cichi, Márcio, Helan, João Paulo, Bruno Castilho, Domingos Neto “Netão”, Bruno Trindade “Brunão”, Fábio Seiva, Débora, Khaled, Dani Fossato, Gilmar, Fabrício “Facão”, Maurício e claro não posso me esquecer da Angela (mãe do Fábio) pelos momentos inesquecíveis e

sem os quais eu não teria visto o sol nascer em dias de semana e muitas das minhas manhãs poderiam ter sido mais produtivas.

A todos os meus colegas de laboratório, Ana Carolina “Magrela”, André Nóbile “Sabor”, Igor Paiva Ramos, Jaciara Vanessa Kruger Paes, Ana Paula Vidotto, Heleno Brandão, Felipe “Limão”, Gian Marco Silva David, José Luiz Costa Novaes, Sandro Brito e Ricardo Teixeira.

Pensando que eu me esqueci né... se enganaram... Ao Laboratório de Parasitologia de Animais Silvestres (LAPAS), nas pessoas do grande e muito amigo Prof. Dr. Reinaldo José da Silva e a amiga Érica de Oliveira Penha Zica (sucesso sempre).

Aos mais novos porém não esquecidos companheiros de trabalho da Universidade Estadual do Norte do Paraná, Bruno Galindo, Viviane Alves, Carlos Aggio, Lindalva Maduenho, Kathya Assmann, Diego e Rodrigo Poletto.

À Duke-Energy International (Geração Paranapanema) pela disponibilização dos dados operacionais da Usina Hidroelétrica de Chavantes.

Às agências de fomento: CNPq CT-Hidro (Proc. n.º. 556266/2006-4) pela concessão da bolsa de estudo e FINEP/MCT (Proc. n.º. 01.06.0326.00) pelo auxílio concedido ao orientador que possibilitou o desenvolvimento deste trabalho.

Que me desculpem os esquecidos...

# ÍNDICE

## **Capítulo 1 – Interferências bio-ecológicas da tilapicultura em um grande reservatório Neotropical: condições limnológicas e assembléia de peixes residentes**

Resumo.....	02
Abstract.....	02
Introdução.....	03
Material e Métodos.....	04
Resultados.....	08
Discussão.....	18
Referências Bibliográficas.....	23

## **Capítulo 2 – Reflexos ambientais de um grande reservatório em resposta às emissões de efluentes de um sistema de piscicultura em tanques-rede**

Resumo.....	30
Abstract.....	30
Introdução.....	31
Material e Métodos.....	33
Resultados.....	37
Discussão.....	48
Referências Bibliográficas.....	53

## **Capítulo 3 – A polêmica das pisciculturas em tanques rede e os recursos naturais dos grandes reservatórios do Alto Paraná.....62**

# **PRIMEIRO CAPÍTULO**

# Interferências bio-ecológicas da tilapicultura em um grande reservatório Neotropical: condições limnológicas e assembléia de peixes residentes

## Resumo

Atualmente, a filosofia da sustentabilidade ambiental que foca a preocupação com o uso racional dos recursos hídricos e pesqueiros, em particular a aqüicultura, está aumentando em nossa sociedade. Portanto, é preciso empregar esforços compatibilizando processos antagônicos da produção de alimento versus preservação ambiental. Neste contexto, o presente trabalho objetivou avaliar as possíveis interferências ambientais (limnológicas e ictiológicas) de um empreendimento de tilapicultura em tanques-rede no reservatório de Chavantes (Médio Rio Paranapanema, SP/PR). Para tanto, foram efetuadas 12 coletas mensais (fev/07-jan/08) de variáveis físico químicas da água e da assembléia de peixes em um trecho vicinal ao sistema de tilapicultura (TR) e outro trecho controle (CR). Em relação às variáveis físico químicas da água apenas a temperatura e o oxigênio dissolvido apresentaram diferenças significativas, sendo a primeira mais elevada no trecho TR e a segunda no trecho CR. Para a assembléia de peixes. Independente do trecho amostrado foram capturados 1274 indivíduos (19 espécies), sendo que cinco espécies foram exclusivas do trecho CR. Dentre os atributos ecológicos tanto a riqueza quanto a diversidade de espécies foram significativamente mais elevadas no trecho CR, assim como a dominância foi para o trecho TR. Os resultados diagnosticados para a dominância podem ser atribuídos devido à elevada representatividade de *Pimelodus maculatus* no trecho TR, espécie oportunista e onívora, o que favorece a sua adaptação à esse ambiente. Estes dados permitem inferir que o sistema de tilapicultura em tanques-rede está causando consecutivos distúrbios ambientais, os quais estão sendo responsáveis por interferir na integridade ambiental resultando em uma reestruturação significativa da assembléia de peixes na área sob influência da tilapicultura no reservatório de Chavantes.

**Palavras chave** – Aporte de nutrientes; Assembléia de peixes; Preservação ambiental; Tilapicultura.

## Abstract

Nowadays the environmental care is focusing on the sustainable use thru the rational occupation of the hydric and fishing sources, particularly aquaculture. For this to occur is necessary a deep correlation between the production system and preservation efforts. The present paper focus on the evaluation of the environmental interferences (limnologic and ictiologic) caused by Tilapia cage fish farm activities in the Chavantes reservoir (Middle Paranapanema River SP/PR). This work was based on 12 monthly samplings, occurred between February/2007 to January/2008 focusing on the water physicochemical variation and fish assemblage analysis in two areas: influenced (neighborhood) by cage fish farm (TR) and none influenced area (CR). The water physicochemical analyses shone significant alterations only in the temperature (higher in TR) and dissolved oxygen (higher in CR). A total of 1274 specimens were collected and grouped in 19 species with five species exclusive to stretch CR. The ecological

analyses of richness and diversity were significantly higher in the CR zone as the dominance index was higher for TR. The dominance index was considered influenced by the *Pimelodus maculatus* high representativity in the TR area, this species is considered onivore and opportunist what explain its numerical abundance. These data concludes that the Tilapia cage fish farming is causing successive harm to the natural systems, provoking alterations in the fishing assemblages in the Chavantes reservoir.

**Key word** – Nutrients input; Fish assemblage; Environmental preservation; Tilapiculture.

## **Introdução**

De acordo com o Ministério da Pesca e Aqüicultura, a produção nacional de pescado teve um crescimento de 25% nos últimos oito anos, sendo 15,7% somente em 2008 e 2009 (MPA, 2010). Comparando-se à 2007, a piscicultura teve um ganho de 60%, em toneladas métricas, tendo o papel fundamental para todo este avanço, o cultivo das diferentes linhagens de tilápias, *Oreochromis niloticus* (Trewavas, 1983) (MPA, 2010). Ainda, de acordo com KUBO (2005) um dos grandes responsáveis pelo crescimento da aqüicultura continental brasileira é o considerável aumento de pisciculturas em tanques-rede, em especial, nos últimos cinco anos.

Apesar da elevada importância econômica deste setor, a carência de mão-de-obra e assistência técnica qualificada, pode em muitos casos, comprometer tanto a viabilidade econômica, quanto causar interferências no ecossistema aquático (AGOSTINHO *et al.*, 2007; CARVALHO *et al.*, 2010). DOMINGUÉS & MARTÍN (2005), discutem que as possíveis alterações sobre o ecossistema são muitas vezes omitidas, isto em razão da possibilidade de frear o atual avanço econômico da produção, desprezando-se a filosofia da sustentabilidade (ELER & MILLANI, 2007). Ainda, o argumento de que a aqüicultura venha a suprir a elevada demanda mundial por pescado é uma questão bastante polêmica, visto que 25% da captura de pescado marinho é destinado a produção de insumos para a fabricação de ração (NAYLOR *et al.*, 1998 e 2000).

A introdução de espécies não nativas e de organismos patogênicos, a eutrofização e o conflito com outros usos da área são discutidos por BEVERIDGE (1984) como principais interferências da aqüicultura sobre o ecossistema aquático.

Em relação às espécies não nativas, WELCOMME (1988) e DIAS (2011) apontam que apesar do grande número de espécies de peixes cultivadas, grande parte da produção sustenta-se em algumas dessas espécies alóctones. Ainda, ARTHUR *et al.* (2010) reportam as tilápias e as carpas, como um caso específico, pois estas estão amplamente distribuídas além dos seus ambientes naturais e perfazem 80% da produção aquícola continental nas regiões tropicais do planeta.

Quanto à eutrofização artificial, alguns autores discutem sobre a emissão do fósforo advindo da ração como o principal agente indutor deste processo, pois para cada kilograma de pescado cultivado cerca de 0,023kg de fósforo é disponibilizado ao ambiente (BEVERIDGE, 1984).

Sabe-se que o olfato é o primeiro senso de orientação na detecção de alimento em várias espécies de peixes (VICKERS, 2000). Desta forma, todo o resíduo biológico (sobras de ração e fezes), além de possível indutor da eutrofização, também servem de atrativo para as assembléias de peixes residentes (PILAY, 2003).

A partir destas considerações avaliou-se a possível interferência local, na composição e estrutura da ictiofauna residente e nas condições limnológicas, da presença de um empreendimento particular de tilapicultura em tanques-rede no reservatório de Chavantes (Médio Rio Paranapanema, SP/PR).

### **Material e Métodos**

O reservatório de Chavantes é o segundo reservatório de grande porte na cascata do rio Paranapanema, possui formato dendrítico e funcionamento do tipo acumulação. Sua área é de 400Km<sup>2</sup> e seu volume 8.795hm<sup>3</sup>, com vazão defluente média de 279m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup>. É um reservatório com grande profundidade podendo chegar a até 90m na região próxima à barragem, é classificado como oligo mesotrófico apresentando elevada transparência da água (c.a. 5m) nos trechos lânticos e a estratificação térmica bem definida ocorre abaixo dos 20m. O uso e ocupação do solo em sua bacia é caracterizado por atividades agropecuária (NOGUEIRA *et al.*, 2006).

Este estudo foi conduzido em dois trechos deste reservatório: a) em um sistema particular de piscicultura em tanques-rede (TR) e b) outro, considerado como trecho controle (CR), com características fisiográficas similares a do trecho tanque-rede e situado aproximadamente 1km à montante do sistema de piscicultura (Figura 1).

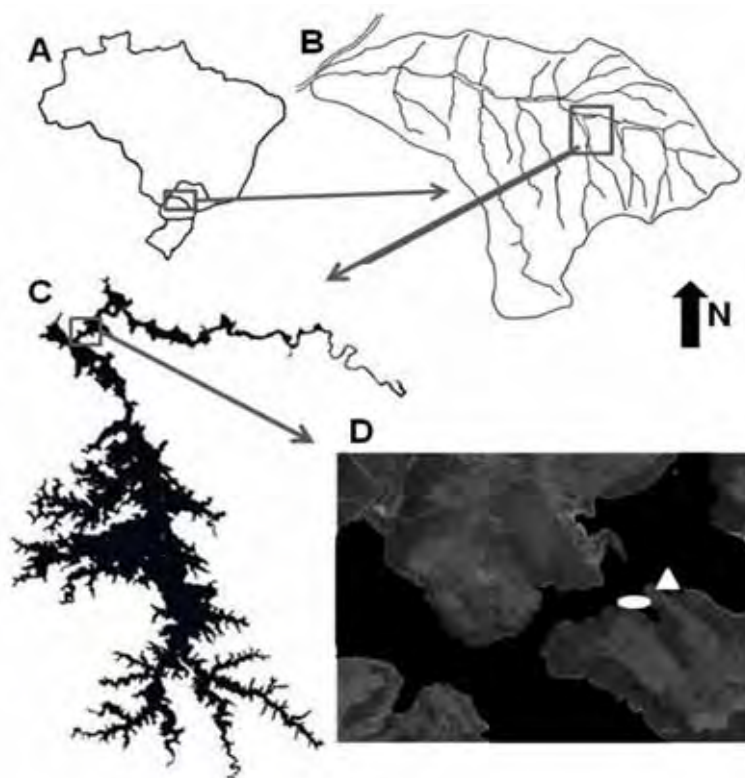


Figura 1 – A) Mapa do Brasil, B) Rio Paranapanema e seus tributários, C) Reservatório de Chavantes e, D) Imagem de satélite (Google Earth) da área de estudo,  $\triangle$  controle e  $\circ$  tanque-rede.

O sistema de piscicultura estava localizado ( $23^{\circ}08'26,43''S$   $49^{\circ}41'38,62''W$ ) no município de Timburi (SP), próximo a barragem do reservatório de Chavantes.

A área ocupada por 250 tanques-rede de  $6\text{ m}^3$  de volume útil abrangiam uma extensão de  $226.840\text{m}^2$  numa região do reservatório com declividades bem acentuadas atingindo até 56m de profundidade. Em termos zootécnicos, este sistema produziu em média 8,7ton de pescado/ciclo em 2,5 ciclos anual. Ainda, a taxa de conversão alimentar variou de 1,4 a 2,4kg/ração para cada 1,0kg de peixe vivo produzido, sendo a espécie exclusiva deste cultivo a tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*) linhagem Chitralada (CARVALHO *et al.*, 2008), espécie não-nativa e de alto potencial invasivo.

As amostragens da ictiofauna (e das variáveis físico químicas da água) foram realizadas mensalmente entre fevereiro de 2007 e janeiro de 2008. Os peixes foram capturados com lotes de redes de espera de monofilamento de nylon (malhagens entre 3 e 14 cm entre nós adjacentes), com 20m de comprimento e 1,50m de altura média, totalizando 450m<sup>2</sup> de rede para cada trecho (controle e tanque-rede). Estas redes permaneciam expostas por aproximadamente 15 horas (das 16:00h até as 7:00h do dia posterior). Apesar da seletividade amostral deste aparato de captura em relação a alguns grupos taxonômicos (LOWE-McCONNEL, 1987), esta técnica proporciona uma medida útil comparativa em relação às alterações espaço-temporal na abundância relativa das espécies de peixes (HUBERT, 1983 *in* GIDO & MATTHEWS, 2000).

Ainda em campo e com base em CLOFFSCA (REIS *et al.*, 2003) os peixes eram identificados até o nível taxonômico de espécie. E os animais com identificação duvidosa foram conservados em solução de formaldeído a 10% e posteriormente foram encaminhados a especialistas. Após identificação foram registrados os dados de comprimento padrão (Lt) em cm e o peso total (Wg) em g.

Exemplares das espécies capturadas estão depositados na Coleção de Peixes do Departamento de Morfologia do Instituto de Biociências da Universidade Estadual Paulista, Botucatu, São Paulo, Brasil.

Também foram registrados perfis verticais (a cada 1m, até um limite de 30m), com o auxílio de uma sonda multiparâmetros Horiba U-10 nos trechos controle e tanques-rede, das seguintes variáveis: pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, temperatura e turbidez da água. E foram coletadas amostras de água em quatro profundidades de cada trecho, usando a garrafa de Van-Dorn, para a análise da concentração dos nutrientes (nitrogênio total – MACKERETH *et al.*, 1978, e fósforo total – STRICKLAND & PARSONS, 1960), material em suspensão (COLE, 1979) e clorofila *a* (TALLING & DRIVER, 1963). A transparência da água foi estimada com o uso do disco de Secchi. Posteriormente, foi calculada a média dos valores dessas variáveis na coluna

de água, incluindo valores após a clina das estratificações térmicas e químicas, só não observadas no inverno.

Dados de pluviosidade mensal acumulada e a variação do nível fluviométrico do reservatório para o período de estudo foram cedidos pela empresa gerenciadora (Duke Energy – Geração Paranapanema).

Os atributos ecológicos (riqueza de espécies – número de espécies capturadas em cada trecho/mês, dominância – BEAMOUND in BENEDITO-CECÍLIO & AGOSTINHO, 1997, diversidade de Shannon-Wiener – KREBS, 1989 e equitabilidade de Pielou – KREBS, 1989) foram determinados e analisados comparativamente entre as assembléias de peixes de cada trecho.

Foram realizadas estatísticas descritivas (mínimo, máximo, média, desvio padrão e erro padrão) sobre os dados brutos das variáveis físico químicas da água e das assembléias de peixes (abundância numérica e biomassa).

Também, análises estatísticas de variância (ANOVA) foram aplicadas segundo ZAR (1999) com o intuito de verificar diferenças, entre os trechos, das variáveis físico e químicas e também para as assembléias de peixes (abundância numérica e biomassa). Todos esses dados foram transformados em  $\text{Log}X+1$ , com exceção do pH, visto que já está em escala logarítmica. A homogeneidade da variância foi testada com o teste de Levene ( $p>0,05$ ). O teste de Fisher LSD foi aplicado a *posteriori* para evidenciar os grupos distintos. A correção de Bonferroni foi utilizada a fim de evitar o erro do tipo I sobre as hipóteses nulas, entretanto, não foram verificadas infrações ( $p>0,05$ ) nos testes utilizados. Ressalvo que as espécies de peixes que não apresentaram distribuição homogênea ou baixa abundância e/ou biomassa foram excluídas destas análises.

A análise de correspondência canônica (ACC) foi aplicada para detectar as possíveis correlações entre as assembléias de peixes (abundância numérica e biomassa) com as variáveis ambientais. Espécies que apresentaram escores próximos de zero foram excluídas da análise, evitando correlações espúrias. Para os dados físicos e químicos observou-se baixo número de correlações significativas utilizando um limite de  $p<0,05$  (95%), assim foram realizadas

10.000 permutações utilizando um nível de significância mais elevado, de  $p < 0,20$ .

A ACC foi realizada usando o software de livre distribuição “R” Cran Project (2005). As ANOVAs, testes pressupostos, a *posteriori* e as regressões múltiplas foram realizadas no software Statistic 6.0.

## Resultados

A área do reservatório de Chavantes apresenta um regime pluviométrico bem definido sazonalmente, com valores elevados no verão e baixos valores no final do outono, inverno e início da primavera. Porém, pode-se detectar chuvas atípicas no inverno (julho/07). Todavia, como a vazão deste ambiente artificial é controlada pelo sistema operacional da UHE, mesmo em meses com altas taxas de pluviosidade o nível fluviométrico deste ecossistema pouco se alterou, sendo que se constata uma variação anual de 4,5m, com oscilações mensais menores que 1,3m (Figura 2).

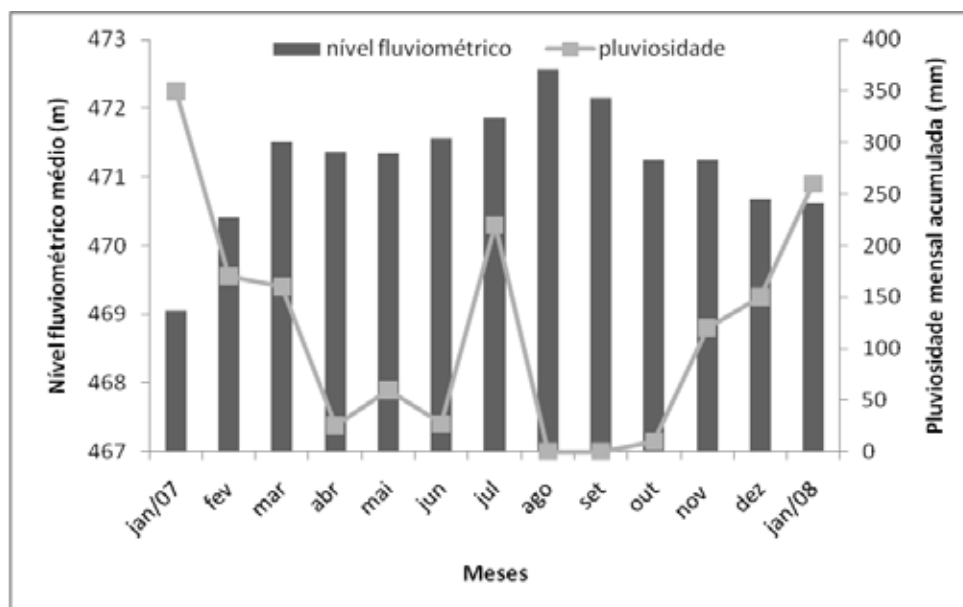


Figura 2 – Variação mensal do nível fluviométrico médio (m) e da pluviosidade acumulada (mm) para o reservatório de Chavantes (SP/PR) no período estudado.

Os valores médios ( $\pm$ desvio-padrão) e mínimo-máximo das variáveis físico e químicas da água estão apresentados na Tabela 1, bem como estão incluídos os resultados da ANOVA. Apenas a temperatura e o oxigênio dissolvido apresentaram diferenças significativas entre os trechos tanque-rede

e controle, sendo que o oxigênio dissolvido apresentou médias mais elevadas no trecho controle, ao passo que a temperatura foi mais elevada no trecho tanque-rede (Tabela 1, Figura 3 A e B).

Tabela 1 – Valores médios±desvio padrão, mínimo-máximo, coeficiente de variação e resultados da ANOVA (F e p) para as variáveis físico e químicas da água nos trechos controle (CR) e tanque-rede (TR) no reservatório de Chavantes (SP/PR) no período de estudo.

Variáveis	CR		TR		ANOVA	
	Média ±DP	Min Max	Média ±DP	Min Max	F	p
<b>Transp. (m)</b>	3,26 ±0,87	1,50 4,50	3,46 ±1,12	1,30 5,80	1,81	0,20
<b>pH</b>	7,31 ±0,55	6,65 8,20	7,24 ±0,43	6,65 7,95	1,78	0,20
<b>Cond. (<math>\mu\text{S.cm}^{-1}</math>)</b>	39,18 ±17,38	13,00 71,00	39,55 ±17,82	13,00 72,50	0,01	0,94
<b>O.D. (<math>\text{mg.L}^{-1}</math>)</b>	7,84 ±0,47	7,00 8,50	7,23 ±0,62	7,00 7,95	12,24	<b>0,00</b>
<b>Temp. (<math>^{\circ}\text{C}</math>)</b>	23,74 ±2,83	19,80 28,00	24,03 ±2,80	19,80 28,00	5,46	<b>0,04</b>
<b>NT (<math>\mu\text{g.L}^{-1}</math>)</b>	0,23 ±0,07	0,05 0,30	0,26 ±0,09	0,05 0,49	0,36	0,56
<b>PT (<math>\mu\text{g.L}^{-1}</math>)</b>	0,06 ±0,06	0,02 0,20	0,04 ±0,01	0,02 0,05	2,63	0,13
<b>Turb. (NTU)</b>	1,99 ±1,22	0,72 5,17	1,99 ±0,94	0,72 4,15	0,18	0,67
<b>Clor. (<math>\mu\text{g.L}^{-1}</math>)</b>	0,86 ±0,87	0,27 3,34	1,13 ±1,10	0,27 3,85	0,63	0,44

Valores em negrito = dados significativos ( $p < 0,05$ ); Transp. – transparência; Cond. – condutividade elétrica; O.D. – oxigênio dissolvido; Temp. – temperatura da água; NT – nitrogênio total; PT – fósforo total; Turb. – turbidez e; Clor. – Clorofila a.

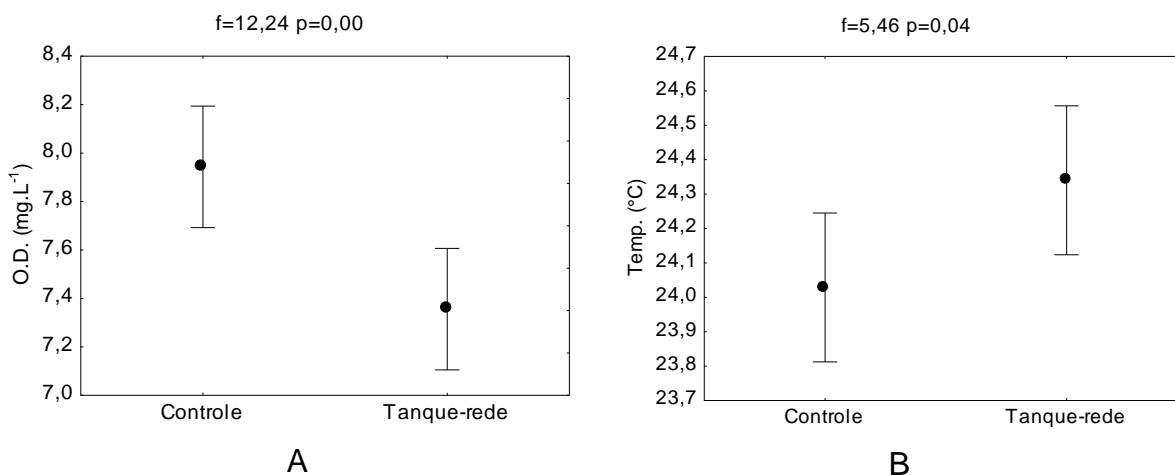


Figura 3 – Valores médios ( $\pm$ erro padrão) do oxigênio dissolvido (A) e da temperatura (B) para os trechos controle e tanque-rede no reservatório de Chavantes no período estudado.

Em relação as assembléias de peixes, independente do trecho amostrado (controle e tanque-rede) foram capturados 1.274 peixes distribuídos em 19 espécies (Tabela 2), sendo que seis espécies juntas foram responsáveis por mais de 91% deste montante, destaque para *Pimelodus maculatus* e *Apareiodon affinis* que representaram 67,02% do total de peixes amostrados (Figura 4).

Tabela 2 – Posição taxonômica, nome científico e acrônimo das espécies de peixes capturadas no reservatório de Chavantes no período estudado.

<b>Classe OSTEICHTHYES</b>	
<b>Sub Classe ACTINOPTERYGHI</b>	
<b>Superordem OSTARIOPHYSI</b>	
<b>Ordem CHARACIFORMES</b>	
<b>Família Characidae</b>	
<b>Subfamília Cynopotaminae</b>	
<i>Galeocharax knerii</i> (Steindachner, 1879)	Gkner <sup>£</sup>
<b>Subfamília Serrasalminae</b>	
<i>Serrasalmus maculatus</i> (Kner, 1858)	Smacu <sup>£</sup>
<i>Piaractus mesopotamicus</i> (Holmberg, 1887)	Pmeso <sup>⊖</sup>
<b>Incertae Sedis</b>	
<i>Astyanax altiparanae</i> (Garutti & Britski, 2000)	Aalti <sup>£</sup>
<b>Família Acestrorhynchidae</b>	
<i>Acestrorhynchus lacustris</i> (Lütken, 1875)	Alacu <sup>£</sup>
<b>Família Erythrinidae</b>	
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	Hmala <sup>£</sup>
<b>Família Anostomidae</b>	
<i>Leporinus amblyrhynchus</i> (Garavello & Britski, 1987)	Lamb <sup>⊖</sup>
<i>Leporinus friderici</i> (Bloch, 1794)	Lfrid <sup>£</sup>
<i>Leporinus obtusidens</i> (Valenciennes, 1837)	Lobtu <sup>£</sup>
<i>Leporinus octofasciatus</i> (Steindachner, 1915)	Locto <sup>£</sup>
<i>Schizodon nasutus</i> (Kner, 1858)	Snasu <sup>£</sup>
<b>Família Curimatidae</b>	
<i>Steindachnerina insculpta</i> (Fernández – Yépez, 1948)	Sinsc <sup>£</sup>
<b>Família Prochilodontidae</b>	
<i>Prochilodus lineatus</i> (Valenciennes, 1837)	Pline <sup>£</sup>
<b>Família Parodontidae</b>	
<i>Apareiodon affinis</i> (Steindachner, 1879)	Aaffi <sup>£</sup>
<b>Ordem SILURIFORMES</b>	
<b>Família Pimelodidae</b>	
<i>Pimelodus maculatus</i> (Lacepède, 1803)	Pmacu <sup>⊖</sup>

Continuação tabela 2

<i>Iheringichthys labrosus</i> (Lütken, 1874)	Ilabr <sup>£</sup>
<b>Ordem PERCIFORMES</b>	
<b>Família Cichlidae</b>	
<b>Subfamília Pseudocrenilabrinae</b>	
<i>Oreochromis niloticus</i> (Trewavas, 1983)	Onilo <sup>*</sup>
<i>Tilapia rendalli</i> (Boulenger, 1897)	Trend <sup>*£</sup>
<b>Família Sciaenidae</b>	
<i>Plagioscion squamosissimus</i> (Heckel, 1840)	Psqua <sup>*£</sup>

\* Espécies não-nativas; <sup>£</sup> Mais abundantes CR; <sup>°</sup> Mais abundantes TR

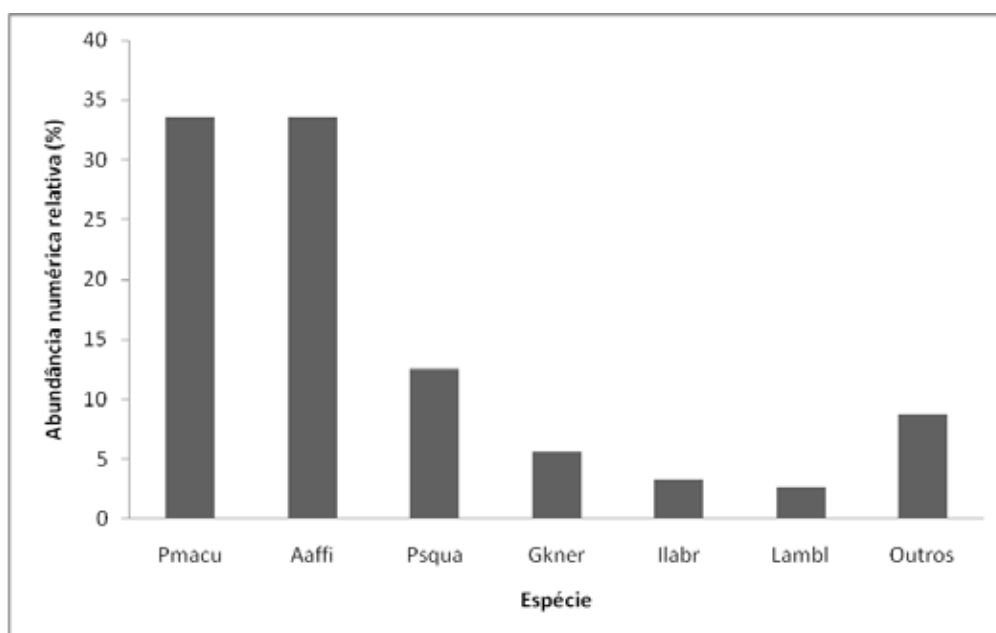


Figura 4 – Abundância numérica relativa (%), das espécies de peixes capturadas no reservatório de Chavantes no período estudado.

Dentre os 1.274 peixes amostrados, 47,25% (602 animais) foram capturados no trecho controle e 52,75% (672 animais) no trecho tanque-rede. Já entre as 19 espécies capturadas, cinco foram exclusivas do trecho controle, a saber: *Hoplias malabaricus*, *Leporinus friderici* e *Leporinus obtusidens* todas com apenas um indivíduo capturado, *Tilapia rendalli* com dois espécimes amostrados e *Leporinus octofasciatus* com seis indivíduos capturados.

A análise estatística (ANOVA) dos valores médios dos atributos ecológicos para o período de estudo, mostrou que apenas a equitabilidade não apresentou diferença significativa, sendo que no trecho controle a média foi de

0,58 ( $\pm 0,17$ ) e no trecho tanque-rede, média de 0,57 ( $\pm 0,18$ ) ( $F= 0,05$ ;  $p= 0,81$ ), já a riqueza e diversidade foram mais elevadas no trecho controle (Figura 5 A e B respectivamente) e a dominância no trecho tanque-rede (Figura 5 C).

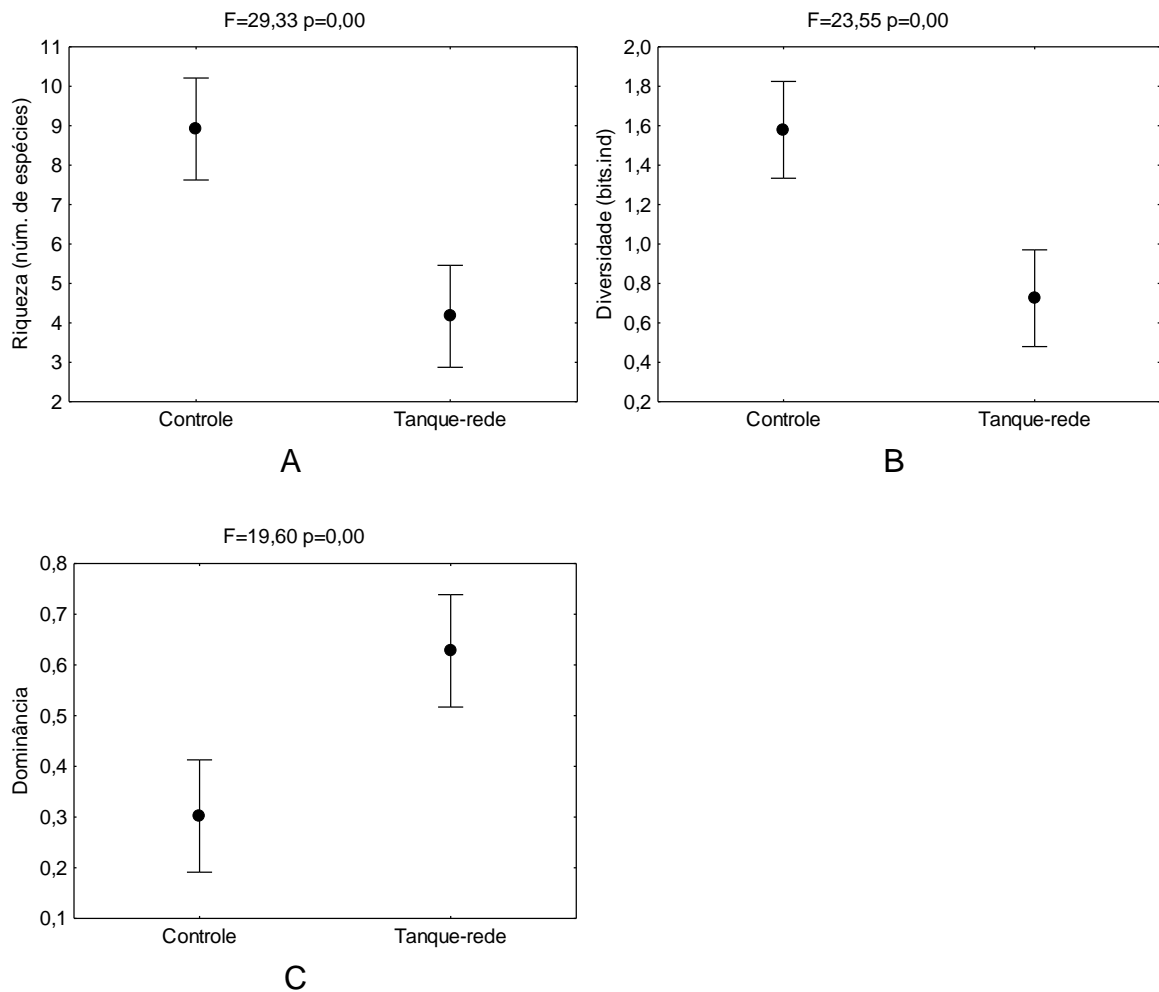


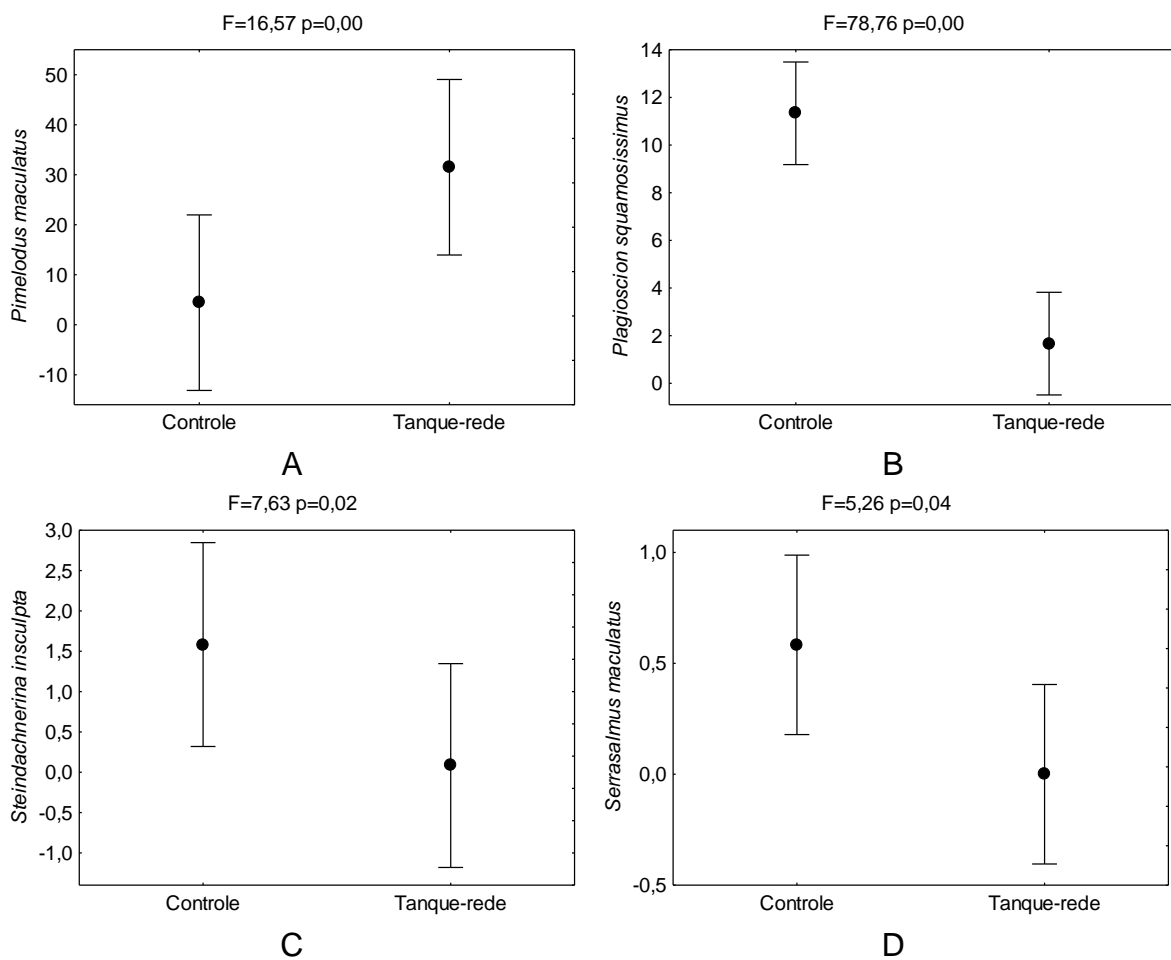
Figura 5 – Valores médios ( $\pm$ erro padrão) dos atributos ecológicos (riqueza de espécies - A, diversidade - B e dominância - C) das espécies de peixes coletadas nos trechos controle e tanque-rede no reservatório de Chavantes no período estudado.

As espécies *H. malabaricus*, *L. friderici*, *L. obtusidens*, *L. octofasciatus*, *O. niloticus* e *T. rendalli*, foram excluídas da ANOVA aplicada sobre a abundância numérica dos peixes, pois estas foram espécies com baixa freqüência, já os resultados desta análise para as demais espécies e para a abundância total estão apresentados na Tabela 3. Para o trecho tanque-rede apenas *P. maculatus* (Figura 6 A) foi mais abundante, enquanto que no trecho controle as espécies *P. squamosissimus*, *S. insculpta*, *S. maculatus* e *S. nasutus* foram mais abundantes (Figura 6 B, C, D e E respectivamente).

Tabela 3 – Resultados da análise estatística ANOVA (F e p) para a abundância numérica das espécies de peixes coletadas mensalmente nos trechos controle e tanque-rede do reservatório de Chavantes no período estudado.

Espécies	ANOVA	
	F	p
<i>Acestrorhyncus lacustris</i>	1,73	0,21
<i>Apareiodon affinis</i>	3,04	0,11
<i>Astyanax altiparanae</i>	0,03	0,86
<i>Galeocharax knerii</i>	0,11	0,75
<i>Iheringichthys labrosus</i>	2,24	0,16
<i>Leporinus amblyrhyncus</i>	0,62	0,45
<i>Piaractus mesopotamicus</i>	0,08	0,78
<i>Pimelodus maculatus</i>	16,57	<b>0,00</b>
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	78,76	<b>0,00</b>
<i>Prochilodus lineatus</i>	3,35	0,09
<i>Schizodon nasutus</i>	15,04	<b>0,00</b>
<i>Serrasalmus maculatus</i>	5,26	<b>0,04</b>
<i>Steindachnerina insculpta</i>	7,63	<b>0,02</b>
Abundância Total	0,03	0,87

Em negrito dados significativos ( $p < 0,05$ )



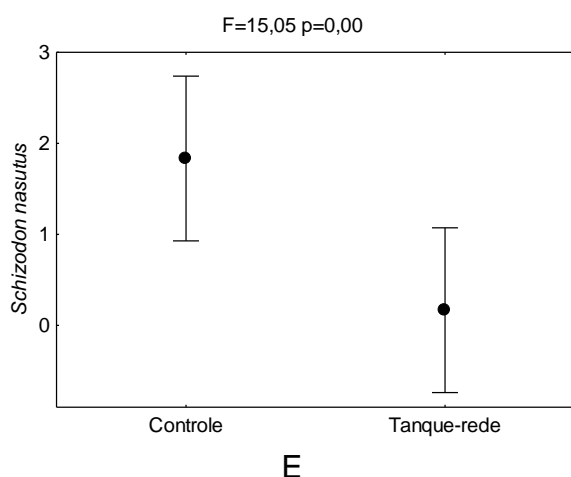


Figura 6 – Valores médios ( $\pm$ erro padrão) da abundância numérica de *Pimelodus maculatus* (A), *Plagioscion squamosissimus* (B), *Steindachnerina insculpta* (C), *Pimelodus maculatus* (D) e *Schizodon nasutus* (E) coletados nos trechos controle e tanque-rede no reservatório de Chavantes no período estudado.

Com relação à biomassa, as espécies *H. malabaricus*, *L. friderici*, *L. obtusidens*, *L. octofasciatus*, *O. niloticus*, *P. mesopotamicus* e *T. rendalli*, foram excluídas da ANOVA, pois suas biomassas não foram representativas. A Tabela 4 apresenta os resultados da ANOVA aplicada sobre a biomassa das demais espécies e a biomassa total. Novamente a espécie *P. maculatus* apresentou diferença significativa com maior média no trecho tanque-rede (Figura 7 A), já as espécies *A. affinis*, *I. labrosus*, *P. squamosissimus*, *S. insculpta* e *S. nasutus* tiveram suas biomassas mais representativas no trecho controle (Figura 7 B, C, D, E e F respectivamente).

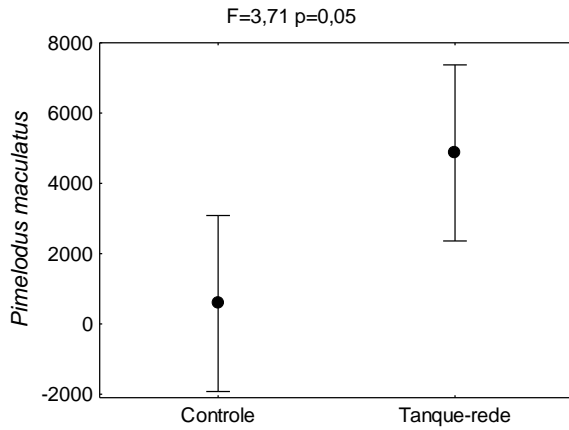
Tabela 4 – Resultados da análise estatística ANOVA (F e p) para a biomassa das espécies de peixes coletadas nos trechos controle e tanque-rede do reservatório de Chavantes no período estudado.

Espécies	ANOVA	
	F	p
<i>Acestrorhynchus lacustris</i>	2,19	0,17
<i>Apareiodon affinis</i>	4,63	<b>0,05</b>
<i>Astyanax altiparanae</i>	0,04	0,84
<i>Galeocharax knerii</i>	0,83	0,38
<i>Iheringichthys labrosus</i>	5,74	<b>0,04</b>
<i>Leporinus amblyrhynchus</i>	3,01	0,11
<i>Pimelodus maculatus</i>	3,71	<b>0,05</b>
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	18,17	<b>0,00</b>
<i>Prochilodus lineatus</i>	1,68	0,22

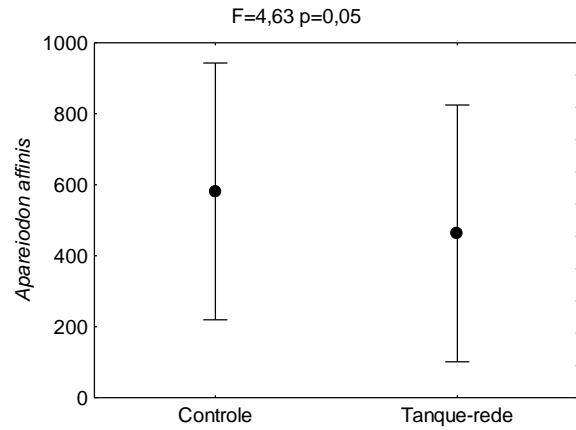
Continuação tabela 4

<i>Schizodon nasutus</i>	21,84	<b>0,00</b>
<i>Serrasalmus maculatus</i>	0,96	0,35
<i>Steindachnerina insculpta</i>	10,10	<b>0,01</b>
Biomassa Total	1,30	0,28

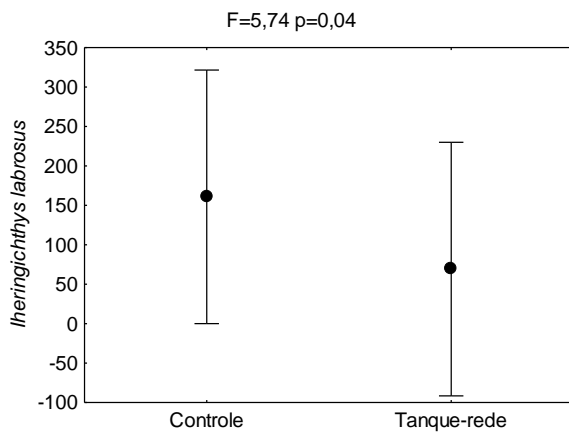
Em negrito dados significativos ( $p < 0,05$ )



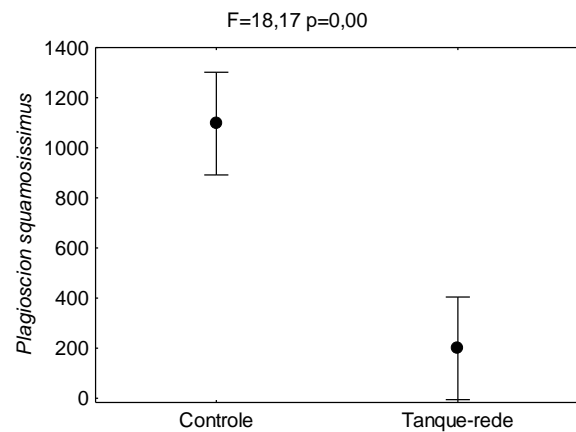
A



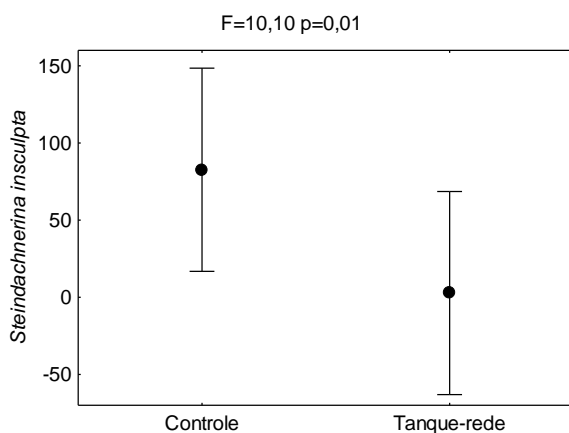
B



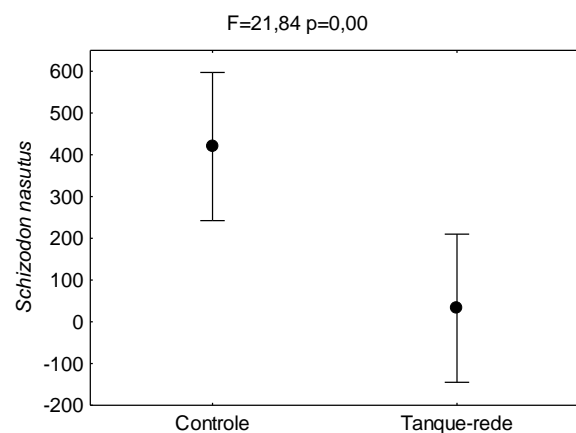
C



D



E



F

Figura 7 – Valores médios ( $\pm$ erro padrão) da biomassa de *Pimelodus maculatus* (A), *Apareiodon affinis* (B), *Iheringichthys labrosus* (C), *Plagioscion squamosissimus* (D), *Steindachnerina insculpta* (E) e *Schizodon nasutus* (F) coletados nos trechos controle e tanque-rede no reservatório de Chavantes no período estudado.

Na Tabela 5 constam os valores da correlação canônica ajustada ( $r^2$ ) e do nível de significância ( $p$ ) das análises geradas entre a abundância numérica e biomassa com as variáveis físico e químicas da água. Tanto para a abundância quanto para a biomassa apenas o oxigênio dissolvido, a temperatura e a condutividade tiveram níveis de significância ( $p < 0,20$ ), já para a abundância de peixes, as espécies *A. lacustris*, *A. altiparanae*, *S. nasutus*, *S. maculatus* e *S. insculpta* foram retiradas da análise devido a correlações espúrias.

A Figura 8 (A) apresenta a ACC relacionando as variáveis físicas e químicas da água com a abundância dos peixes amostrados. As duas primeiras variáveis canônicas explicaram 75%. Na primeira variável, *A. affinis* associou-se positivamente com a condutividade elétrica e com quatro meses (jun, jul, set e, out) do controle e três meses (ago, out, nov) do tanque-rede. As espécies *P. squamosissimus*, *I. labrosus* e *G. knerii* se correlacionaram com o trecho controle e o oxigênio dissolvido. Inversamente, a espécie *P. maculatus* esteve associada à temperatura e vários meses (exceto ago, set, out, nov) do trecho tanque-rede.

Na ACC aplicada para relacionar a biomassa dos peixes com as variáveis físicas e químicas da água (Figura 8 B), as duas primeiras variáveis explicaram 52%. Na primeira variável, o oxigênio dissolvido e a condutividade elétrica estiverem positivamente correlacionadas com *S. insculpta*, *I. labrosus*, *S. nasutus*, *P. squamosissimus*, *G. knerii*, *A. altiparanae*, *A. lacustris* e *A. affinis* e diversos meses representados principalmente pelo trecho controle. Inversamente a estes, e de forma próxima a abundância numérica, *P. maculatus* se correlacionou com a temperatura e o trecho tanque-rede.

Tabela 5 – Valores das análises da correlação canônica ajustada ( $r^2$ ) e do nível de significância ( $p$ ) geradas entre as variáveis bióticas (abundância e biomassa) e abióticas (variáveis físico e químicas da água) para os trechos controle e tanque-rede no reservatório de Chavantes no período estudado.

Variável	Abundância		Biomassa	
	$r^2$	$p$	$r^2$	$p$
Condutividade	0,26	<b>0,13</b>	0,19	<b>0,17</b>
Temperatura	0,28	<b>0,10</b>	0,17	<b>0,20</b>
Oxigênio Dissolvido	0,21	<b>0,20</b>	0,22	<b>0,12</b>
Turbidez	0,05	0,69	0,05	0,65
pH	0,07	0,75	0,04	0,71
Transparência	0,10	0,73	0,25	0,49
Clorofila a	0,17	0,63	0,15	0,82
Fósforo total	0,03	0,69	0,04	0,65
Nitrogênio total	0,06	0,63	0,03	0,70
<i>A. lacustris</i>	--	--	0,21	<b>0,05</b>
<i>A. affinis</i>	0,78	<b>0,00</b>	0,72	<b>0,00</b>
<i>A. altiparanae</i>	--	--	0,24	<b>0,05</b>
<i>G. knerii</i>	0,26	<b>0,04</b>	0,49	<b>0,00</b>
<i>I. labrosus</i>	0,33	<b>0,00</b>	0,19	<b>0,10</b>
<i>L. amblyrhyncus</i>	0,02	0,83	0,01	0,89
<i>P. maculatus</i>	0,46	<b>0,00</b>	0,47	<b>0,00</b>
<i>P. squamosissimus</i>	0,60	<b>0,00</b>	0,72	<b>0,00</b>
<i>S. nasutus</i>	--	--	0,46	<b>0,00</b>
<i>S. maculatus</i>	--	--	0,05	0,62
<i>S. insculpta</i>	--	--	0,28	<b>0,02</b>

Em negrito as correlações significativas ( $p < 0,20$ )

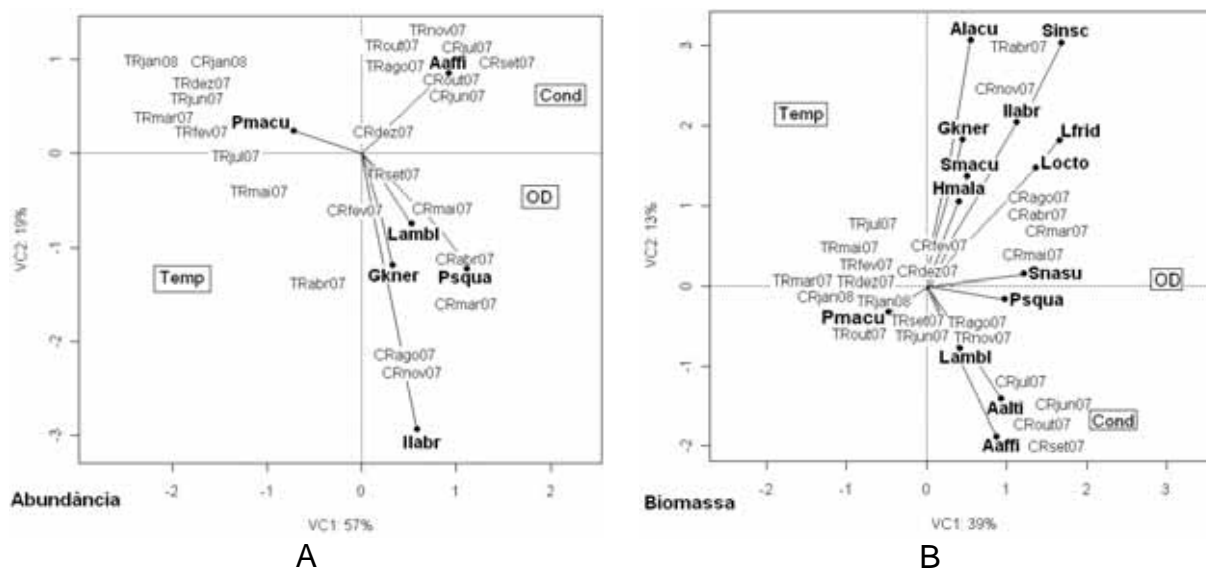


Figura 8 – Biplot gerado com os resultados da ACC entre a abundância numérica (A) e a biomassa (B) dos peixes e as variáveis físico e químicas da água nos trechos controle e tanque-rede no reservatório de Chavantes no período estudado; Cond. – condutividade elétrica; O.D. – oxigênio dissolvido; Temp. – temperatura da água.

## Discussão

O regime de chuvas é um dos fatores mais importantes para a determinação da sazonalidade nos rios neotropicais que define condições bióticas (peixes) e abióticas (ciclos biogeoquímicos) nesses ecossistemas aquáticos (LOWE-McCONNELL, 1987; THOMAZ *et al.*, 1997). Em especial, na bacia hidrográfica do alto Paraná, o regime das cheias ou pulsos de inundações, que é determinado pela frequência e intensidade das chuvas, é condição chave na disponibilidade de habitat e alimento para as assembléias de peixes (THOMAZ *et al.*, 1997; PAGIORO & THOMAZ, 1999).

Porém, a imposição de grandes barreiras físicas artificiais, em particular o represamento para geração de hidroeletricidade em grandes rios, pode ocasionar a desestruturação desses regimes naturais, levando ao conseqüente rearranjo do ecossistema, promovendo impactos negativos (interrupção de rotas migratórias, afogamento de lagoas marginais, etc.) sobre as assembléias de peixes nativos (AGOSTINHO *et al.*, 2004), além de modificar os ciclos hidrológicos naturais principalmente na época da seca, haja visto que o controle operacional das vazões deste reservatório tipo bacia de acumulação visa basicamente atender os interesses sócio-econômicos. Os resultados encontrados neste trabalho não fogem desta regra, pois os altos índices pluviométricos normalmente registrados na época das cheias, e também em julho de 2007, quase não influenciaram no nível fluviométrico do reservatório, que por conseqüência tiveram pouca influência sobre o manejo do empreendimento de piscicultura.

Diversos trabalhos, especialmente em regiões temperadas, remontam as alterações das características físico e químicas da coluna d'água sob influência da aqüicultura em sistemas de tanques-rede em águas continentais e/ou oceânicas decorrentes da elevada emissão de nutrientes (BUSCHMANN *et al.*, 1996; PITTA *et al.*, 1999; KARAKASSIS *et al.*, 2001; GAO *et al.*, 2005; PITTA *et al.*, 2005; ARARIPE *et al.*, 2006). Um dos principais efeitos discutidos nestes estudos se relaciona ao aporte de fósforo e nitrogênio orgânico no ambiente, proveniente das perdas de ração e/ou do metabolismo dos peixes confinados. Na maioria dos casos que comparam trechos vicinais a sistemas de piscicultura

com o controle, pequenas diferenças de concentração desses elementos são detectadas na coluna d'água, reforçando os resultados diagnosticados neste estudo.

Contudo, GUO & LI (2003) estudando os efeitos de sistema de piscicultura em tanques-rede em um raso lago na China, diagnosticaram um aumento significativo na assembléia de plâncton em resposta a disponibilização de nutrientes, já ROCHA (2001 *in* ARARIPE *et al.*, 2006) não observou este mesmo efeito no reservatório da Usina Hidroelétrica de Furnas (MG, Brasil), área com morfometria similar ao reservatório de Chavantes que apresentam elevada profundidade. Esta mesma autora simulou em mesocosmos condições experimentais de piscicultura constatando significativas alterações na qualidade da água. Estas diferenças demonstram que as características morfométricas e hidrodinâmicas da bacia, em muitos casos, podem mascarar os efeitos eutrofizantes dos nutrientes (fósforo e nitrogênio) na coluna d'água e evidenciam que a piscicultura em tanques-rede, quando mal implantada e ineficientemente administrada, pode induzir a este processo de eutrofização artificial (ARARIPE *et al.*, 2006).

Ainda em relação às características físico e químicas da coluna d'água, o presente estudo diagnosticou diferenças significativas entre os trechos analisados (CR e TR) apenas para a temperatura e o oxigênio dissolvido, sendo o primeiro mais elevado no trecho TR e o segundo no trecho CR. Uma das hipóteses que pode explicar a maior temperatura no trecho TR deve-se à presença agrupada das estruturas físicas (tanques-rede), uma vez que estas são fabricadas com diferentes metais que apresentam alto fluxo de calor (INCROPERA & DeWITT, 2006) dissipando para a água. Já outra hipótese aditiva, a ser investigada seria os processos metabólicos da decomposição de matéria orgânica (fezes e sobras de ração) pelos organismos decompositores, com conseqüente liberação de calor (KIEHL, 1985). Ainda, PAWAR *et al.* (2002) discutem que temperaturas mais elevadas aumentam as taxas metabólicas dos peixes confinados tendo como conseqüência a necessidade de elevar as taxas de arraçoamento resultando em um maior aporte de matéria orgânica, num processo contínuo e crescente.

Já a menor concentração, no trecho TR, do oxigênio dissolvido na coluna d'água certamente deve-se aos maiores valores de temperatura, uma vez que há uma maior solubilidade dos gases dissolvidos em função do aumento da temperatura da água (GRASSI, 2001). O maior aporte de matéria orgânica devido as atividades de cultivo também elevam as taxas de consumo de oxigênio, consumindo o oxigênio dissolvido na coluna d'água e sedimento. Esta situação pode induzir a produção de amônia e de gases sulfídrico e metano, que se dissipados na coluna d'água e, somados a baixa concentração de oxigênio dissolvido, pH e temperatura elevada ocasionam a mortandade dos peixes em cultivo e residentes (BOYD, 1982 *in* ELER & MILANI, 2007). Outro fator adicional aos mencionados que pode diminuir a concentração de oxigênio dissolvido na área do empreendimento de tanques-rede é o metabolismo (respiração) dos animais confinados, uma vez que esses sistemas de cultivo se baseiam em elevadas densidades de estocagem (CARVALHO *et al.*, 2010).

Em relação às assembléias de peixes, diversos são os estudos que mostram os sistemas de piscicultura em tanques-rede como mecanismos de agregação de peixes (*Fish Aggregation Devices – FADs*) (DEMPSTER *et al.*, 2002; BOYRA *et al.*, 2004; Dempster, 2005; FELSING *et al.*, 2005; VALLE *et al.*, 2007). Estes trabalhos demonstram grandes diferenças na abundância e biomassa de peixes quando se comparam regiões vicinais da produção com trechos controle. Estes autores atribuem às diferenças ao fato de que: i) essas estruturas podem servir de abrigo a peixes de pequeno porte que assim atraem os predadores de maior porte, ii) que o aporte de nutrientes derivados da sobra da ração e do metabolismo dos peixes confinados servem de alimento para os peixes atraídos ou incrementa a produção primária, via ciclagem de nutrientes, e ainda, iii) ao fato de que a ocupação de áreas para a produção estaria reduzindo a pressão pesqueira nestas regiões. Porém, neste estudo, tanto a abundância quanto a biomassa não apresentaram grandes diferenças em relação aos trechos analisados (CR e TR).

Situação contundente que demonstra um rearranjo das assembléias de peixes pode ser atribuída a um processo seletivo caracterizado pela presença e/ou ausência de espécies junto ao sistema de produção em relação à área referencial. Pois, todos os estudos acima referidos diagnosticaram maior

riqueza e diversidade em trechos próximos aos sistemas de piscicultura. Entretanto, os dados aqui apresentados indicam situação inversa, visto que os atributos ecológicos relacionados à diversidade e riqueza de espécies foram significativamente maiores no trecho controle. Ainda das 19 espécies capturadas em ambos os trechos, cinco foram exclusivas do trecho controle e nenhuma exclusivamente capturada no trecho próximo do sistema de produção.

Já quanto à dominância, nosso estudo demonstra claramente que a presença do sistema de piscicultura está interferindo no equilíbrio entre as espécies, sendo este índice mais elevado no trecho junto ao sistema de tanques-rede. Somando-se a esta situação, apenas uma espécie (*Pimelodus maculatus*) apresentou diferenças significativas em relação à maior abundância e biomassa para o trecho junto à piscicultura. Esta espécie é uma das mais representativas na bacia do Paraná, apresenta hábito alimentar onívoro com elevada plasticidade e capacidade de adequar sua dieta à disponibilidade do recurso, sendo estes desde material vegetal até peixes (LOLIS & ADRIAN, 1996; SILVA *et al.*, 2007), devido ao espectro de tamanho desta espécie incluir todas as classes de tamanho, todas as hipóteses de atração ao sistema de piscicultura, acima descritas, podem ser verdadeiras para *P. maculatus*. Ainda, a presença de sistemas intensivos de piscicultura promovem uma reestruturação na teia alimentar (HÅKANSON, 2005), sendo que neste trabalho está havendo uma influência direta sobre os peixes (onívoros).

Em relação à abundância e biomassa no trecho controle, nota-se que há maior equilíbrio na distribuição das espécies, porém vale destacar a elevada captura de *Plagioscion squamosissimus*, espécie não nativa que foi introduzida nesta bacia com a finalidade de mitigação dos efeitos dos barramentos, porém com intenções de pesca esportiva e que por ser uma espécie com elevado potencial adaptativo a ambientes lênticos e predadora de grande porte, trouxe irreversíveis danos no que tange à diversidade e riqueza de espécies nativas em diversos trechos do alto Paraná (AGOSTINHO *et al.*, 2007; PELICICE & AGOSTINHO, 2008).

Os resultados gerados pela ACC, mesmo aplicando níveis de significância de 20%, reforçam os dados já discutidos anteriormente, ficando evidente que a espécie *P. maculatus* e a temperatura estão correlacionados com o sistema de piscicultura. Ao passo que, o sistema controle apresenta-se em melhores condições ambientais tanto em termos abióticos (maiores concentrações de oxigênio dissolvido) quanto bióticos (maior riqueza e diversidade de espécies).

Estes fatos permitem concluir que a presença deste sistema de tilapicultura em tanques-rede está acarretando em pontuais e tênues impactos ecológicos. E que para alcançar as teóricas premissas da sustentabilidade ambiental deste tipo de piscicultura são necessárias integrações efetivas dos órgãos licenciadores e fiscalizadores, uma vez que é patente a ineficácia da aplicabilidade das leis regulamentadoras para esta atividade sócio-econômica.

## Referências Bibliográficas

- AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; VERÍSSIMO, S.; OKADA, E. K. (2004). Flood regime, dam regulation and fish in the Upper Paraná River: effects on assemblage attributes, reproduction and recruitment. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* v. 14: 11-19.
- AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; PELICICE, F. M. (2007). *Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil*. Maringá, EDUEM: 501 p.
- ARARIPE, M. N. B. A.; SEGUNDO, L. F. F.; LOPES, J. B.; ARARIPE, H. G. A. (2006). Efeito do Cultivo de Peixes em Tanques Rede sobre o Aporte de Fósforo para o Ambiente. *Ver. Cient. Prod. Anim.* v. 8 (2): 56-65.
- ARTHUR, R. I.; LORENZEN, K.; HOMEKINGKEO, P.; SIDAVONG, K.; SENGVILAIKHAM, B.; GARAWAY, C. J. (2010). Assessing impacts of introduced aquaculture species on native fish communities: Nile tilapia and major carps in SE Asian freshwaters. *Aquaculture* v. 299: 81-88.
- BENEDITO-CECÍLIO, E. & AGOSTINHO, A. A. (1997). Estrutura das populações de peixes do reservatório de Segredo. 113-139pp. *In: AGOSTINHO A. A. & GOMES, L. C. (eds.). Reservatório de segredo: bases ecológicas para o manejo*. Maringá: Eduem. 387p.
- BEVERIDGE, M. C. C. (1984). Cage and pen fish farming. Carrying capacity models and environmental impact. *FAO/Fish. Tech. Pap.* (255), 131p.
- BOYRA, A.; SANCHEZ-JEREZ, P.; TUYA, F.; ESPINO, F.; HAROUN, R. (2004). Attraction of wild coastal fishes to an Atlantic subtropical cage fish farms, Gran Canaria, Canary Islands. *Environmental Biology of Fishes*. v. 70: 393-401.
- BUSCHMANN, A. H.; LÓPEZ, D. A.; MEDINA, A. (1996). A Review of the Environmental Effects and Alternative Production Strategies of Marine Aquaculture in Chile. *Aquaculture Engineering* v. 15 (6): 397-421.

CARVALHO, E. D.; SILVA, R. J.; DAVID, G. S.; CAMARGO, A. F. M.; NOGUEIRA, M. G.; AYROZA, D. M. M. R.; AYROZA, L. M. S.; RAMOS, I. P. (2008). *Caracterização das condições limnológicas junto aos sistemas de tilapicultura em tanques-rede no Reservatório da UHE de Chavantes, Rio Paranapanema*. Relatório Técnico-Científico (Projeto FINEP/UNESP/CDVALE nº 3626/05). CD ROM.

CARVALHO E. D.; CAMARGO, A. L. S.; ZANATTA A. S. (2010). Desempenho produtivo da tilápia do nilo em tanques-rede numa represa pública: modelo empírico de classificação. *Ciência Rural*. v. 40 (7): 1616-1622.

COLE, G. A. (1979). *Textbook of limnology*. (2<sup>nd</sup> ed). Saint Louis: C.V. Mosby Company. 426 p.

DEMPSTER, T.; SANCHEZ-JEREZ, P.; BAYLE-SEMPERE, J. T.; GIMÉNEZ-CASALDUERO, F.; VALLE, C. (2002). Attraction of wild fish to sea-cage fish farms in the south-western Mediterranean Sea: spatial and short-term temporal variability. *Marine Ecology Progress Series*. v. 242: 237-252.

DEMPSTER, T. (2005). Temporal variability of pelagic fish assemblages around fish aggregation devices: biological and physical influences. *Journal of Fish Biology*. v. 66: 1237-1260.

DIAS (2011). Database on Introductions of Aquatic Species. Fisheries Global Information Systems/FAO, Rome, Italy. Disponível em: (<http://www.fao.org/fishery/dias/en>). Acessado em 13/01/2011.

DOMINGUEZ L. M, & MARTÍN, J. M. V. (2005). Impacto ambiental de jaulas flotantes: estado actual de conocimientos y conclusiones prácticas. *Boletín, Instituto Español de Oceanografía*. v. 21 (1-4): 75-81.

ELER, M. N. & MILLANI, T. J. (2007). Métodos de estudos de sustentabilidade aplicados a aqüicultura. *Revista Brasileira de Zootecnia*. v. 36: 33-44.

FELSING, M.; GLENCROSS, B.; TELFER, T. (2005). Preliminary study on the effects of exclusion of wild fauna from aquaculture cages in a shallow marine environment. *Aquaculture*. v. 243: 159-174.

- GAO, Q.-F.; CHEUNG, K.-L.; CHEUNG, S.-G.; SHIN, P. K. S. (2005). Effects of nutrient enrichment derived from fish farming activities on macroinvertebrate assemblages in a subtropical region of Hong Kong. *Marine Pollution Bulletin*. v. 51: 994-1002.
- GIDO, K. B. & MATTHEWS, W. J. (2000). Dynamics of the offshore fish assemblage in a southwestern reservoir (Lake Texoma, Oklahoma – Texas). *Copeia* n. 4: 917-930.
- GOU, L. & LI, Z. (2003). Effects of nitrogen and phosphorus from fish cage-culture on the communities of shallow lake in middle Yangtze River basin of China. *Aquaculture*. v. 226 (1-4): 201-212.
- GRASSI, M. T. (2001). As águas do planeta Terra. *Cadernos Temáticos de Química Nova na Escola*. v. 1: 31-40.
- HÅKANSON, L. (2005). Changes to lake ecosystem structure resulting from fish cage farm emissions. *Lake & Reservoirs: Research and Management*. v. 10: 71-80.
- INCROPERA, F. P. & DeWITT, D. P. (2002). *Fundamentals of heat and mass transfer* (5<sup>th</sup> ed.) Hoboken: John Wiley & Sons. 944 p.
- KARAKASSIS, I.; TSAPAKIS, M.; HATZIYANNI, E.; PITTA, P. (2001). Diel variation of nutrients and chlorophyll in sea bream and sea bass cages in the Mediterranean. *Fresenius Environmental Bulletin*. v. 10: 278-283.
- KIEHL, J. E. (1985). *Fertilizantes orgânicos*. Piracicaba: Editora Agronômica Ceres Ltda. 429 p.
- KREBS, C. J. (1989). *Ecological Methodology*. New York: Collins, 652 p.
- KUBO, E. (2005). *Tanque-rede é opção para produção continental de peixes*. Disponível em: ( [www.pesca.gov.br](http://www.pesca.gov.br) ). Acessado em 03/07/2006.
- LOLIS, A. A. & ADRIAN, I. F. (1996). Alimentação de *Pimelodus maculatus* Lacépède, 1803 (Siluriformes, Pimelodidae), na planície de inundação do alto rio Paraná, Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca*. v. 23: 187-202.

LOWE-McCONNEL, R. H. (1987). *Ecological Studies in Tropical Fish Communities*. Cambridge: Cambridge University Press. 382 p.

MARCKERETH, F. I. H.; HERON, J.; TALLING, J. F. (1978). *Water analysis: some revised methods for limnologists*. London: Freshwater Biological Association. 120 p.

MPA (2010). Ministério da Pesca e Aquicultura. *Produção Pesqueira e Aqüícola: Estatística 2008 e 2009*. Disponível em: (<http://www.mpa.gov.br/#info-estatistica/estatistica-da-pesca-e-aquicultura>). Acessado em 13/01/2011.

NAYLOR, R. L.; GLODBURG, R. J.; MOONEY, H.; BEVERIDGE, M.; CLAY, J.; FOLKE, C.; KAUTSKY, N.; LUBCHENCO, J.; PRIMAVERA, J.; WILLIAMS, M. (1998). Nature's subsidies to shrimp and salmon farming. *Science* v. 282: 883-884.

NAYLOR, R. L.; GOLDBURG, R. J.; PRIMAVERA, J.; KAUTSKY, N.; BEVERIDGE, M.; CLAY, J.; FOLKE, C.; LUBCHECO, J.; MOONEY, H.; TROELL, M. (2000). Effect of aquaculture on world fish supplies. *Nature* v. 405: 1097-1014.

NOGUEIRA, M. G.; JORCIN, A.; VIANNA, N. C.; BRITTO, Y. C. (2006). Reservatórios em cascata e os efeitos na limnologia e organização das comunidades bióticas (fitoplâncton, zooplâncton e zoobentos): Um estudo de caso no rio Paranapanema (SP/PR). 435-459 pp. In: NOGUEIRA, M.G.; HENRY, R. & JORCIN, A. (eds.). *Ecologia de reservatórios: Impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata* (2ª ed.). São Carlos: Rima. 459 p.

PAGIORO, T. A. & THOMAZ, S. M. (1999). Decomposition of *Eichhornia azurea* from limnologically different environments of the Upper Paraná River floodplain. *Hydrobiologia* v. 411: 45-51.

PAWAR, V.; MATSUDA, O.; FUJISAKI, N. (2002). Relationship between feed input and sediment quality of the fish cage farms. *Fisheries Science*. v. 68: 894-903.

PELICICE, F. M. & AGOSTINHO, A. A. (2008). Fish fauna destruction after the introduction of a non-native predator (*Cichla kelberi*) in a Neotropical reservoir. *Biological Invasions*. v. 11 (8): 1789-1801.

PILLAY, T. V. R. (2003). *Aquaculture and the Environment* (2<sup>nd</sup> ed.). Blackwell: Oxford, 196p.

PITTA, P.; KARAKASSIS, I.; TSAPAKIS, M.; ZIVANOVIC, S. (1999). Natural versus mariculture induced variability in nutrients and plankton in the Eastern Mediterranean. *Hydrobiologia*. v. 391: 181-194.

PITTA, P.; APOSTOLAKI, E. T.; GIANNOULAKI, M.; KARAKASSIS, I. (2005). Mesoscale changes in the water column in response to fish farming zones in three coastal areas in the Eastern Mediterranean Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* v. 65: 501-512.

REIS, R. E.; KULLANDER, S. O.; FERRARIS, C. (2003). *Check List of the Freshwater Fishes of South and Central America (CLOFFSCA)*. Porto Alegre: EDIPUCRS. 729 p.

SILVA, E. L.; FUGI, R.; HAHN, N. S. (2007). Variações temporais e ontogenéticas na dieta de um peixe onívoro em ambiente impactado (reservatório) e em ambiente natural (baía) da bacia do rio Cuiabá. *Acta Sci. Biol. Sci.* v. 29: 387-394.

STRICKLAND, J. D. & PARSONS, T. R. (1960). A manual of sea water analysis. *Bull. Fish. Res. Bel. Can.* v. 125: 1-185.

TALLING, J. F. & DRIVER, D. (1963). Some problems in the estimation of chlorophyll *a* in phytoplankton. 142-146 pp. *In: Proceedings, Conference of primary productivity measurements in marine and freshwater*. Hawaii: USAEE.

THOMAZ, S. M.; BINI, L. M.; ALBERTI, S. M. (1997). Limnologia do reservatório de Segredo: padrões de variação espacial e temporal. 19-31pp. *In: AGOSTINHO, A. A. & GOMES, L. C. (eds.), Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo*. EDUEM, Maringá, Brasil. 387p.

VALLE, C.; BAYLE-SEMPERE, J. T.; DEMPSTER, T.; SANCHES-JEREZ, P.; GIMÉNEZ-CASALDUERO, F. (2007). Temporal variability of wild fish assemblages associated with a sea-cage fish farm in the south-western Mediterranean Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. v. 72: 299-307.

VICKERS, N. J. (2000). Mechanisms of animal navigation in odor plumes. *Biological Bulletin*. v. 198: 203-212.

ZAR, J. H. (1999). *Bioestatistical Analysis*. (4<sup>th</sup> ed). New Jersey: Prentice Hall. 663 p.

WELCOMME, R. L. (1988). International introductions of inland aquatic species. *FAO Fish. Tech. Pap.* nº. 294. 318 p.

# **SEGUNDO CAPÍTULO**

# Reflexos ambientais de um grande reservatório em resposta às emissões de efluentes de um sistema de piscicultura em tanques-rede

## Resumo

Nos últimos anos, a aquicultura vem tornando-se uma importante fonte de alimento de origem animal, suprindo assim, parte da demanda por pescados. Porém, esta atividade zootécnica pode ser responsável por interferências contundentes no ecossistema aquático, como: 1º) eutrofização artificial, 2º) desestruturação da assembléia de peixes e 3º) introdução de espécies não nativas. Este trabalho objetivou diagnosticar a ocorrência ou não de interferências nas condições da água e nas assembléias de peixes relacionadas a um empreendimento de piscicultura em tanques-rede no reservatório de Chavantes (médio rio Paranapanema SP/PR). As amostragens de água e peixes foram realizadas mensalmente (fev/07-jan/08), em dois trechos distintos (próximo aos tanques-rede (TR) e controle (CR)). Dentre as variáveis físico químicas da água apenas o oxigênio dissolvido e a transparência apresentaram diferenças significativas sendo mais elevadas no trecho CR. Para a assembléia de peixes, independente do trecho foram coletados 1730 indivíduos, que se distribuíram entre 20 espécies. Destes mais de 70% foram amostrados no trecho TR, ainda cinco espécies foram exclusivas deste mesmo trecho, com destaque para as não nativas *Oreochromis niloticus* e *Ictalurus punctatus*, devido aos escapes dos tanques-rede. Dentre os atributos ecológicos, tanto a equitabilidade quanto a diversidade de espécies foram significativamente mais representativas no trecho CR, ao passo que a dominância foi maior para o trecho TR. Apesar do maior número de espécies no trecho TR, o elevado valor diagnosticado para a dominância pode ser atribuído à elevada captura dos Siluriformes, *Pimelodus maculatus* e *Iheringichthys labrosus*. Esta abordagem investigativa permite mostrar o efeito seletivo que este sistema de piscicultura está induzindo na composição e estrutura da assembléia de peixes residentes na área em estudo. Este fato deve-se ao significativo aporte de efluentes desta atividade zootécnica que é aproveitado, direta ou indiretamente pelos peixes atraídos. Na filosofia da sustentabilidade (preservação dos recursos hídricos e pesqueiros), é de suma importância que os gestores definam e apliquem a complexa legislação ambiental para o efetivo ordenamento desta atividade, que é capaz de promover danos à biodiversidade, num espaço de tempo relativamente curto.

**Palavras chave** – Assembléia de peixes; Biologia da conservação; Piscicultura; Qualidade da água.

## Abstract

In the last decade the aquaculture is becoming more representative and is gaining more relevance as an important source of animal protein. But, this zootechnical activity can be harmful to the aquatic system causing problems as: 1º) artificial eutrophication, 2º) Fish assemblage destructuring, 3º) None native species introductions. This paper focus on the analyses of water conditions and fish assemblages alterations caused by cage fish farm located in the Chavantes reservoir (Middle Paranapanema system

SP/PR - Brazil). This work was based on 12 monthly samplings, between February/2007 to January/2008 focusing on the water physicochemical variation and fish assemblage analysis. The samplings occurred in two different sites: influenced (neighborhood) by cage fish farming (TR) and none influenced areas (CR). The water physicochemical analyses showed significant alterations only in dissolved oxygen and transparency, with both been higher in the CR zone. A total of 1730 specimens were collected and grouped in 20 species. More than 70% of the fish samplings were collected in the TR site, and five species belonged exclusively to this area with highlights to none native species as *Oreochromis niloticus* and *Ictalurus punctatus*, which the origin is probably from fish farm escaping. Among the ecological attributes, the diversity and equitability index was significantly more representative in the CR stretch, while dominance was higher in TR area. Despite the higher number of sampled species in the TR stretch the dominance index could be disguised by the high captured level of Siluriformes species (*Pimelodus maculatus* and *Iheringichthys labrosus*). This paper shows that this zootechnical activity can be causing a selective process in the fish assemblage living in cage farm neighborhood thru the constant feeding offer. In this case the application of the Brazilian environmental legislation is complex but is of great importance that the people responsible fulfill the specification, otherwise this activity could cause a great harm to the fish diversity in a short period of time.

**Key words** – Fish assemblage; Biological conservation; Fish farm; Water quality.

## **Introdução**

Os primeiros registros da piscicultura em tanques-rede remontam à aproximadamente 750 anos na China (HU, 1994). Atualmente, esta atividade apresenta-se bastante difundida em escala mundial, com grande destaque para a região do mar Mediterrâneo, responsável por mais de 60% da produção piscícola europeia, representando 99% quando se reporta ao cultivo de peixes marinhos (DOMÍNGUEZ & MARTÍN, 2005).

No Brasil, ONO & KUBTIZA (2003) relatam que esta forma de produção teve início a partir de 1990, sendo pioneiras as atividades nas regiões nordeste e sudeste. Nos últimos anos, a piscicultura continental teve um constante crescimento, passando de 177.125 toneladas em 2.003 para 337.353 toneladas em 2009, ultrapassando o crescimento relativo das já tradicionais produções zootécnicas (bovinos, suínos e aves) com aproximadamente 44% de desenvolvimento entre 2007 e 2009 (MPA, 2010).

Porém, como todas as outras atividades antrópicas que visam produzir alimentos, a aquicultura causa, em maior ou menor grau, interferências nos ecossistemas (PILLAY, 2003). LEUNG & DUDGEON (2008) classificam essas

interferências em: 1) alteração ou destruição de habitats; 2) poluição orgânica e eutrofização; 3) contaminação química com pesticidas e outros terapêuticos; 4) proliferação de doenças e patógenos; 5) alterações no estado de conservação genética sobre a fauna nativa; 6) depleção de peixes naturais devido aos seus usos como insumos para a fabricação de rações animais e; 7) introdução de espécies não nativas.

Alguns desses impactos foram bem documentados, principalmente na região do mar Mediterrâneo, DOMÍNGUEZ & MARTÍN (2005) e MACHIAS *et al.* (2004 e 2006) discutem as questões sobre o aporte de nutrientes e os conflitos com outros usos da área, e concluem que esta atividade deve ser melhor planejada e administrada objetivando prevenir e minimizar esses impactos negativos sobre o ecossistema aquático.

Ainda, em relação à assembléia de peixes nativos, CARSS (1990), BJORDAL & SKAR (1992) e HÅKANSON & BOULION (2002) inferem que a aqüicultura afeta em várias características bio-ecológicas como na presença, abundância, tempo de permanência e dieta dessas assembléias. Já, os efeitos dos inevitáveis escapes dos peixes em cultivo, que em sua grande maioria são compostos por espécies não nativas e domesticadas (WELCOMME, 1988; DIAS, 2011), são reportados em trabalhos como os de ORSI & AGOSTINHO (1999); ATTAYDE *et al.* (2007); De SILVA *et al.* (2009); ARTHUR *et al.* (2010); GLOVER (2010); ZANATTA *et al.* (2010). Esses efeitos deletérios vão desde modificações na estrutura genética em uma população específica residente, alterações físicas, químicas e biológicas de um dado ecossistema, até prejuízos econômicos, como os relatados por PIMENTEL *et al.* (2005); ORESKA & ALDRIDGE (2010).

A partir dessas informações, julgo importante testar a hipótese de que a presença de um grande sistema particular de piscicultura de espécies não-nativas em tanques-rede pode alterar as condições físico químicas da água e a composição e estrutura da assembléia de peixes residentes em um reservatório do Médio rio Paranapanema (Alto Paraná, SP/PR).

## **Material e Métodos**

O rio Paranapanema é um dos mais importantes afluentes da margem esquerda do rio Paraná, com aproximadamente 930 quilômetros de extensão, destes, cerca de 330 quilômetros formam a divisa entre os Estados de São Paulo e Paraná. Sua exploração para a geração de energia hidroelétrica teve início a partir da construção da usina de Salto Grande em 1958, atualmente encontram-se mais de dez empreendimentos com esta mesma finalidade, o que tornou o curso original deste rio em um complexo sistema de represas artificiais em cascata (ZOCCHI, 2002).

O reservatório de Chavantes é considerado oligo mesotrófico, possui formato dendrítico e funcionamento do tipo bacia de acumulação, próximo a barragem pode chegar a 90 metros de profundidade, este ambiente é o quarto reservatório do rio Paranapanema, com 400km<sup>2</sup> de área e volume de 8.795hm<sup>3</sup>. Suas águas são utilizadas para geração de energia hidroelétrica, irrigação, lazer e mais recentemente para criação de peixes em sistemas de tanques-rede (NOGUEIRA *et al.*, 2006).

O estudo foi conduzido em dois trechos no reservatório de Chavantes (SP/PR), um em um sistema particular de piscicultura em tanques-rede (TR) e outro, considerado trecho controle (CR), com características morfométricas próximas a do trecho tanque-rede e situado a uma distância de aproximadamente 1 km do sistema de piscicultura (Figura 1).

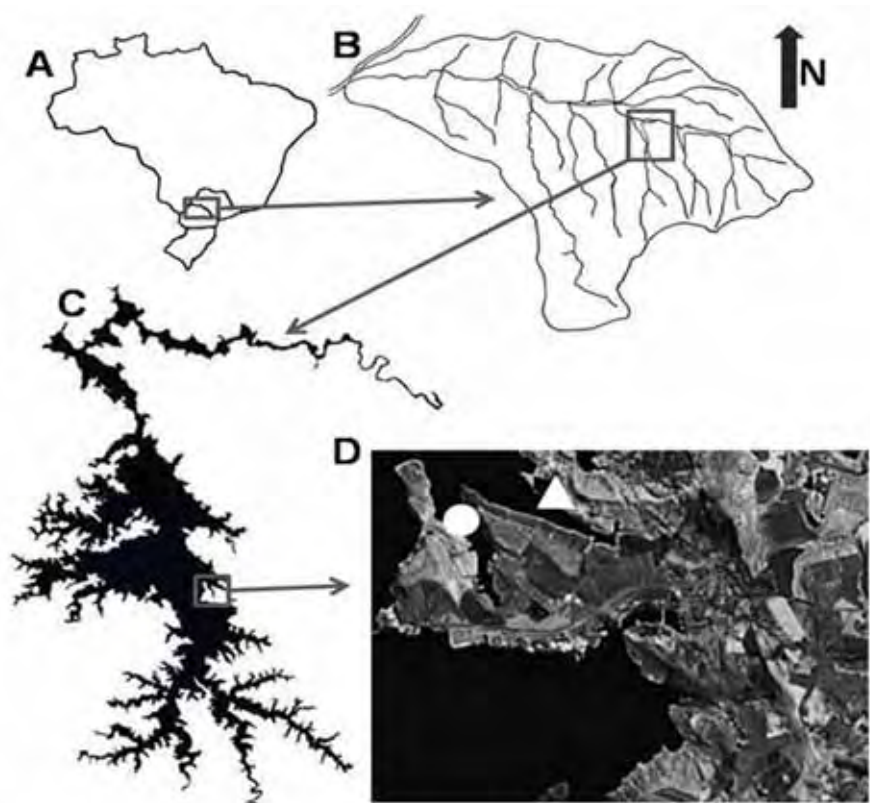


Figura 1 – A) Mapa do Brasil, B) Rio Paranapanema e seus tributários, C) Reservatório de Chavantes e, D) Imagem de satélite (Google Earth) da área de estudo,  $\triangle$  controle e  $\circ$  tanque-rede.

O sistema de piscicultura estava localizado ( $23^{\circ}22'53,18''S$   $49^{\circ}35'04,01''W$ ) no município de Fartura (SP), a área ocupada pelos tanques-rede abrangiam uma extensão de  $123.895m^2$  (grande parte com profundidade média ao redor dos 6 m, podendo alcançar até 36 m em alguns trechos com declividades mais acentuadas). O sistema de produção, em sua capacidade máxima era composto por até 500 tanques-rede de  $6m^3$  de volume útil, com uma produção aproximada de 18ton/ciclo e 2,5 ciclos de produção/ano. A principal espécie cultivada (não nativa) é a tilápia (*Oreochromis niloticus*) que apresentava uma taxa de conversão alimentar variando de 0,8 a 1,8kg/ração para cada 1,0kg de peixe vivo produzido (CARVALHO *et al.*, 2008). Também constatou-se o cultivo mais restrito do bagre de canal (*Ictalurus punctatus*) (ZANATTA *et al.*, 2010) e de possíveis híbridos dos grandes bagres do gênero *Pseudoplatystoma*.

As amostragens de peixes foram realizadas mensalmente entre fevereiro de 2007 e janeiro de 2008, utilizando-se redes de espera com malhagens entre

3 e 14 cm entre nós adjacentes, com 20m de comprimento e 1,50m de profundidade, totalizando 450m<sup>2</sup> de rede para cada trecho (controle e tanque-rede) que permaneciam expostas por aproximadamente 15 horas (das 16:00h até as 7:00h do dia posterior). Apesar da seletividade amostral deste aparato de captura em relação a alguns grupos taxonômicos (LOWE-McCONNEL, 1987), esta técnica proporciona uma medida útil em relação às alterações na abundância relativa das espécies de peixes (HUBERT, 1983 *in* GIDO & MATTHEWS, 2000).

Ainda em campo e com base em CLOFFSCA (REIS *et al.*, 2003) os peixes eram identificados até o nível taxonômico de espécie, os animais com identificação duvidosa foram conservados em solução de formaldeído a 10% e posteriormente foram encaminhados a especialistas. Após identificação foram registrados os dados de peso total (Wg) em gramas e comprimento padrão (Ls) em g..

Exemplares das espécies capturadas estão depositados na Coleção de Peixes do Departamento de Morfologia do Instituto de Biociências da Universidade Estadual Paulista, Botucatu, São Paulo, Brasil.

Também foram registrados perfis verticais (a cada 1m, até, quando possível, um limite de 30m), com o auxílio de uma sonda multiparâmetros Horiba U-10 nos trechos controle e tanques-rede, das seguintes variáveis: pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, temperatura e turbidez da água. E foram coletadas amostras de água em quatro profundidades de cada trecho, usando a garrafa de Van-Dorn, para a análise da concentração dos nutrientes (nitrogênio total – MACKERETH *et al.*, 1978, e fósforo total – STRICKLAND & PARSONS, 1960), material em suspensão (COLE, 1979) e clorofila a (TALLING & DRIVER, 1963). A transparência da água foi estimada com o uso do disco de Secchi. Posteriormente, foi calculada a média dos valores dessas variáveis na coluna de água, incluindo valores após a clina das estratificações térmicas e químicas, só não observadas no inverno.

Dados de pluviosidade mensal acumulada e a variação do nível fluviométrico do reservatório para o período de estudo foram cedidos pela empresa gerenciadora (Duke Energy – Geração Paranapanema).

Os atributos ecológicos (riqueza de espécies – número de espécies capturadas em cada trecho/mês, dominância – BEAMOUND in BENEDITO-CECÍLIO & AGOSTINHO, 1997, diversidade de Shannon-Wiener – KREBS, 1989 e equitabilidade de Pielou – KREBS, 1989) foram determinados e analisados comparativamente entre as assembléias de peixes de cada trecho.

Foram realizadas estatísticas descritivas (mínimo, máximo, média, desvio padrão e erro padrão) sobre os dados brutos das variáveis físico químicas da água e das assembléias de peixes (abundância numérica e biomassa).

Também, análises estatísticas de variância (ANOVA) foram aplicadas segundo ZAR (1999) com o intuito de verificar diferenças, entre os trechos, das variáveis físico e químicas e também para as assembléias de peixes (abundância numérica e biomassa). Todos esses dados foram transformados em  $\text{LogX}+1$ , com exceção do pH, visto que já está em escala logarítmica. A homogeneidade da variância foi testada com o teste de Levene ( $p>0,05$ ). O teste de Fisher LSD foi aplicado a *posteriori* para evidenciar os grupos distintos. A correção de Bonferroni foi utilizada a fim de evitar o erro do tipo I sobre as hipóteses nulas, entretanto, não foram verificadas infrações ( $p>0,05$ ) nos testes utilizados. Ressalvo que as espécies de peixes que não apresentaram distribuição homogênea ou baixa abundância e/ou biomassa foram excluídas desta análise.

A análise de correspondência canônica (ACC) foi aplicada para detectar as possíveis correlações entre as assembléias de peixes (abundância numérica e biomassa) com as variáveis ambientais. Espécies que apresentaram escores próximos de zero foram excluídas da análise, evitando correlações espúrias. Para os dados físicos e químicos observou-se baixo número de correlações significativas utilizando um limite de  $p<0,05$  (95%), assim foram realizadas 10.000 permutações utilizando um nível de significância mais elevado, de  $p<0,20$ .

A ACC foi realizada usando o software de livre distribuição “R” Cran Project (2005). As ANOVAs, testes pressupostos, a *posteriori* e as regressões múltiplas foram realizadas no software Statistic 6.0.

## Resultados

A região onde se situa o reservatório de Chavantes apresenta um regime pluviométrico bem definido sazonalmente, com valores elevados no verão e baixos valores no final do outono, inverno e início da primavera. Porém, podem ser detectadas chuvas atípicas no inverno (julho/07). Todavia este ambiente é controlado antropicamente assim mesmo em meses com altas taxas de pluviosidade o nível fluviométrico do reservatório pouco se altera, sendo que em todo o período estudado houve uma variação de 4,50m, ainda ao longo de um ano a variação mensal não ultrapassou 1,36m (Figura 2).

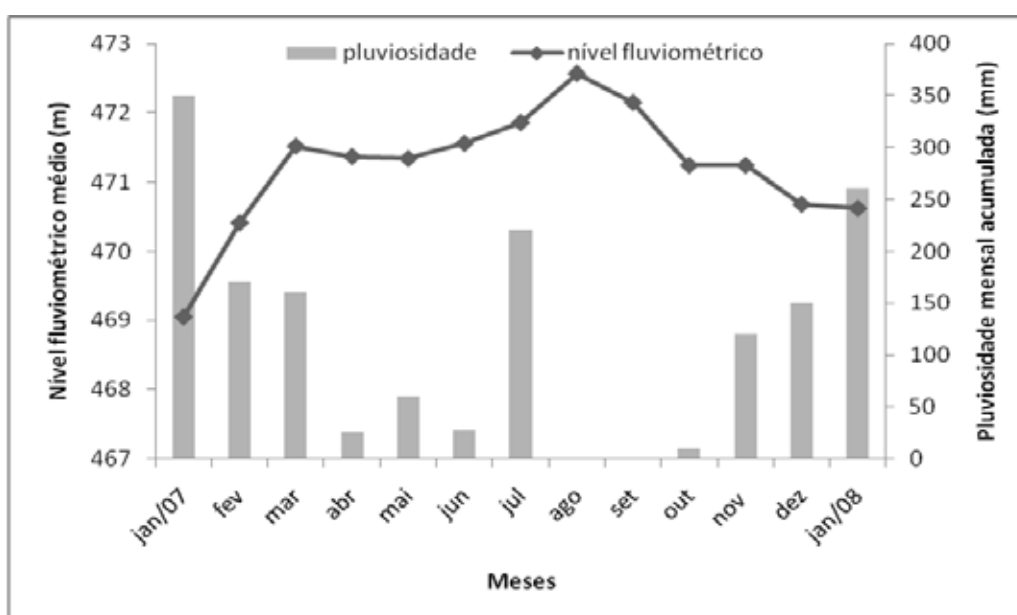


Figura 2 – Variação mensal do nível fluviométrico médio (m) e da pluviosidade acumulada (mm) para o reservatório de Chavantes (SP/PR) no período estudado.

Os valores médios ( $\pm$ desvio-padrão) e mínimo-máximo das variáveis físico químicas analisadas estão apresentados na Tabela 1, também estão incluídos os resultados da ANOVA. Somente a transparência e o oxigênio dissolvido apresentaram diferenças significativas, sendo ambas variáveis com valores mais elevados no trecho controle (Figura 3 A e B).

Tabela 1 – Valores médios±desvio padrão, mínimo-máximo, coeficiente de variação e resultados da ANOVA (F e p) para as variáveis físico e químicas da água nos trechos controle (CR) e tanque-rede (TR) no reservatório de Chavantes (SP/PR) no período de estudo.

Variáveis	CR		TR		ANOVA	
	Média ±DP	Min Max	Média ±DP	Min Max	F	p
<b>Transp. (m)</b>	2,54 ±0,79	1,75 4,00	2,21 ±0,82	0,80 4,00	4,59	<b>0,05</b>
<b>pH</b>	7,34 ±0,52	6,54 8,40	7,16 ±0,40	6,61 7,75	2,75	0,12
<b>Cond. (<math>\mu\text{S.cm}^{-1}</math>)</b>	43,41 ±12,68	15,00 52,50	43,64 ±12,79	15,00 53,00	0,01	0,93
<b>O.D. (<math>\text{mg.L}^{-1}</math>)</b>	8,03 ±0,49	7,23 8,81	7,21 ±0,82	6,51 8,85	45,21	<b>0,00</b>
<b>Temp. (<math>^{\circ}\text{C}</math>)</b>	23,21 ±2,93	19,45 28,00	23,47 ±2,95	19,70 28,00	1,82	0,20
<b>NT (<math>\mu\text{g.L}^{-1}</math>)</b>	0,26 ±0,05	0,12 0,34	0,26 ±0,08	0,09 0,44	0,00	0,97
<b>PT (<math>\mu\text{g.L}^{-1}</math>)</b>	0,04 ±0,01	0,02 0,06	0,03 ±0,01	0,01 0,05	0,08	0,78
<b>Turb. (NTU)</b>	2,40 ±0,62	1,47 3,64	2,47 ±0,75	1,51 3,47	0,76	0,40
<b>Clor. (<math>\mu\text{g.L}^{-1}</math>)</b>	0,59 ±0,31	0,17 1,06	0,48 ±0,18	0,32 0,77	0,29	0,60

Em negrito dados significativos ( $p < 0,05$ ); Transp. – transparência; Cond. – condutividade; O.D. – oxigênio dissolvido; Temp. – temperatura da água; NT – nitrogênio total; PT – fósforo total; Turb. – turbidez e; Clor. – Clorofila a.

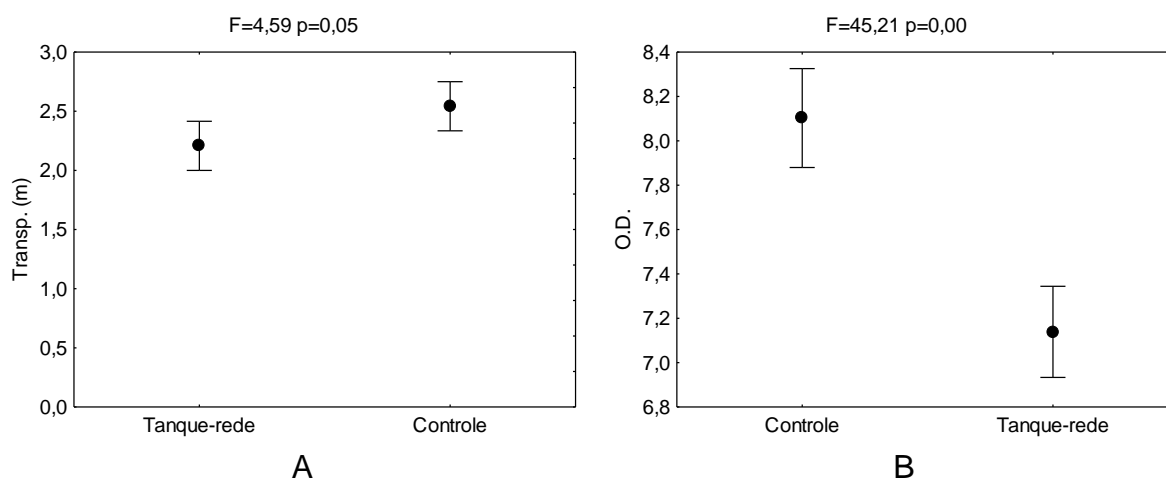


Figura 3 – Valores médios (±erro padrão) da transparência (A) e do oxigênio dissolvido (B) para os trechos controle e tanque-rede no reservatório de Chavantes durante o período estudado.

Durante todo o período de estudo e em ambos os trechos (controle e tanque-rede) foram amostrados 1730 peixes pertencentes a 20 espécies (Tabela 2). Dentre as quais, seis espécies corresponderam a mais de 92% do total de animais capturados (Figura 4).

Tabela 2 – Posição taxonômica, nome científico e acrônimo das espécies de peixes capturadas no reservatório de Chavantes no período estudado.

<b>Classe OSTEICHTHYES</b>	
<b>Sub Classe ACTINOPTERYGHI</b>	
<b>Superordem OSTARIOPHYSI</b>	
<b>Ordem CHARACIFORMES</b>	
<b>Família Characidae</b>	
<b>Subfamília Cynopotaminae</b>	
<i>Galeocharax knerii</i> (Steindachner, 1879)	Gkner <sup>⊖</sup>
<b>Subfamília Serrasalminae</b>	
<i>Serrasalmus maculatus</i> (Kner, 1858)	Smacu <sup>⊖</sup>
<b>Incertae Sedis</b>	
<i>Astyanax altiparanae</i> (Garutti & Britski, 2000)	Aalti <sup>⊖</sup>
<i>Astyanax fasciatus</i> (Cuvier, 1819)	Afasc <sup>⊕</sup>
<b>Família Anostomidae</b>	
<i>Leporinus amblyrhynchus</i> (Garavello & Britski, 1987)	Lamb <sup>⊕</sup>
<i>Leporinus friderici</i> (Bloch, 1794)	Lfrid <sup>⊕</sup>
<i>Leporinus obtusidens</i> (Valenciennes, 1837)	Lobtu <sup>⊕</sup>
<i>Leporinus octofasciatus</i> (Steindachner, 1915)	Locto <sup>⊕</sup>
<i>Schizodon nasutus</i> (Kner, 1858)	Snasu <sup>⊕</sup>
<b>Família Curimatidae</b>	
<i>Cyphocharax modestus</i> (Fernández – Yépez, 1948)	Cmode <sup>⊖</sup>
<i>Cyphocharax nagelii</i> (Steindachner, 1881)	Cnage <sup>⊖</sup>
<i>Steindachnerina insculpta</i> (Fernández – Yépez, 1948)	Sinsc <sup>⊖</sup>
<b>Família Prochilodontidae</b>	
<i>Prochilodus lineatus</i> (Valenciennes, 1837)	Pline <sup>⊖</sup>
<b>Família Parodontidae</b>	
<i>Apareiodon affinis</i> (Steindachner, 1879)	Aaffi <sup>⊕</sup>
<b>Ordem SILURIFORMES</b>	
<b>Família Ictaluridae</b>	
<i>Ictalurus punctatus</i> (Rafinesque, 1818)	Ipunc <sup>*⊖</sup>
<b>Família Pimelodidae</b>	
<i>Pimelodus maculatus</i> (Lacepède, 1803)	Pmacu <sup>⊖</sup>
<i>Iheringichthys labrosus</i> (Lütken, 1874)	Ilabr <sup>⊖</sup>
<b>Ordem PERCIFORMES</b>	
<b>Família Cichlidae</b>	
<b>Subfamília Geophaginae</b>	
<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	Gbras <sup>⊖</sup>
<b>Subfamília Pseudocrenilabrinae</b>	
<i>Oreochromis niloticus</i> (Trewavas, 1983)	Onilo <sup>*⊖</sup>

Continuação tabela 2

<b>Família Sciaenidae</b>	
<i>Plagioscion squamosissimus</i> (Heckel, 1840)	Psqua* <sup>⊖</sup>

\* Espécies não-nativas; <sup>⋈</sup> Mais abundantes CR; <sup>⊖</sup> Mais abundantes TR

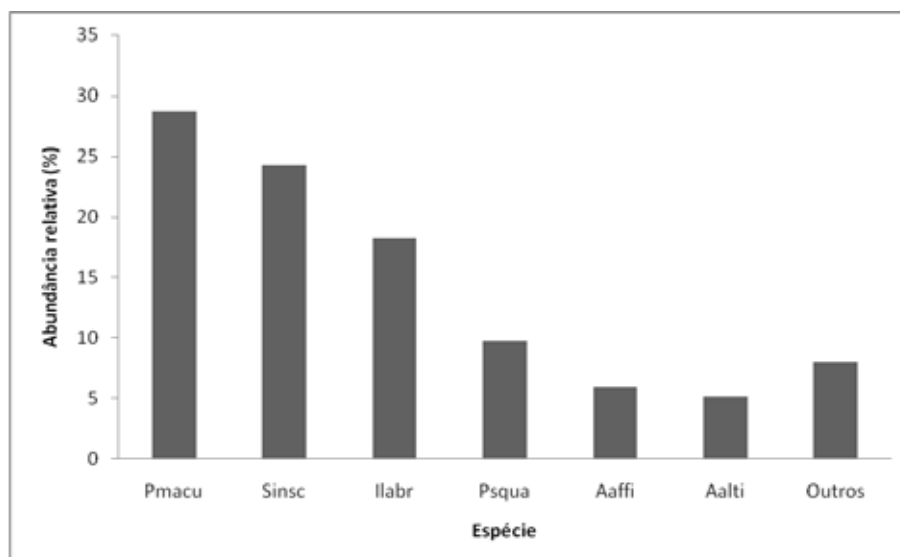


Figura 4 – Abundância numérica relativa (%), das espécies de peixes capturadas no reservatório de Chavantes no período estudado.

Ao comparar o número de indivíduos capturados em cada um dos trechos (controle e tanque-rede), observa-se que há uma grande diferença na estrutura da ictiofauna, pois somente no trecho tanque-rede foram capturados mais de 72% (1242) dos animais, enquanto que no trecho controle foram amostrados apenas 485 (28%) animais. Contrastando ainda os trechos controle e tanque-rede, das 20 espécies amostradas seis delas ocorreram apenas em um ou outro sistema, a saber: a) controle sendo *Leporinus octofasciatus* (n = 02) e b) tanque-rede sendo *Cyphocharax modestus* (n = 04), *C. nagelii* (n = 04), *Geophagus brasiliensis* (n = 04), *Ictalurus punctatus* (n = 02) e, *Oreochromis niloticus* (n = 04).

Certamente, a baixa captura de *O. niloticus* foi devida a seletividade do aparato de captura (redes de espera), pois foi possível diagnosticar visualmente um elevado número de indivíduos de diversos tamanhos dessa espécie, na região litorânea do local do empreendimento. Indicando os prováveis e inevitáveis escapes desses animais dos tanques-rede e/ou novos

recrutamentos por ineficiência do processo de reversão de sexo, que mantém reprodutores ativos.

Dentre as médias dos atributos ecológicos no período estudado, apenas a riqueza das espécies não apresentaram diferenças significativas entre os trechos. Para o trecho controle a média foi de 7,91 ( $\pm 2,10$ ) e no trecho tanque-rede 8,03 ( $\pm 1,62$ ) ( $F = 0,10$  e  $p = 0,74$ ). Contudo, as médias de diversidade e equitabilidade foram significativamente mais elevadas no trecho controle (Figura 5 A e B respectivamente), enquanto que a dominância foi mais elevada no trecho tanque-rede (Figura 5 C).

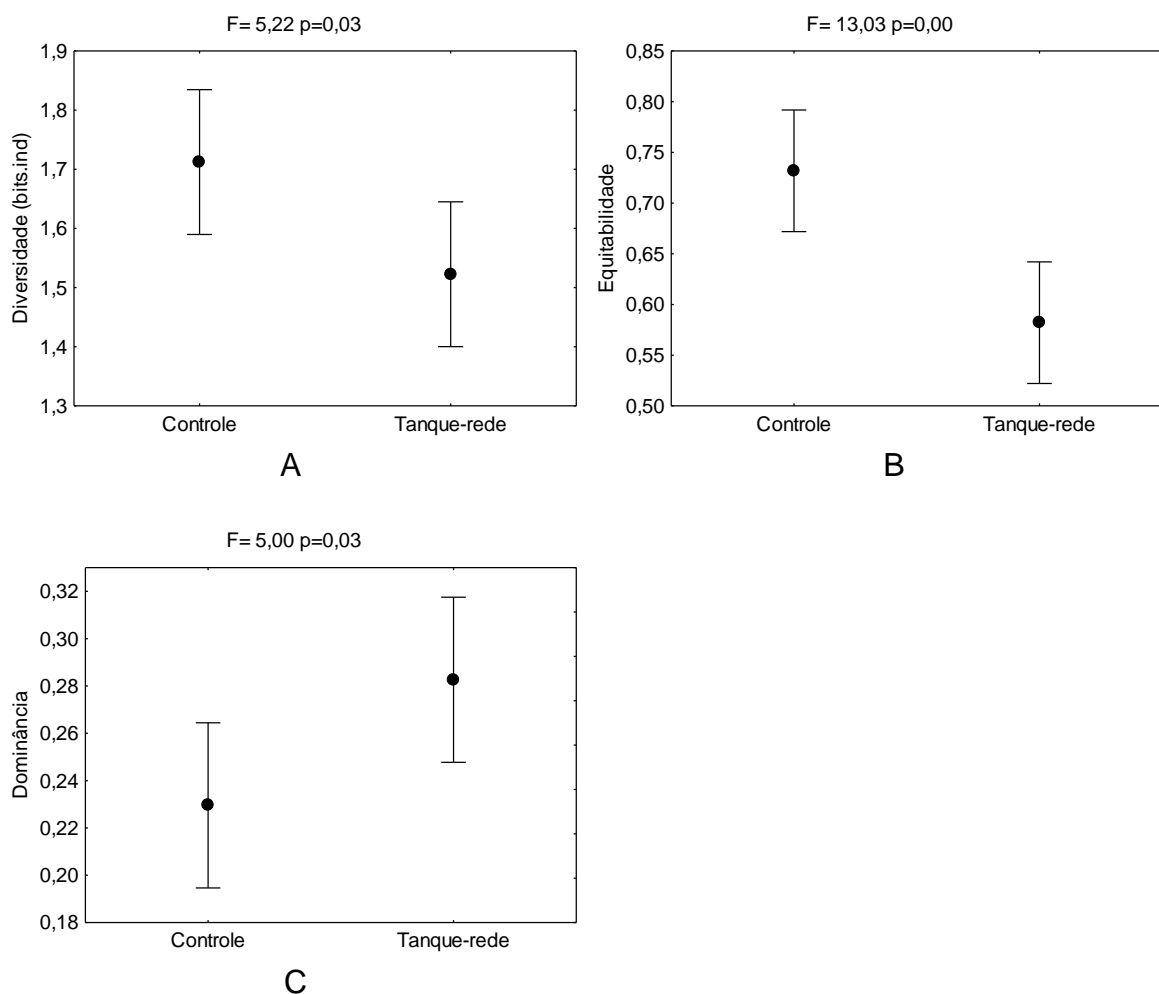


Figura 5 – Valores médios ( $\pm$ erro padrão) da diversidade de espécies (A), quitabilidade (B) e dominância (C) das espécies de peixes coletadas nos trechos controle e tanque-rede no reservatório de Chavantes no período estudado.

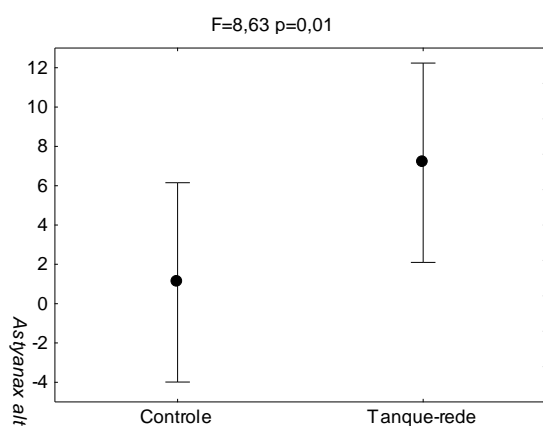
Para os dados da ANOVA aplicada sobre a abundância numérica dos indivíduos, as espécies *C. modestus*, *C. nagelii*, *G. brasiliensis*, *I. punctatus*, *L. friderici*, *L. obtusidens*, *L. octofasciatus*, *O. niloticus* e *P. lineatus* foram

retiradas devido ao baixo número de indivíduos. Já o resultado para as demais espécies e abundância total estão apresentados na Tabela 3. Dentre as espécies que apresentaram diferença significativa *A. altiparanae*, *I. labrosus*, *P. maculatus*, *P. squamosissimus*, *S. maculatus* e a abundância total foram mais elevadas no trecho tanque-rede (Figura 6 A, B, C, D, E e F respectivamente), já as espécies *A. fasciatus*, *L. amblyrhyncus* e *S. nasutus* foram mais elevadas no trecho controle (Figura 6 G, H e I respectivamente).

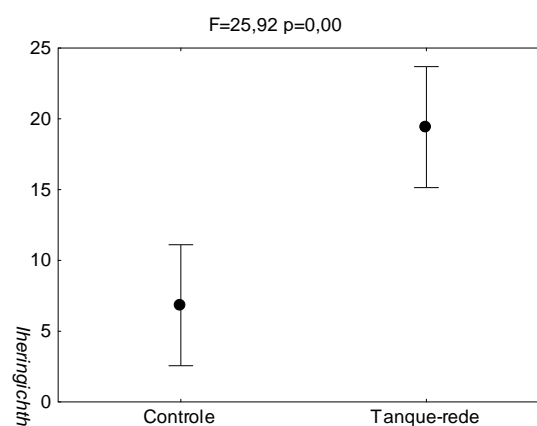
Tabela 3 – Resultados da ANOVA (F e p) para a abundância numérica das espécies de peixes coletadas nos trechos controle e tanque-rede do reservatório de Chavantes no período estudado.

Espécies	ANOVA	
	F	p
<i>Apareiodon affinis</i>	1,28	0,28
<i>Astyanax altiparanae</i>	8,63	<b>0,01</b>
<i>Astyanax fasciatus</i>	4,50	<b>0,05</b>
<i>Galeocharax knerii</i>	0,29	0,60
<i>Iheringichthys labrosus</i>	25,92	<b>0,00</b>
<i>Leporinus amblyrhyncus</i>	6,04	<b>0,03</b>
<i>Pimelodus maculatus</i>	104,54	<b>0,00</b>
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	4,29	<b>0,05</b>
<i>Schizodon nasutus</i>	7,37	<b>0,02</b>
<i>Serrasalmus maculatus</i>	5,43	<b>0,04</b>
<i>Steindachnerina insculpta</i>	1,03	0,33
Abundância Total	46,98	<b>0,00</b>

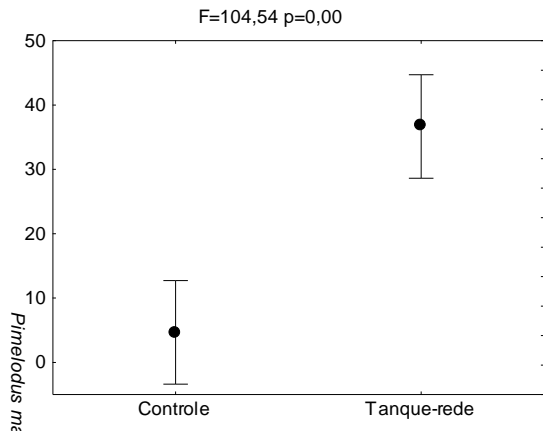
Em negrito dados significativos ( $p < 0,05$ )



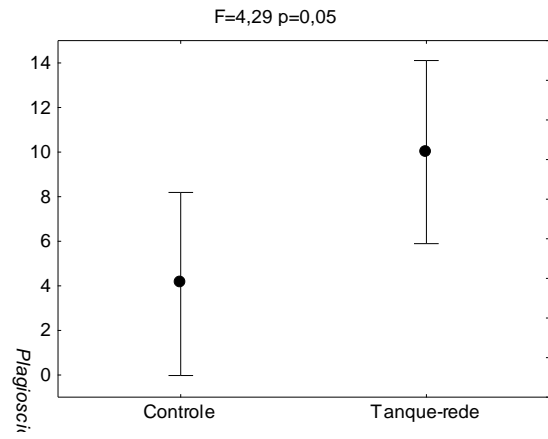
A



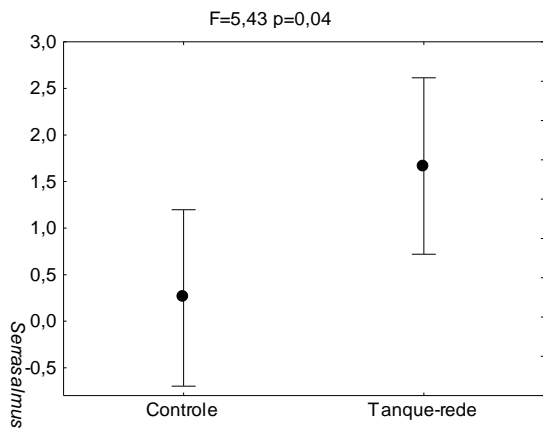
B



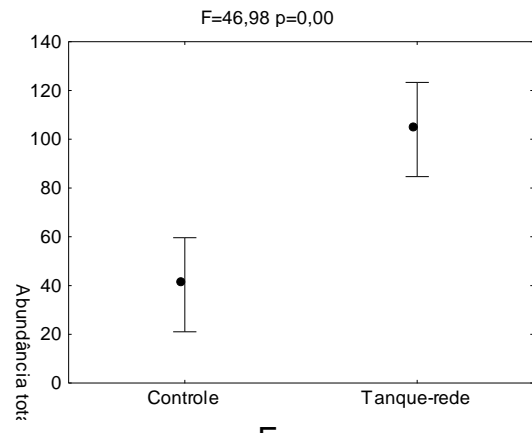
C



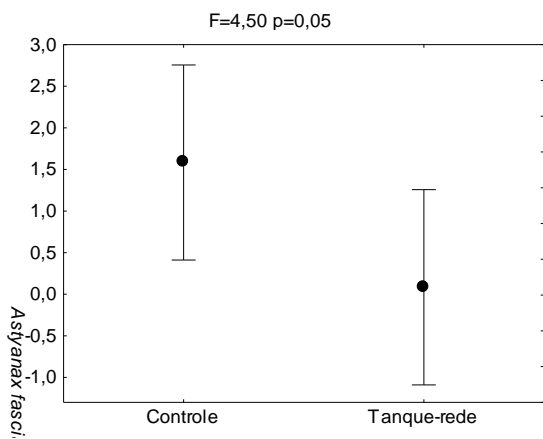
D



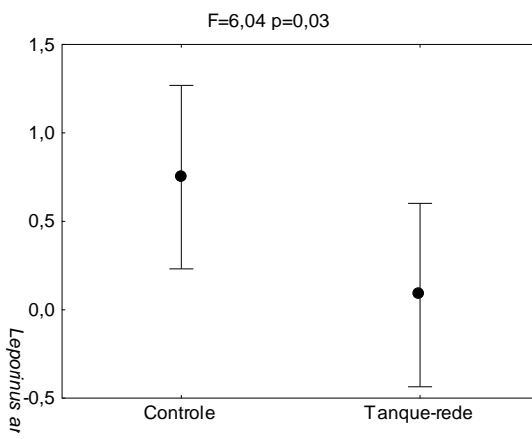
E



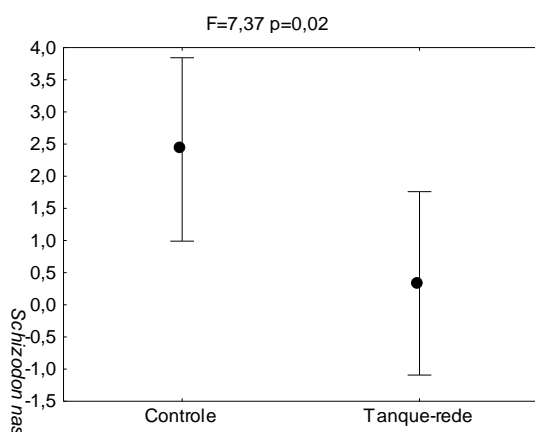
F



G



H



I

Figura 6 – Valores médios ( $\pm$ erro padrão) da abundância numérica de *Astyanax altiparanae* (A), *Iheringichthys labrosus* (B), *Pimelodus maculatus* (C), *Plagioscion squamosissimus* (D), *Serrasalmus maculatus* (E), abundância total (F), *Astyanax fasciatus* (G), *Leporinus amblyrhyncus* (H) e *Schizodon nasutus* (I) coletados nos trechos controle e tanque-rede no reservatório de Chavantes no período estudado.

As espécies *C. nagelii*, *G. brasiliensis*, *L. friderici*, *L. obtusidens*, *L. octofasciatus*, *P. lineatus* e *O. niloticus* foram excluídas da ANOVA em relação à biomassa, pois não foram representativas. A Tabela 4 apresenta os resultados desta análise aplicada sobre a biomassa das demais espécies e a biomassa total. As espécies *A. altiparanae*, *C. modestus*, *I. labrosus* e *P. maculatus* e a biomassa total apresentaram diferenças significativas com maiores médias no trecho tanque-rede (Figura 7 A, B, C, D e E respectivamente), já as espécies *A. fasciatus* e *L. amblyrhyncus* tiveram suas biomassas mais representativas no trecho controle (Figura 7 F e G respectivamente).

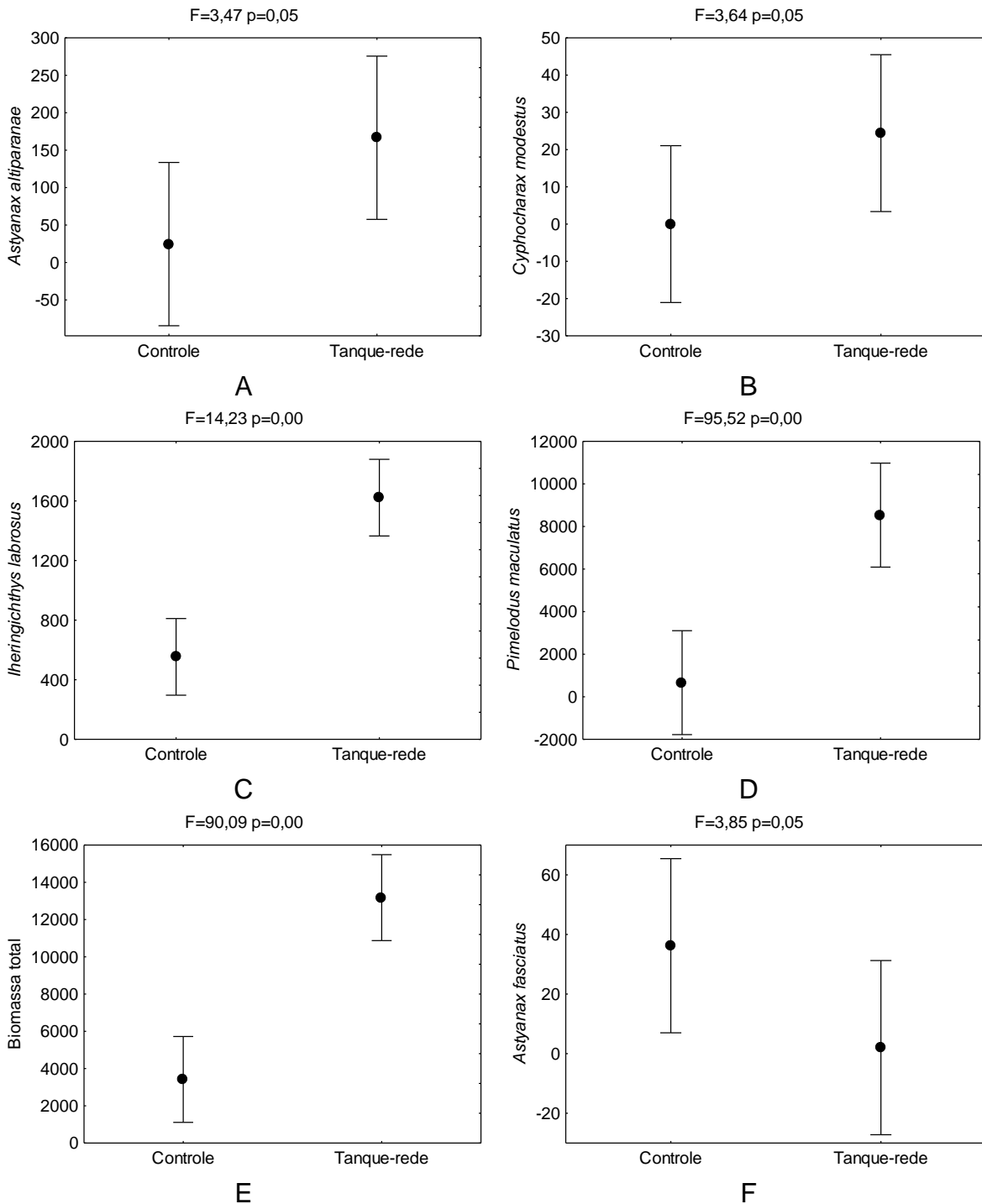
Tabela 4 – Resultados da ANOVA (F e p) para a biomassa das espécies de peixes coletadas nos trechos controle e tanque-rede do reservatório de Chavantes no período estudado.

Espécies	ANOVA	
	F	p
<i>Apareiodon affinis</i>	0,29	0,60
<i>Astyanax altiparanae</i>	3,47	<b>0,05</b>
<i>Astyanax fasciatus</i>	3,85	<b>0,05</b>
<i>Cyphocharax modestus</i>	3,64	<b>0,05</b>
<i>Galeocharax knerii</i>	0,27	0,61
<i>Iheringichthys labrosus</i>	14,23	<b>0,00</b>
<i>Leporinus amblyrhyncus</i>	6,61	<b>0,03</b>

Continuação tabela 4

<i>Pimelodus maculatus</i>	95,52	<b>0,00</b>
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	1,03	0,33
<i>Schizodon nasutus</i>	0,98	0,34
<i>Serrasalmus maculatus</i>	3,10	0,11
<i>Steindachnerina insculpta</i>	1,45	0,25
Biomassa Total	90,09	<b>0,00</b>

Em negrito dados significativos ( $p < 0,05$ )



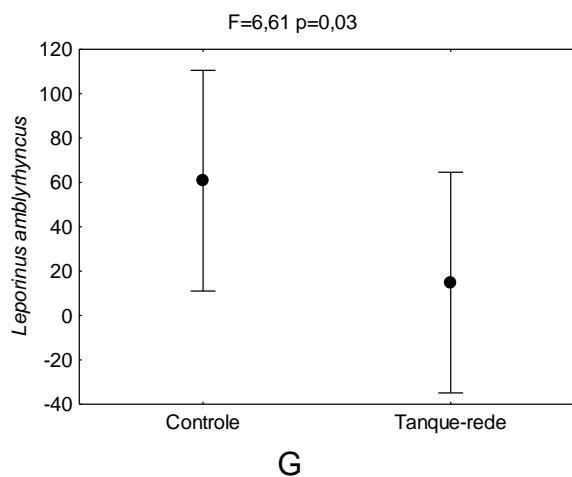


Figura 7 – Valores médios ( $\pm$ erro padrão) da biomassa de *Astyanax altiparanae* (A), *Cyphocharax modestus* (B), *Iheringichthys labrosus* (C), *Pimelodus maculatus* (D), biomassa total (E), *Astyanax fasciatus* (F) e *Leporinus amblyrhynchus* (G) coletados nos trechos controle e tanque-rede no reservatório de Chavantes no período estudado.

A Tabela 5 apresenta os resultados da ACC na qual constam os valores da correlação canônica ajustada ( $r^2$ ) e do nível de significância (p) entres variáveis bióticas (abundância numérica total e biomassa total) e abióticas (variáveis físico e químicas da água). Nota-se que as ACCs explicaram 51% (abundância numérica) e 62% (biomassa) da relação dos dados na soma dos eixos I e II (Figura 8 A e B).

A Figura 8 (A) apresenta a ACC relacionando as variáveis abióticas da água com a biótica (abundância). Na primeira variável, *A. fasciatus* e *S. nasutus* correlacionaram-se positivamente com o oxigênio dissolvido e com a maior parte do período de estudo somente no trecho controle. Inversamente as espécies *A. altiparanae*, *G. knerii*, *I. labrosus* e *P. maculatus* se correlacionaram positivamente com o trecho dos tanque-rede.

Na ACC aplicada para relacionar a biomassa dos peixes com as variáveis abióticas da água (Figura 8 B), na primeira variável para o trecho controle, a espécie *S. nasutus* associou-se positivamente com o pH em dezembro enquanto que a espécie *A. fasciatus* correlacionou positivamente com o oxigênio dissolvido em alguns meses (fev, abr, mai, jun, jul, ago, set, out, nov). Inversamente *I. labrosus*, *P. lineatus* e *P. maculatus* se correlacionaram positivamente ao trecho tanque-rede.

Tabela 5 – Valores das análises da correlação canônica ajustada ( $r^2$ ) e do nível de significância (p) geradas entre as variáveis bióticas (abundância e biomassa) e abióticas (variáveis físico e químicas da água) para os trechos controle e tanque-rede no reservatório de Chavantes no período estudado.

Variável	Abundância		Biomassa	
	$r^2$	p	$r^2$	p
<b>Condutividade</b>	0,00	0,96	0,14	0,30
<b>Temperatura</b>	0,09	0,37	0,09	0,50
<b>Oxigênio Dissolvido</b>	0,39	<b>0,00</b>	0,35	<b>0,03</b>
<b>Turbidez</b>	0,05	0,54	0,06	0,61
<b>Ph</b>	0,04	0,64	0,22	<b>0,15</b>
<b>Transparência</b>	0,31	0,74	0,45	0,65
<b>Clorofila a</b>	0,24	0,56	0,16	0,50
<b>Fósforo total</b>	0,04	0,61	0,06	0,59
<b>Nitrogênio total</b>	0,00	0,96	0,02	0,80
<b><i>A. affinis</i></b>	0,12	0,27	0,07	0,45
<b><i>A. altiparanae</i></b>	0,65	<b>0,00</b>	0,10	0,27
<b><i>A. fasciatus</i></b>	0,62	<b>0,00</b>	0,29	<b>0,08</b>
<b><i>C. nagelii</i></b>	--	--	0,04	0,54
<b><i>G. knerii</i></b>	0,18	<b>0,14</b>	0,06	0,55
<b><i>I. labrosus</i></b>	0,33	<b>0,02</b>	0,35	<b>0,01</b>
<b><i>P. lineatus</i></b>	--	--	0,24	<b>0,10</b>
<b><i>P. maculatus</i></b>	0,46	<b>0,00</b>	0,48	<b>0,00</b>
<b><i>P. squamosissimus</i></b>	0,07	0,48	0,18	0,22
<b><i>S. nasutus</i></b>	0,58	<b>0,00</b>	0,75	<b>0,00</b>
<b><i>S. maculatus</i></b>	0,11	0,30	0,13	0,24
<b><i>S. insculpta</i></b>	0,04	0,63	0,03	0,71

Em negrito as correlações significativas ( $p < 0,20$ )

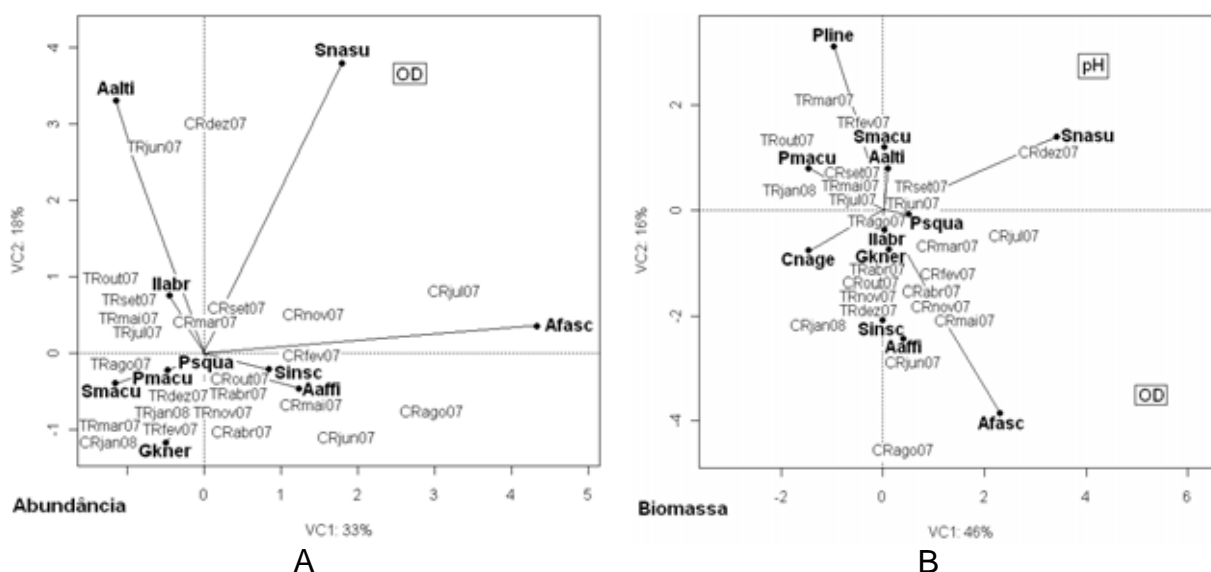


Figura 8 – Biplot gerado com os resultados da ACC entre a abundância numérica (A) e a biomassa (B) dos peixes e as variáveis físico e químicas da água nos trechos controle e tanque-rede no reservatório de Chavantes no período estudado; O.D. – oxigênio dissolvido.

## **Discussão**

Os reservatórios são caracterizados por serem ambientes artificiais que apresentam características intermediárias entre rios e lagos e, a necessidade de energia, faz com que as atividades operacionais, em especial, nos reservatórios tipo bacia de acumulação, alterem bastante os níveis fluviométricos e os pulsos naturais de inundações (MARGALEF, 1983; PAGIORO *et al.*, 2005).

Para o reservatório de Chavantes no período estudado, o nível fluviométrico oscilou 4,50m, com variações mensais máximas de 1,36m no período chuvoso (jan/07) e na seca (jul/07) com chuvas atípicas elevando seu nível em 0,71m. Porém, essas variações sazonais não trouxeram quaisquer interferências no manejo zootécnico deste sistema de produção.

Por outro lado, em relação às influências de sistemas de piscicultura sobre as condições limnológicas e qualidade da água, SOTO & NORAMBUENA (2004) analisando o aporte de nutrientes e a clorofila *a* na coluna d'água em 43 áreas em pisciculturas de salmão no Chile, concluíram que não houve interferências contundentes sobre essas variáveis. Estes dados corroboram com os mensurados neste estudo, o qual apenas a transparência e o oxigênio dissolvido da água foram significativamente diferentes entre os trechos analisados, sendo que ambos foram mais elevados na área referencial.

BEVERIDGE (1984) aponta que em sistemas de piscicultura em tanques-rede essas duas variáveis estão intimamente correlacionadas. O autor discute que a presença física dos tanques tem forte influência na redução do fluxo de água na região, devido a fatores como: a) grau de incrustação/material utilizado na confecção dos tanques, b) posição dos tanques/fluxo da corrente e, c) densidade de estocagem utilizada.

Assim, estes fatores podem, em maior ou menor escala, influenciar redução do fluxo de água, diminuindo o transporte natural de sedimentos conseqüentemente diminuindo a transparência e os teores de oxigênio da água. Num processo em cadeia, haverá uma menor remoção e ciclagem dos

metabólitos tóxicos provindos do sistema de piscicultura, tendo conseqüências negativas para os próprios peixes cultivados.

Apesar dos trabalhos pioneiros de BEVERIDGE (1984) já discutirem sobre as interferências de sistemas de produção em tanques-rede sobre a ictiofauna residente, DEMPSTER *et al.* (2002) salientam que poucas são as investigações sobre este tema. Porém, nas regiões do Mediterrâneo e Ilhas Canárias, os estudos de BOYRA *et al.* (2004); DEMPSTER *et al.* (2004), MACHIAS *et al.* (2004); GIANNOULAKI *et al.* (2005); MACHIAS *et al.* (2006); TUYA *et al.* (2006); VALLE *et al.* (2007); FERNANDEZ-JOVER *et al.* (2008) utilizando diferentes técnicas, demonstram que essa atividade zootécnica serve de forte atrativo para diferentes espécies animais, aumentando a abundância e a biomassa de peixes em regiões vicinais à produção.

Os resultados de nosso trabalho, estudando este modelo em piscicultura em tanques-rede em grandes reservatórios, vêm confirmar a tese proposta por esses autores. Nas análises comparativas entre os trechos tanque-rede e controle pode-se constatar essa atratividade, visto que mais de 70% dos peixes, e também a maior biomassa total, foram amostrados no trecho tanque-rede. Além disso, das 20 espécies de peixes capturadas, cinco foram exclusivas deste mesmo trecho.

Outro fato discutido por MACHIAS *et al.* (2006) que também pode-se registrar em nosso estudo diz respeito, ao aumento dos recursos pesqueiros levando à atração de pescadores artesanais e esportivos neste empreendimento de piscicultura.

As razões para esta agregação, em ambiente marinho, são discutidas nos trabalhos de DEMPSTER *et al.* (2002); KARAKASSIS *et al.* (2005); DALGAARD & KRAUSE-JENSEN (2006); PITTA *et al.* (2006); TSAPAKIS *et al.* (2006) e podem ser atribuídas a três principais fatores, sendo eles: i) o consumo direto da ração pelos peixes agregados, ii) o incremento da produção primária, em razão do maior aporte de nutrientes e, iii) a rápida transferência de nutrientes liberados até a teia alimentar. Ainda, PITTA *et al.* (2006) salientam que essa rápida assimilação dos nutrientes por parte dos organismos

agregados contribui para mitigar os efeitos do processo de eutrofização antrópica.

Apesar da maior abundância e número de espécies de peixes amostradas no trecho tanque-rede, a riqueza de espécies não apresentou diferença significativa entre os trechos. Entretanto, outros atributos ecológicos como a diversidade e equitabilidade foram superiores no trecho controle, ao passo que a dominância foi superior no trecho tanque-rede, no qual a presença preponderante de *Pimelodus maculatus* e *Iheringichthys labrosus* é evidente, tanto em número como em biomassa. Fato este, reforçado também pela análise estatística da ANOVA.

Para entender esta preferência de habitat é pertinente conhecer sua distribuição geográfica e táticas de vida, especialmente as suas dietas e hábitos alimentares. Sabe-se que as duas espécies pertencem à família Pimelodidae dos Siluriformes e apresentam ampla dispersão na bacia do Paraná (BRAGA, 2000; FAGUNDES *et al.* 2008). São espécies bentônicas de médio porte, sendo *P. maculatus* classificado como onívora, visto que consome desde organismos bentônicos até peixes e crustáceos (BASILE-MARTINS *et al.*, 1986; LIMA-JUNIOR & GOITEIN, 2003; SILVA *et al.*, 2007). Já, *I. labrosus* possui algumas restrições alimentares impostas pela morfologia do seu sistema digestório. Seu hábito alimentar é caracterizado como seletor de organismos meso e macrobentônicos, sendo que pode ingerir significativa quantidade de sedimento, onde esses organismos são selecionados (FUGI, 1993; FUGI *et al.*, 2001). Porém, por serem espécies com plasticidade alimentar e oportunismo trófico, as duas caracterizam a sua dieta de acordo com a disponibilidade do alimento (LOLIS & ADRIAN, 1996; ABES *et al.*, 2001) justificando suas maiores abundâncias junto ao tanque-rede.

Os dados gerados pelas ACCs ( $p < 0,20$ ) reforçam os resultados já discutidos e ainda, para a abundância numérica destacam-se a correlação positiva com o trecho tanque-rede com uma espécie onívora de pequeno porte (*Astyanax altiparanae*) (CASSEMIRO *et al.*, 2002) e outra piscívora de médio porte (*Galeocharax knerii*) (MAGALHÃES *et al.*, 2004). Estes resultados corroboram com os de DEMPSTER (2005) em relação à ictiofauna atraída

pelos sistemas de agregação de peixes (*fish aggregation devices* – FADs). Este autor discute que a presença física desses sistemas servem de abrigo para espécies de pequeno porte que por consequência, acabam atraindo as espécies predadoras de maior porte, concluindo que as interações tróficas são importantes na estruturação das comunidades próximas aos FADs.

A caracterização da dieta das espécies de peixes amostradas (RAMOS, *in prep.*) poderia melhor explicar a elevada agregação desses peixes (principalmente *P. maculatus* e *I. labrosus*) a esse sistema de piscicultura, revelando qual seria as suas preferências alimentares (por exemplo: restos da ração ou fezes). Entretanto, os dados aqui apresentados indicam que este sistema de piscicultura está alterando, localmente, a composição e estrutura das assembléias de peixes desse reservatório, haja vista que no trecho controle há uma distribuição mais equilibrada das espécies, em relação ao trecho tanque-rede.

Situação ainda mais preocupante no que diz respeito à conservação da biodiversidade se reporta ao elevado número de escapes das espécies (não-nativas) cultivadas, considerado um tipo de poluição biológica (De SILVA *et al.*, 2009). Mesmo considerando o uso de redes de espera como uma técnica de captura seletiva, em especial, aos ciclídeos (referencia) pode-se visualizar um elevado número de exemplares de *Oreochromis niloticus* disperso no trecho tanque-rede. E recentemente, em outra investigação em um sistema de tilapicultura de tanques-rede neste reservatório, capturou-se elevadas quantidades de juvenis desta espécie usando redes de arrasto do tipo picaré (NOBILE, 2010).

Nesta temática, vários são os autores que discutem as consequências negativas da introdução e estabelecimento de espécies não-nativas em ecossistemas aquáticos. Dentre as quais se destacam a competição por recursos, predação, alteração de hábitat e qualidade de água, hibridização e a introdução de parasitas e doenças (MOYLE *et al.* 1986; ARTHINGTON, 1991; CANONICO *et al.*, 2005). Também, MILLER *et al.* (1989) e HARRISON & STIASSNY (1999) inferem que a introdução de espécies é a segunda maior ameaça à perda de biodiversidade em ambientes dulcícolas, sendo o primeiro

lugar a drástica modificação de habitats. Essas e outras alterações podem levar muito tempo (anos ou mesmo décadas) para serem detectados pelo homem (STRAYER *et al.*, 2006; SPENS *et al.*, 2007).

Os resultados permitem concluir que o atual manejo zootécnico deste empreendimento de piscicultura gradativamente induz a conseqüências ecológicamente indesejáveis, visto que além da própria presença física do sistema de cultivo, o aporte de nutrientes está deplecionando os teores de oxigênio dissolvido (e a transparência da água) variáveis indicativas da qualidade da água. Ainda, a maior abundância numérica (e biomassa) de peixes junto ao sistema de piscicultura está mitigando o processo de eutrofização. Porém, favorecendo espécies oportunistas e com plasticidade trófica, promovendo uma contundente desestruturação da assembléia de peixes residente. Por fim, mesmo em escala pontual, essas condições antrópicas associadas poderão levar a uma nova disruptura ambiental, sendo, então, necessárias atitudes mais coerentes pelos tomadores de decisão e piscicultores.

## Referências Bibliográficas

- ABES, S. S.; AGOSTINHO, A. A.; OKADA, E. K.; GOMES, L. C. (2001). Diet of *Iheringichthys labrosus* (Pimelodidae, Siluriformes) in the Itaipu Reservoir, Paraná River, Brazil-Paraguay. *Brazilian Archives of Biology and Technology*. v. 44 (1): 101-105.
- ARTHUR, R. I.; LORENZEN, K.; HOMEKINGKEO, P.; SIDAVONG, K.; SENGVILAIKHAM, B.; GARAWAY, C. J. (2010). Assessing impacts of introduced aquaculture species on native fish communities: Nile tilapia and major carps in SE Asian freshwaters. *Aquaculture* v. 299: 81-88.
- ARTHINGTON, A. H. (1991). The ecological and genetic impacts of introduced freshwater fishes in Australia. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* v. 48 (1): 33–44.
- ATTAYDE, J. L.; OKUN, N.; BRASIL, J.; MENEZES, R.; MESQUITA, P. (2007). Impactos da introdução da tilápia do Nilo, *Oreochromis niloticus*, sobre a estrutura trófica dos ecossistemas aquáticos do bioma caatinga. *Oecol. Bras.* v. 11 (3): 450-461.
- BASILE-MARTINS, M. A.; CIPÓLLI, M. N.; GODINHO, H. M. (1986). Alimentação do mandi, *Pimelodus maculatus* Lacépède, 1803 (Osteichthyes, Pimelodidae) de trechos do rio Jaguari e Piracicaba, São Paulo – Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca*. v. 13: 17-29.
- BENEDITO-CECÍLIO, E. & AGOSTINHO, A. A. (1997). Estrutura das populações de peixes do reservatório de Segredo. 113-139pp. In: AGOSTINHO A. A. & GOMES, L. C. (eds.). *Reservatório de segredo: bases ecológicas para o manejo*. Maringá: Eduem. 387 p.
- BEVERIDGE, M. C. C. (1984). *Cage and pen fish farming. Carrying capacity models and environmental impact*. FAO/Fish. Tech. Pap. (255), 131p.
- BJORDAL, A. & SKAR, A. B. (1992). Tagging of saithe (*Pollachius virens* L.) at a Norwegian fish farm: preliminary results on migration. *ICES Counc Met Pap.* nº 35.

- BOYRA, A.; SANCHEZ-JEREZ, P.; TUYA, F.; ESPINO, F. HAROUN, R. (2004). Attraction of wild coastal fishes to an Atlantic subtropical cage fish farms, Gran Canaria, Canary Islands. *Environmental Biology of Fishes*. v. 70: 393-401.
- BRAGA, F. M. S. (2000). Biologia e pesca de *Pimelodus maculatus* (Siluriformes, Pimelodidae) no reservatório de Volta Grande, rio Grande (MG-SP). *Acta Limnol. Bras.* v. 12: 1-14.
- CANONICO, G. C.; ARTHINGTON, A.; McCRARY, J. K.; THIEME, M. L. (2005). The effects of introduced tilapias on native biodiversity. *Aquat. Conserv.* v. 15: 463–483.
- CARSS, D. N. (1990). Concentrations of wild and escaped fishes immediately adjacent to fish farm cages. *Aquaculture*. v. 90: 29-40.
- CARVALHO, E. D.; SILVA, R. J.; DAVID, G. S.; CAMARGO, A. F. M.; NOGUEIRA, M. G.; AYROZA, D. M. M. R.; AYROZA, L. M. S.; RAMOS, I. P. (2008). *Caracterização das condições limnológicas junto aos sistemas de tilapicultura em tanques-rede no Reservatório da UHE de Chavantes, Rio Paranapanema*. Relatório Técnico-Científico (Projeto FINEP/UNESP/CDVALE nº 3626/05). CD ROM.
- CASSEMIRO, F. A. da S.; HAHN, N. S.; FUGI, R. (2002). Avaliação da dieta de *Astyanax altiparanae* Garutti & Britski, 2000 (Osteichthyes, Tetragonopterinae) antes e após a formação do reservatório de Salto Caxias, Estado do Paraná, Brasil. *Acta Scientiarum*. v. 24 (2): 419-425.
- COLE, G. A. (1979). *Textbook of limnology*. (2<sup>nd</sup> ed.) Saint Louis. The C.V. Mosby Company. 426p.
- DALGAARD, T.; KRAUSE-JENSEN, D. (2006). Monitoring nutrient release from fish farms with macroalgal and phytoplankton bioassays. *Aquaculture*. v. 256: 302–310.
- DEMPSTER, T.; SANCHEZ-JEREZ, P.; BAYLE-SEMPERE, J. T.; GIMÉNEZ-CASALDUERO, F.; VALLE, C. (2002). Attraction of wild fish to sea-cage fish

farms in the south-western Mediterranean Sea: spatial and short-term temporal variability. *Marine Ecology Progress Series*. v. 242: 237-252.

De SILVA, S. S.; NGUYEN, T. T. T.; TURCHINI, G. M.; AMARASINGHE, U. S.; ABERY, N. W. (2009). Alien species in aquaculture and biodiversity: a paradox in food production. *Ambio*. v. 38 (01): 24-28.

DEMPSTER, T.; SANCHEZ-JEREZ, P.; BAYLE-SEMPERE, J.; KINGSFORD, M. (2004). Extensive aggregations of wild fish at coastal sea-cage fish farms. *Hydrobiologia*. v. 525: 245-248.

DIAS (2011). Database on Introductions of Aquatic Species. Fisheries Global Information Systems/FAO, Rome, Italy. Disponível em: (<http://www.fao.org/fishery/dias/en>). Acessado em 13/01/2011.

DOMINGUEZ L. M, & MARTÍN, J. M. V. (2005). Impacto ambiental de jaulas flotantes: estado actual de conocimientos y conclusiones prácticas. *Boletín, Instituto Español de Oceanografía*. v. 21 (1-4): 75-81.

FAGUNDES, C. K.; BEHR, E. R.; KOTZIAN, C. B. (2008). Diet of *Iheringichthys labrosus* (Siluriformes, Pimelodidae) in the Ibicuí River, Southern Brazil. *Iheringia, Série Zoologia*. v. 98 (1): 60-65.

FERNANDEZ-JOVER, D.; SANCHEZ-JEREZ, P.; BAYLE-SEMPERE, J. T.; VALLE, C.; Dempster, T. (2008). Seasonal patterns and diets of wild fish assemblages associated with Mediterranean coastal fish farms. *Journal of Marine Science*. v. 65 (7): 1153-1160.

FUGI, R. (1993). Estratégias alimentares utilizadas por cinco espécies de peixes comedoras de fundo do alto rio Paraná/PR-MS. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, São Paulo, Brasil. 142 p.

FUGI, R.; AGOSTINHO, A. A.; HAHN, N. S. (2001). Trophic morphology of five benthic-feeding fish species of a tropical floodplain. *Revista Brasileira de Biologia*. v. 61 (1): 27-33.

GIDO, K. B. & MATTHEWS, W. J. (2000). Dynamics of the offshore fish assemblage in a southwestern reservoir (Lake Texoma, Oklahoma – Texas). *Copeia* n. 4: 917-930.

GIANNOULAKI, M.; MACHIAS, A.; SOMARAKIS, S.; KARAKASSIS, I. (2005). Wild fish spatial structure in response to presence of fish farms. *J. Mar. Biol. Ass. U.K.* v. 85: 1271-1277.

GLOVER, K. A. (2010). Forensic identification of fish farm escapees: the Norwegian experience. *Aquaculture Environment Interactions*. v. 01: 1-10.

HÅKANSON L. & BOULION, V. V. (2003). A general dynamic model to predict biomass and production of phytoplankton in lakes. *Ecological Modelling*. v. 165: 285-301.

HARRISON, I. J. & STIASSNY, M. L. J. (1999). The quiet crisis: a preliminary listing of the freshwater fishes of the world that are extinct or 'missing in action'. 271-331 pp. *In: MAcPHEE, R. D. E. & SUESS, H. D. (eds.). Extinctions in Near Time*. Kluwer Academic Publishers, New York. 394 p.

HU, B. T. (1994). Cage culture development and its role in aquaculture in China. *Aquaculture*. v. 24: 305-310.

KREBS, C. J. (1989). *Ecological Methodology*. New York: Collins, 652 p.

LEUNG, K. M. Y. & DUDGEON, D. (2008). Ecological risk assessment and management of exotic organisms associated with aquaculture activities. 67-100 pp. *In: BONDAD-REANTASO, M. G.; ARTHUR, J. R.; SUBASINGHE, R. P. (eds). Understanding and applying risk analysis in aquaculture*. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper. Nº. 519. Rome, FAO. 113 p.

LIMA-JÚNIOR, S. E.; GOITEIN, R. (2003). Ontogenetic diet of neotropical catfish, *Pimelodus maculatus* (Siluriformes, Pimelodidae): An ecomorphological approach. *Environ. Biol. Fish.* v. 68: 73-79.

- LOLIS, A. A. & ADRIAN, I. F. (1996). Alimentação de *Pimelodus maculatus* Lacépède, 1803 (Siluriformes, Pimelodidae), na planície de inundação do alto rio Paraná, Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca*. v. 23: 187-202.
- LOWE-McCONNEL, R. H. (1987). *Ecological Studies in Tropical Fish Communities*. Cambridge University Press, Cambridge, England, 382 pp.
- MACHIAS, A.; KARAKASSIS, I.; LABROPOULOU M.; SOMARAKIS, S.; PAPADOPOULOU, K. N.; PAPACONSTANTINOU, C. (2004). Changes in wild fish assemblages after the establishment of a fish farming zone in an oligotrophic marine ecosystem. *Estuarine Coastal and Shelf Science*. v. 60: 771-779.
- MACHIAS, A.; GIANNOULAKI, M.; SOMARAKIS, S.; MARAVELIAS, C. D.; NEOFITOU, C.; KOUTSOUBAS, D.; PAPADOPOULOU, K. N.; KARAKASSIS, I. (2006). Fish farming effects on local fisheries landings in oligotrophic seas. *Aquaculture*. v. 261: 809-816.
- MAGALHÃES, A. L. B.; BAZZOLI, N.; SANTOS, G. B.; RIZZO, E. (2004). Reproduction of the South American dogfish characid, *Galeocharax knerii*, in two reservoirs from upper Paraná River basin, Brazil. *Environmental Biology of fishes*. v. 70: 415-425.
- MARGALEF, R. (1983). *Limnología*. Barcelona: Omega. 1010 p.
- MARCKERETH, F. I. H.; HERON, J.; TALLING, J. F. (1978). *Water analysis: some revised methods for limnologists*. London: Freshwater Biological Association, 120p.
- MILLER, R. R.; WILLIAMS, J. D.; WILLIAMS, J. E. (1989). Extinction of North American fishes during the past century. *Fisheries*. v. 14 (6): 22–38.
- MOYLE, P. B.; LI, H. W.; BARTON, B. A. (1986). The Frankenstein effect: impact of introduced fishes on native fishes in North America. 415-426 pp. In: STROUD, R. H. (ed.) *Fish culture in fisheries management*. Bethesda: American Fisheries Society.

MPA (2010). Ministério da Pesca e Aquicultura: Produção Pesqueira e Aquícola: Estatística 2008 e 2009. Disponível em: (<http://www.mpa.gov.br/#info-estatistica/estatistica-da-pesca-e-aquicultura>). Acessado em 13/01/2011.

NOBILE, A. B. (2010). A ictiofauna agregada a um sistema de piscicultura em tanques-rede na represa oligotrófica de Chavantes (médio rio Paranapanema, SP/PR): composição e atributos ecológicos. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, São Paulo, Brasil. 79 p.

NOGUEIRA, M. G.; JORCIN, A.; VIANNA, N. C.; BRITTO, Y. C. (2006). Reservatórios em cascata e os efeitos na limnologia e organização das comunidades bióticas (fitoplâncton, zooplâncton e zoobentos): Um estudo de caso no rio Paranapanema (SP/PR). In: NOGUEIRA, M.G.; HENRY, R. & JORCIN, A. (eds.). *Ecologia de reservatórios: Impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata* (2ª ed.). São Carlos: Rima, pp. 435-459.

ONO, E. A. & KUBITZA, F. (2003). *Cultivo de Peixes em tanques-rede*. (3ª ed). Jundiaí. 112 p.

ORESKA, M. P. J. & ALDRIDGE, D. C. (2010). Estimating the financial costs of freshwater invasive species in Great Britain: a standardized approach to invasive species costing. *Biological Invasions*. v. 13 (2): 305-319.

ORSI, M. L. & AGOSTINHO, A. A. (1999). Introdução de espécies de peixes por escapes acidentais de tanque de cultivo em rios da Bacia do Rio Paraná. *Brasil. Rev. Bras. Zool.* v. 16 (2): 557-560.

PAGIORO, T. A.; THOMAZ, S. M.; ROBERTO, M. do C. (2005). Caracterização Limnológica Abiótica dos Reservatórios. 17-37 pp. In: RODRIGUES, L.; THOMAZ, S. M.; AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. (orgs.). *Biocenose em reservatórios: padrões espaciais e temporais*. São Carlos: RiMa. 333 p.

PILLAY, T. V. R. (2003). *Aquaculture and the Environment*. (2<sup>nd</sup> ed.). Blackwell: Oxford, 196p.

PIMENTEL, D.; ZUNIGA, R.; MORRISON, D. (2005). Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. *Ecological Economics*. v. 52: 273-288.

PITTA, P.; APOSTOLAKI, E. T.; GIANNOULAKI, M.; KARAKASSIS, I. (2006). Mesoscale changes in the water column in response to fish farming zones in three coastal areas in the Eastern Mediterranean Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* v. 65: 501-512.

RAMOS, I. P.; BRANDÃO, H.; ZANATTA, A. S.; ZICA, E. O. P.; SILVA, R. J.; CARVALHO, E. D. (*in prep*). Impact of cage farm system on diet of *Pimelodus maculatus* Lacépède, 1803 (Siluriformes, Pimelodidae).

REIS, R. E.; KULLANDER, S. O.; FERRARIS, C. (2003). *Check List of the Freshwater Fishes of South and Central America (CLOFFSCA)*. EDIPUCRS: Porto Alegre, 729 p.

SILVA, E. L.; FUGI, R.; HAHN, N. S. (2007). Variações temporais e ontogenéticas na dieta de um peixe onívoro em ambiente impactado (reservatório) e em ambiente natural (baía) da bacia do rio Cuiabá. *Acta Sci. Biol. Sci.* v. 29 (4): 387-394.

SOTO, D. & NORAMBUENA, F. (2004). Evaluation of salmon farming effects on marine systems in the inner seas of southern Chile: a large-scale mensurative experiment. *Journal of Applied Ichthyology*. v. 20: 493–501.

SPENS, J.; ALANARA, A.; ERIKSSON, L. O. (2007). Non-native brook trout (*Salvelinus fontinalis*) and the demise of native brown trout (*Salmo trutta*) in northern boreal lakes: stealthy, long-term patterns? *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 64, 654–664.

STRAYER, D. L.; EVINER, V. T.; JESCHKE, J. M.; PACE, M. L. (2006). Understanding the long-term effects of species invasions. *Trends Ecol. Evol.* 21: 645–651.

STRICKLAND, J. D. & PARSONS, T. R. (1960). A manual of sea water analysis. *Bull. Fish. Res. Bel. Can.* 125: 1-185.

TALLING, J. F. & DRIVER, D. (1963). Some problems in the estimation of chlorophyll *a* in phytoplankton. In: *Proceedings, Conference of primary productivity measurements in marine and freshwater*. Hawaii, 1961. USAEE, 142-146.

TSAPAKIS, M.; PITTA, P.; KARAKASSIS, I. (2006). Nutrients and fine particulate matter released during sea bass (*D. labrax*) farming. *Aquatic Living Resources*. v. 19: 69–75.

TUYA, F.; SANCHEZ-JEREZ, P.; DEMPSTER, T.; BOYRA, A.; HAROUN, R. J. (2006). Changes in demersal wild fish aggregations beneath a sea-cage fish farm after the cessation of farming. *Journal of Fish Biology*. v. 69: 682-697.

VALLE, C.; BAYLE-SEMPERE, J. T.; DEMPSTER, T.; SANCHEZ-JEREZ, P.; GIMÉNEZ-CASALDUERO, F. (2007). Temporal variability of wild fish assemblages associated with a sea-cage fish farm in the south-western Mediterranean Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. v. 72: 299-307.

WELCOMME, R. L. (1988). International introductions of inland aquatic species. *FAO Fish. Tech. Pap.* n° 294. 318 p.

ZANATTA, A. S.; RAMOS, I. P.; SILVA, R. J.; LANGEANI, F.; CARVALHO, E. D. (2010). Pisces, Siluriformes, Ictaluridae, *Ictalurus punctatus* (Rafinesque, 1818): First record in middle Paranapanema river reservoir, aquaculture and exotic species dispersion. *CheckList*. v. 6 (4): 589-591.

ZAR, J. H. (1999). *Bioestatistical Analysis*. (4<sup>th</sup> ed). New Jersey: Prentice Hall. 663p.

ZOCCHI, P. (2002). *Paranapanema: da nascente à foz*. São Paulo: Horizonte Geográfico/Audichromo Editora. 132 p.

# **TERCEIRO CAPÍTULO**

## **A polêmica das pisciculturas em tanques-rede e os recursos naturais dos grandes reservatórios do Alto Paraná**

A história mostra que as atividades de domesticação e criação de peixes iniciaram-se a mais de 2500 anos na China utilizando-se principalmente das carpas. Porém, o seu franco desenvolvimento mundial remonta a apenas algumas décadas, nas quais se desenvolveu técnicas de manejo e reprodução em cativeiro, ao mesmo tempo, que o crescimento populacional implicou numa desenfreada exploração dos estoques pesqueiros, que aliada à destruição de habitats contribuiu assim para o deplecionamento desses estoques naturais. A exemplo desta nova e polêmica situação, somente no ano 2000, um quarto dos pescados, consumido diretamente pela população humana já era suprido por sistemas de piscicultura.

Este *status quo* se inter-relaciona com a filosofia da sustentabilidade ambiental visto que leva em conta o preconizado equilíbrio sócio-econômico e ambiental. Em relação à aqüicultura, por ser uma atividade economicamente emergente em escala mundial, a base deve se sustentar em três grandes pilares: recursos hídricos, peixe e homem. Ainda, perceber-se que a gestão dos recursos hídricos (água) são muito bem reportados sendo tema de debates controversos entre academia, produtores/indústria (cadeia produtiva) e órgãos governamentais.

Para os órgãos reguladores, a política hídrica foca esta filosofia de sustentabilidade a longo prazo, visto que as interferências deste tipo de ações antrópicas impactantes se concentra nos processos de eutrofização artificial (deterioração da qualidade da água). Isto porque, o manejo dos peixes em cultivo aporta ao meio aquático, significativas quantidades de efluentes/nutrientes orgânicos contendo altas concentrações de nitrogênio (N) e fósforo (P), este último o principal indutor da eutrofização em sistemas aquáticos continentais.

Diferentemente do que foi almejado pela FAO, em termos da pressão exploratória sobre os estoques pesqueiros, que em tese, é avalizada por muitas agências de fomento, Governo e cadeia produtiva, o atual processo

produtivo em aqüicultura, não está diminuindo essa pressão, sendo um dos fatores a ausência de tecnologia adequada.

Ilustrando essa situação, entre as décadas de 1980 e 1990, quatro das cinco espécies de peixes mais explotadas em ambiente marinho, como exemplo anchovas, sardinhas, etc.; destinavam-se como insumo à indústria de rações e não como alimento humano direto. Com um agravante, muitos sistemas produtivos (semi-intensivos e intensivos) utilizam rações com alto teor protéico e baixa conversão alimentar cujo principal insumo são esses pescados da natureza.

Outro fator que merece destaque é a questão nutricional onde o entendimento das exigências nutricionais das espécies cultivadas e sua aplicação é fundamental. Quando se analisa esta questão para uma espécie não nativa amplamente cultivada no Brasil e no mundo (Tilápia do Nilo - *Oreochromis niloticus*), as rações formuladas especificamente para este pescado, geralmente, é super dosada visto que pode conter 15% a mais de proteína.

Em se reportar à utilização de espécies não-nativas para sistemas de produção, particularmente para o Brasil, o fato é que os pacotes tecnológicos disponíveis estão direcionados à criação de poucas espécies, sendo que essas foram submetidas a diversas técnicas de melhoramento genético visando principalmente o melhor desempenho zootécnico. Porém, a questão ambiental torna-se relevante, pois, sendo criadas em ecossistemas abertos, os escapes são inevitáveis, o que pode levar muito tempo (anos ou até décadas) para desencadear danos perceptíveis ao olho humano.

Dentro desta abordagem, alguns especialistas discutem que o principal desafio da aqüicultura nacional é o desenvolvimento da cadeia produtiva, as licenças ambientais para a piscicultura (zoneamento ecológico e uso das águas públicas) e a organização da classe empresarial e trabalhadores. Especificamente para grandes reservatórios do Alto Paraná, destacando-se Jurumirim e Chavantes (Rio Paranapanema), a ambigüidade de objetivos e propósitos não é diferente, no que tange ao trinômio piscicultura/pesca/ambiente. A interpretação corporativista desta complexa e

conflitante legislação ambiental sobre espécie não nativa estabelecida ou não nesta bacia hidrográfica é um exemplo, pois envolve posições filosóficas e de interesses (piscicultores e políticos *versus* ecólogos e ecologistas). É o caso recente da interpretação jurídica para a autorização do uso das tilápias em tanques-rede no eixo do rio Paranapanema, em especial para esses dois reservatórios. Considerando-se o estado atual de seus recursos hídricos e pesqueiros, estudos indicam com base científica a vocação desses dois ecossistemas artificiais, é fundamentalmente para pesca esportiva e turismo náutico, com alguns núcleos remanescentes de pesca artesanal. E em termos de recursos hídricos, deve ser preciosamente encarada como reserva estratégica de água de excelente qualidade.

Em suma, os resultados desses estudos em represas do Alto e Médio Paranapanema têm mostrado que essas situações não se conciliam de forma ambientalmente responsável. Pois, a atividade de piscicultura em tanques-rede implicam em:

1 – Com o aporte de matéria orgânica, mesmo de forma local, a qualidade da água está sendo gradativamente comprometida. E o futuro pode ser sombrio, decorrente das reais perspectivas de novas implantações (parques aquícolas);

2 – Adicionalmente, a própria estrutura física dos tanques-rede está levando a desestruturação da assembléia de peixes residentes;

3 – Finalmente, a utilização de espécies não-nativas, como *Oreochromis niloticus* e *Ictalurus punctatus* é mais uma grande ameaça a estes ecossistemas aquáticos, haja vista que esta atividade de produção de peixes *per si* é um vetor contínuo de propágulos que podem acelerar esta dinâmica ambiental

Parafraseando...: *“Não se pretendeu com essa discussão a condenação dos sistemas de piscicultura em tanques-rede em águas públicas continentais, mas sim, que os possíveis problemas nela existentes sejam honestamente colocados e a busca de soluções seja conduzida com responsabilidade econômica, social e ambiental”*. De um sábio ictiólogo brasileiro.

## **Bibliografia consultada**

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

BEVERIDGE, M. C. C. (1984). *Cage and pen fish farming. Carrying capacity models and environmental impact*. FAO/Fish. Tech. Pap. (255), 131p.

CARVALHO, E. D. (2009). *Ações antrópicas e a biodiversidade de peixes: status da represa de Jurumirim (Alto Paranapanema)*. Tese de Livre-Docência, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, São Paulo, Brasil. 87 p.

CYRINO, J. E. P.; BICUDO, A. J. de A.; SADO, R. Y.; BORGHESI, R.; DAIRIKI, J. K. (2010). A piscicultura e o ambiente – o uso de alimentos ambientalmente corretos em piscicultura. *Revista Brasileira de Zootecnia*. v. 39: 68-87.

De SILVA, S. S.; NGUYEN, T. T. T.; TURCHINI, G. M.; AMARASINGHE, U. S.; ABERY, N. W. (2009). Alien species in aquaculture and biodiversity: a paradox in food production. *Ambio*. v. 38 (01): 24-28.

ELER, M. N. & MILLANI, T. J. (2007). Métodos de estudos de sustentabilidade aplicados a aqüicultura. *Revista Brasileira de Zootecnia*. v. 36: 33-44.

NAYLOR, R. L.; GOLDBURG, R. J.; PRIMAVERA, J.; KAUTSKY, N.; BEVERIDGE, M.; CLAY, J.; FOLKE, C.; LUBCHECO, J.; MOONEY, H.; TROELL, M. (2000). Effect of aquaculture on world fish supplies. *Nature* v. 405: 1097-1014.

ZANATTA, A. S. (2007). *Tilapicultura em Ecossistemas Aquáticos Abertos: Desenvolvimento Sustentável ou Degradação Ambiental? Estudo de Caso em Represa Oligotrófica*. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual Paulista, Botucatu. 109 p.