

Augusto Seawright Zanatta



**Tilapicultura em Ecossistemas Aquáticos Abertos:
Desenvolvimento Sustentável ou Degradação
Ambiental? Estudo de Caso em Represa Oligotrófica**

Botucatu, 2007

Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”

Instituto de Biociências

**Tilapicultura em ecossistemas aquáticos abertos: Desenvolvimento
Sustentável ou Degradação Ambiental? Estudo de Caso em Represa
Oligotrófica**

Augusto Seawright Zanatta

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

Orientador: Prof. Dr. Edmir Daniel Carvalho

Botucatu, fevereiro de 2007.

DEDICO

**A meus pais Erineu Luis Zanatta
e Laura Seawright Zanatta**

OFEREÇO

**A todos que se preocupam e fazem a sua parte, para ao menos tentar
melhorar a qualidade de vida do planeta**

**QUEM TEM “POR QUE” VIVER
É CAPAZ DE SUPORTAR QUALQUER
“COMO”**

Nietzsche

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.

Ao Prof. Dr. Edmir Daniel Carvalho, que, antes de ser meu mestre, é considerado meu amigo e no qual me espelho na vida profissional, como biólogo consciente em seu nicho.

Um agradecimento muito mas muito especial à bióloga e amiga Marina de Carvalho Landell, muitíssimo grato.

Ao Prof. César Taconelli por todo o auxílio e dedicação para as análises estatísticas.

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

Ao Prof. Dr. Raoul Henry e Prof. Dr. Marcos Gomes Nogueira, por colocarem a disposição o Laboratório de Ecologia Aquática para as análises de água.

Aos grandes amigos e companheiros: Atílio Zapparoli, Daniele Traficante, Paulo Cichi, Márcio, Helan, João Paulo, Bruno Castilho, José Pedro, Domingos Neto, Bruno Gabriel, Laura, Ana Carolina, Aline, Gustavo, Bruno Trindade, Fábio Seiva, sem os quais muitas das manhãs poderiam ter sido mais produtivas e sem aquela bendita dor de cabeça.

A todos os meus colegas de laboratório, Igor Paiva Ramos, Jaciara Vanessa Kruger Paes, Ana Paula Vidotto, Heleno Brandão e José Luiz Costa Novaes.

Aos técnicos Ricardo Texeira e Hamilton, sem os quais muitas atividades realizadas nesse trabalho não teriam sido realmente efetivadas.

A duas pessoas que foram peças auxiliaadoras deste trabalho, o acadêmico do curso da Agronomia Fernando Sesso e a estagiária Priscila Vieira.

A Fazenda Três Fios em especial ao Sr. Jota Racy, por toda a hospitalidade concedida em suas acomodações e por “emprestar” seu empreendimento a este estudo.

As agências de fomento: CNPq CT-Hidro pela concessão da bolsa de estudo e FAPESP (Proc. nº. 03/11239-2) e FUNDUNESP (Proc. nº. 00329/04) pelo auxílio concedido ao orientador que possibilitou o desenvolvimento deste trabalho.

Que me desculpem os esquecidos...

ÍNDICE

1 – Introdução	1
2 – Objetivos	8
3 – Material e Métodos	9
3.1 – Área de estudo.....	9
3.2 – Trechos amostrais	11
3.3 – Coleta dos peixes	13
3.4 – Identificação e biometria	14
3.5 – Atributos ecológicos da ictiofauna.....	15
3.5.1 – Freqüência relativa de captura	16
3.5.2 – Constância de captura.....	17
3.5.3 – Diversidade de Shannon-Wiener	17
3.5.4 – Equitabilidade de Pielou	18
3.5.5 – Riqueza de espécies	18
3.5.6 – Dominância de Simpson.....	19
3.5.7 – Similaridade ictiofaunística	19
3.5.7.1 – Índice de similaridade de Jaccard.....	20
3.5.7.2 – Índice de Morisita-Horn.....	20
3.5.8 – Curva de importância das espécies.....	21
3.5.9 – Captura por unidade de esforço	21
3.6 – Caracterização limnológica	22
3.6.1 – Variáveis físico-químicas	22
3.6.2 – Coleta e acondicionamento da água.....	22
3.6.3 – Determinação do material particulado em suspensão.....	23
3.6.4 – Determinação da biomassa fitoplanctônica.....	24
3.6.5 – Os teores de nutrientes na água.....	25
3.6.5.1 – Nutrientes totais.....	25
A – Nitrogênio total	26
B – Fósforo total	26
3.6.5.2 – Nutrientes dissolvidos	27
A – Nitrato.....	27
B – Nitrito.....	28

C – Amônia.....	29
D – Fosfato total dissolvido.....	29
E – Fosfato inorgânico.....	30
F – Silicato reativo.....	31
3.7 – Índice de estado trófico.....	32
3.8 – Análise estatística das características limnológicas.....	33
4 – Resultados e Discussão.....	36
4a.1 – A ictiofauna associada.....	37
4a.1.1 – Ocorrência e composição ictiofaunística.....	37
4a.1.2 – Atributos ecológicos da ictiofauna.....	41
4a.1.2.1 – Proporções e constância de captura entre os trechos.....	41
4a.1.2.2 – Diversidade e similaridade entre os trechos.....	47
4a.1.2.3 – Captura por unidade de esforço.....	48
4a.1.2.4 – Frequência acumulada e curva de importância das espécies.....	50
4a.1.2.5 – Estrutura populacional das espécies por trechos.....	54
4a.2 - Discussão.....	58
4b.1 – As variáveis físico-químicas da água.....	64
4b.1.1 – pH.....	64
4b.1.2 – Condutividade elétrica.....	66
4b.1.3 – Oxigênio dissolvido.....	67
4b.1.4 – Temperatura.....	69
4b.1.5 – Transparência.....	71
4b.1.6 – Material em suspensão.....	73
4b.1.7 – Clorofila-a.....	75
4b.2 – Nutrientes totais.....	77
4b.2.1 – Fósforo total.....	77
4b.2.2 – Nitrogênio total.....	79
4b.3 – Nutrientes dissolvidos.....	81
4b.3.1 – Fosfato total dissolvido.....	81
4b.3.2 – Fosfato inorgânico.....	83
4b.3.3 – Nitrato.....	85
4b.3.4 – Nitrito.....	87
4b.3.5 – Amônia.....	89

4b.3.6 – Silicato reativo	90
4b.4 – Índice de estado trófico	92
4b.5 – Discussão.....	93
5 – Conclusão	100
6 – Considerações finais	101
7 – Referências Bibliográficas	102

LISTA DE TABELAS

Tabela I – Esquema da distribuição das redes de espera, utilizadas para a amostragem da ictiofauna no reservatório de Jurumirim, durante o período estudado	14
Tabela II – Espécies capturadas e seus respectivos acrônimos.....	16
Tabela III – Classificação do estado trófico segundo o índice de Calrson modificado.....	33
Tabela IV – Posição taxonômica e respectivos nomes científicos das espécies de peixes capturadas junto a um sistema de tanques-rede (e controle) numa baía do reservatório de Jurumirim, no período de estudo	37
Tabela V – Constância de captura das 24 espécies de peixes coletadas no reservatório de Jurumirim, no período de janeiro a dezembro de 2005	46
Tabela VI – Diversidade (H'), equitabilidade (E), riqueza de espécies (d), dominância de Simpson ($1/D$) e similaridade ictiofaunística de Jaccard (C_j) e Morisita-Horn (C_H), para os trechos estudados do reservatório de Jurumirim, no período de janeiro a dezembro de 2005.....	47
Tabela VII – Estrutura populacional em tamanho (comprimento padrão - L_s) e peso (W_t) dos peixes capturados nos trechos controle e junto ao sistema de tanques-rede, no reservatório de Jurumirim, no período de janeiro a dezembro de 2005	55
Tabela VIII – Análise de variância para o pH	65
Tabela IX – Análise de variância para o oxigênio dissolvido.....	68
Tabela X – Análise de variância para a transparência.....	72
Tabela XI – Análise de variância para o material em suspensão.....	74
Tabela XII – Análise de variância para a clorofila- <i>a</i>	76
Tabela XIII – Análise de variância para nitrogênio total	80
Tabela XIV – Análise de variância para o fosfato total dissolvido	82
Tabela XV – Análise de variância para o fosfato total dissolvido	84
Tabela XVI – Análise de variância para o nitrato	86
Tabela XVII – Análise de variância para o nitrito	88

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Mapa do Brasil. Em destaque as bacias hidrográficas dos rios Paraná, Tietê e Paranapanema. Na seta: a represa de Jurumirim.....	10
Figura 2 – Mapa da represa de Jurumirim; em destaque a área de estudo; imagem de satélite (google earth), apresentando pontos em preto : o sistema de tanques-rede; e em vermelho : os trechos amostrados junto aos tanques e controles.....	12
Figura 3 – Proporção (%) por ordem taxonômica, em termos numéricos, das 24 espécies de peixes capturadas no reservatório de Jurumirim, no período de janeiro a dezembro de 2005.....	40
Figura 4 – Proporção (%) por ordem taxonômica, em termos de biomassa, das 24 espécies de peixes capturadas no reservatório de Jurumirim, no período de janeiro a dezembro de 2005.....	40
Figura 5 – Abundância relativa (%) das espécies, em número, das capturas totais nos trechos controle e tanque, no reservatório de Jurumirim, durante o período de janeiro a dezembro de 2005.....	41
Figura 6 – Abundância relativa (%) das espécies, em biomassa, das capturas totais nos trechos controle e tanque, no reservatório de Jurumirim, durante o período de janeiro a dezembro de 2005.....	42
Figura 7 – Abundância relativa (%), em número, das espécies capturadas, nos pontos controle e tanque, no reservatório de Jurumirim, no período de janeiro a dezembro de 2005	44
Figura 8 – Abundância relativa (%), em biomassa, das espécies capturadas, nos pontos controle e tanque, no reservatório de Jurumirim, no período de janeiro a dezembro de 2005	45
Figura 9 – Captura por unidade de esforço em número (expressa por n°. de indivíduos.m ⁻² .h ⁻¹), por trechos de coleta no reservatório de Jurumirim, no período de janeiro a dezembro de 2005.....	49
Figura 10 – Captura por unidade de esforço em biomassa (expressa por Kg.m ⁻² .h ⁻¹), por trechos de coleta no reservatório de Jurumirim, no período de janeiro a dezembro de 2005	50

Figura 11 – Frequência acumulada relativa (%) das espécies capturadas no reservatório de Jurumirim, no período de janeiro a dezembro de 2005	51
Figura 12 – Curva de importância das espécies em número [$\log(n+1)$], capturadas no trecho controle no reservatório de Jurumirim, no período de janeiro a dezembro de 2005	52
Figura 13 – Curva de importância das espécies em número [$\log(n+1)$], capturadas no trecho junto ao sistema de tanques-rede no reservatório de Jurumirim, no período de janeiro a dezembro de 2005.....	52
Figura 14 – Curva de importância das espécies em biomassa [$\log(g+1)$], capturadas no trecho controle do reservatório de Jurumirim, no período de janeiro a dezembro de 2005	53
Figura 15 – Curva de importância das espécies em biomassa [$\log(g+1)$], capturadas no trecho junto ao sistema de tanques-rede no reservatório de Jurumirim, no período de janeiro a dezembro de 2005	54
Figura 16 – Classificação por comprimento padrão máximo ($L_{\text{máx}}$) das espécies capturadas no ponto controle do reservatório de Jurumirim, no período de janeiro a dezembro de 2005	56
Figura 17 – Classificação por comprimento padrão máximo ($L_{\text{máx}}$) das espécies capturadas no ponto junto ao sistema de tanques-rede no reservatório de Jurumirim, no período de janeiro a dezembro de 2005	57
Figura 18 – Valor médio* do pH nos trechos de coleta em uma baía do reservatório de Jurumirim. * superfície e fundo	64
Figura 19 – Valor médio* da condutividade elétrica nos trechos de coleta em uma baía do reservatório de Jurumirim. * superfície e fundo	66
Figura 20 – Valor médio* da concentração de oxigênio dissolvido nos trechos de coleta em uma baía do reservatório de Jurumirim. * superfície e fundo.....	67
Figura 21 – Valor médio* da temperatura da água nos trechos de coleta em uma baía do reservatório de Jurumirim. * superfície e fundo	69
Figura 22 – Valor da transparência da água nos trechos de coleta em uma baía do reservatório de Jurumirim.....	71

Figura 23 – Material em suspensão na superfície (A) e no fundo (B) nos trechos de coleta em uma baía do reservatório de Jurumirim	73
Figura 24 – Concentração de clorofila-a na superfície (A) e no fundo (B) nos trechos de coleta em uma baía do reservatório de Jurumirim.....	75
Figura 25 – Concentração de fósforo total na superfície (A) e no fundo (B) nos trechos de coleta em uma baía do reservatório de Jurumirim.....	77
Figura 26 – Concentração de nitrogênio total na superfície (A) e no fundo (B) nos trechos de coleta em uma baía do reservatório de Jurumirim.....	79
Figura 27 – Concentração de fosfato total dissolvido na superfície (A) e no fundo (B) nos trechos de coleta em uma baía do reservatório de Jurumirim	81
Figura 28 – Concentração de fosfato inorgânico na superfície (A) e no fundo (B) nos trechos de coleta em uma baía do reservatório de Jurumirim	83
Figura 29 – Concentração de nitrato na superfície (A) e no fundo (B) nos trechos de coleta em uma baía do reservatório de Jurumirim	85
Figura 30 – Concentração de nitrito na superfície (A) e no fundo (B) nos trechos de coleta em uma baía do reservatório de Jurumirim	87
Figura 31 – Concentração de amônia na superfície (A) e no fundo (B) nos trechos de coleta em uma baía do reservatório de Jurumirim	89
Figura 32 – Concentração de silicato reativo na superfície (A) e no fundo (B) nos trechos de coleta em uma baía do reservatório de Jurumirim.....	90
Figura 33 – Índice de estado trófico nos trechos de coleta em uma baía do reservatório de Jurumirim.....	92

RESUMO

Caracterizados como sistemas complexos, os reservatórios são considerados ambientes intermediários entre rios e lagos, de múltiplos usos, podendo comprometer a qualidade dos seus recursos hídricos e pesqueiros. O aporte contínuo de nutrientes, contribui de forma significativa para a eutrofização artificial, promovendo alterações na estrutura das comunidades do biota aquático. Nos reservatórios do Brasil vem sendo observado um impacto adicional, que é a tilapicultura em sistemas de tanques-rede sendo escassas as investigações sobre este assunto, principalmente no tocante aos aspectos da eutrofização. O presente projeto teve como objetivo avaliar quali-quantitativamente as condições limnológicas numa área de influência da criação de tilápias-do-Nilo (*Oreochromis niloticus*) em tanques-rede no reservatório de Jurumirim (rio Paranapanema), conhecido por suas características limnológicas como um ambiente oligotrófico, e ainda a comunidade de peixes que podem associar-se a esses tanques. Para avaliar as condições limnológicas foram realizadas coletas trimestrais em pontos próximos ao sistema dos tanques-rede e trechos controle, concomitantemente foram realizadas coletas de peixes com o intuito de diagnosticar e comparar a ictiofauna entre os trechos estudados. Apesar do significativo aporte de matéria orgânica provinda deste modelo de piscicultura, tanto os dados limnológicos quanto os dados ictiofaunísticos, seja em escala temporal ou espacial, não demonstraram diferenças significativas entre os trechos estudados. Mas empiricamente constatou-se a invasão dos tanques por juvenis de três espécies nativas (*Serrassalmus maculatus*, *Astyanax altiparanae* e *Pimelodus* sp.). Salientamos ainda, a importância do ordenamento e monitoramento científico deste modelo zootécnico em águas públicas evitando novos impactos antrópicos nestes ecossistemas aquáticos com excelente qualidade ambiental.

1. INTRODUÇÃO

Atualmente é crescente a preocupação com a utilização racional e conservação dos recursos hídricos, cujos fins são bastante variados (TUNDISI, 2003), tais como o abastecimento humano, irrigação, geração de energia hidroelétrica, aquicultura, lazer e outros (ALVES & BACCARIN in NOGUEIRA *et al.* 2006). Entretanto, a maioria destes podem ser fontes de contaminação desse vital recurso hídrico.

Na segunda metade do século XX, a grande demanda de energia hidroelétrica provocou uma expansão no número de reservatórios em nosso país, destacando-se a região Sudeste (bacia do Alto Rio Paraná), que até meados da década de 90 já tinha 26 grandes reservatórios artificiais (áreas superiores a 100 Km²) (AGOSTINHO *et al.*, 1995). Para se ter uma idéia dessa expansão, nos dias de hoje o Estado de São Paulo é responsável por quase um quarto (22,75%) da produção de hidroeletricidade (ANEEL, 2006). E a perspectiva futura de expansão é real, pois, com a demanda energética e com a projeção do crescimento econômico de 4,5%/ano, novos empreendimentos estão previstos nas regiões Norte e Sul do Brasil.

Ainda destacando a bacia do Alto Rio Paraná, temos o que pode ser considerado um sistema formado por lagos artificiais em cascata, devido ao grande número de reservatórios que foram construídos em um mesmo leito, levando ao afogamento de grandes extensões das planícies de inundações laterais e conseqüente alteração morfométrica da bacia (exemplo rio Paranapanema, que atualmente conta com 10 usinas hidrelétricas).

De acordo com TUNDISI (1999), estas alterações modificam drasticamente os ecossistemas aquáticos e terrestres, tanto a fauna quanto a flora. Sendo os peixes um dos grupos mais afetados pelas mudanças, pois são submetidos rapidamente aos novos processos limnológicos dos ambientes semi-lênticos (AGOSTINHO *et al.*, 1999).

Assim como outros ambientes artificiais, os reservatórios necessitam de mais atenção de manejo do que os ambientes naturais, pois em ambientes naturais as comunidades evoluíram até atingirem a eficiência em termos de compartilhamento de recursos (habitat, alimentação, etc.). Já os reservatórios, são recentes e suas comunidades mostram notáveis alterações estruturais em relação às que lhe deram origem, ou seja, as de um sistema fluvial, tendo forte influência sobre a comunidade dos reservatórios não apenas o impacto inicial do represamento, mas também a operação das barragens.

AGOSTINHO *et al.*, 1994; CARVALHO & SILVA, 1999; ZOCCHI, 2002; e NOVAES *et al.*, 2004, afirmam que durante o processo de colonização desse novo ambiente, há depleção de algumas populações, para as quais as novas condições são restritivas, e há explosão de outras, que têm no novo ambiente condições favoráveis, geralmente transitórias, para manifestar seu potencial de proliferação. Dentre as espécies de peixes que sofrem depleção estão principalmente as de maior porte, geralmente de hábito migratório, alta longevidade e baixo potencial reprodutivo. Já a proliferação massiva é constatada entre as espécies de pequeno porte, sedentárias, com alto potencial reprodutivo e baixa longevidade, para as quais a disponibilidade alimentar é elevada (AGOSTINHO, 1995).

Ainda de acordo com PAIVA, 1982; TORLONI *et al.*, 1986; ORSI & AGOSTINHO, 1999; SANTOS & FORMAGIO, 2000; LATINI & PETRERE, 2004, os ecossistemas aquáticos vêm sendo submetidos a outros impactos, tais como a pesca predatória, introdução de espécies alienígenas, poluição provinda de esgotos domésticos e agroindustriais, desmatamento ciliar, processos erosivos devido à exploração agrícola e mineral de seu entorno, assoreamento e atualmente, um novo possível impacto negativo, a piscicultura em tanques-rede, fazendo com que a biocenose de peixes de tais ecossistemas venha a diminuir ainda mais.

O Decreto-Lei 794/38, destaca as concessionárias administradoras das hidroelétricas, como as responsáveis pela recuperação e manutenção da biodiversidade *lato sensu* das bacias hidrográficas. Para tanto algumas medidas mitigadoras estão sendo tomadas, tais como, a construção de escadas para a transposição de peixes e os “peixamentos”, visando assim, garantir um “estoque pesqueiro”, que ao longo do tempo vem sendo paulatinamente deplecionados, refletindo uma gradual redução na captura de peixes de água doce. Porém, tais ações estão tendo resultados duvidosos, sustentando-se assim a necessidade de estudos relacionados a ações mitigadoras da degradação ambiental nos ecossistemas aquáticos (AGOSTINHO & JULIO Jr., 1996; CESP, 1998; ORSI & AGOSTINHO, 1999 VIDOTTO *et. al.*, 2003; CARVALHO *et. al.*, *prelo*).

Assim, a composição ictiofaunística de uma bacia, pode apresentar diferenças maiores ou menores, de acordo com a história da própria bacia, com a efetividade de suas barreiras e com o tamanho e multiplicidade de seus nichos ecológicos (BRITSKI, 1994).

Numa outra óptica, estimativas mostram que o Brasil apresenta mais de 5,3 milhões/ha de áreas artificialmente alagadas, clima favorável, terras disponíveis e mão-de-obra ampla para as atividades de aquicultura (MEDEIROS, 2002). Sem sombra de dúvida, é um dos países que apresenta os maiores potenciais para esta atividade.

Segundo relatório da Agência Nacional da Água, a partir da década de 90, a aquicultura comercial brasileira se firmou no cenário nacional como uma importante atividade econômica da produção de alimentos, destacando-se com a implantação de um novo modelo de cultivo, os tanques-rede em águas abertas (<http://www.secon.jpa.com.br/noticias/2002/julho/tanques>. Acesso em set/2004). Sendo a tilápia (*Oreochromis niloticus*) e seus híbridos, o modelo zootécnico mais utilizado neste tipo de atividade. Ainda, de acordo com a Secretaria Especial de Aquicultura e Pesca (SEAP/PR), entre 1999 e 2002, a aquicultura nacional teve aumento de 825%, sendo que em 2002, houve uma produção aquícola total de 235.640 toneladas, sendo a piscicultura responsável por 158.058 toneladas (67,1%) (SCORVO FILHO, 2005, in AYROZA, L. M. S. *et al.*, 2005).

Conforme avaliação de técnicos do Ministério do Meio Ambiente (MMA, 1997), a aquicultura brasileira é considerada uma atividade de baixo impacto ambiental. Mas existem posições opostas, caso da agência norte-americana de proteção ambiental (E.P.A.) que classifica esta atividade como uma fonte potencialmente significativa para a poluição da água. Reforçando essa posição, ORSI & AGOSTINHO (1999) mostram que a piscicultura tradicional (tanque escavado) é um dos principais mecanismos de dispersão de espécies exóticas

de peixes para o ecossistema aquático, principalmente em períodos de grandes cheias. Além disso, as técnicas de manejo (tipo de ração, quantidade e frequência de arraçoamento, etc.) também é mais um fator preocupante na questão dos escapes dos peixes para as águas abertas e dos efluentes derivados desse tipo de atividade zootécnica.

A eutrofização artificial é considerada uma das principais problemáticas responsáveis pela “crise mundial de água doce” (TUNDISI, 2003; ESTEVES, 1998), pois, pode levar a um desequilíbrio, quando os processos naturais de autodepuração da água, não conseguem suprir o aporte de nutrientes e de matéria orgânica, promovendo assim uma alta poluição. Assim, a decomposição destes detritos por oxidação mediada por microorganismos, compromete a qualidade da água, ou ainda ocasiona a mortandade dos peixes e outros organismos comprometendo a utilização ampla desses recursos hídricos (SIPAÚBA-TAVARES, 1995; ESTEVES, 1998; ONO, 1998; MEDEIROS, 2002).

Nesta vertente, no qual estudos têm dimensionado este processo em baixa escala, alguns fatores levam, num efeito em cascata, a eutrofização artificial por influência da piscicultura em tanques escavados, por exemplo: a) a grande sobra de rações e derivados não utilizados pelos peixes, e assim, disponibilizados ao restante do ecossistema aquático; b) a alta densidade populacional, que pode acarretar altas concentrações de CO₂ oriundas do processos metabólicos (exemplo: respiração e excreção); c) em consequência há um crescimento excessivo de algas com drástica redução do oxigênio dissolvido (SIPAÚBA-TAVARES, 1995)

Além disso, alterações na transparência da água podem ser percebidas, como consequência da presença de argilas coloidais, substâncias em solução, matéria orgânica coloidal ou dissolvida, ou mesmo do plâncton. Em áreas de criação de peixes, geralmente, o meio aquático é túrgido, devido ao fitoplâncton, que prolifera em resposta à adição tanto de fertilizantes usados na preparação dos tanques escavados, bem como devido ao manejo alimentar (SIPAÚBA-TAVARES, 1995).

Uma das variáveis chaves neste processo de eutrofização é a condutividade iônica, ou seja, a capacidade de uma solução em conduzir a corrente elétrica, em função da concentração de íons presentes. Assim, esta variável pode fornecer importantes informações, direta ou indiretamente, do metabolismo do ecossistema aquático, bem como dos fenômenos que ocorrem na sua bacia de drenagem, do tipo aporte de metabólitos derivados de adubação agrícola. Desta forma, as variações sazonais ou temporais de condutividade iônica podem dar indicativos sobre a produção primária (redução dos valores) e decomposição de matéria orgânica (aumento nos valores), e ainda, ajudar a detectar fontes poluidoras alóctone nos ecossistemas aquáticos (ESTEVES, 1998).

A matéria orgânica e inorgânica de origem externa é uma das principais fontes de nitrogênio no ambiente aquático (SIPAÚBA-TAVARES, 1995) destacando-se o nitrato (NO_3^-) e o íon amônio (NH_4^+), que assumem grande importância para os organismos produtores, entretanto, altas concentrações desses elementos, podem acarretar sérios problemas ecológicos, uma vez que alteram a concentração de oxigênio dissolvido e podem ser tóxicos para a comunidade ictíca (ESTEVES, 1998).

Outro componente químico importante nesta abordagem é o fosfato que atua como principal fator limitante da produtividade primária em águas continentais. Isto se deve a sua participação em processos fundamentais do metabolismo dos seres vivos, tais como armazenamento de energia e estruturação da membrana celular. Além disso, é outro elemento responsável pelo processo de eutrofização artificial, tanto que a sua concentração é utilizada como um importante parâmetro para a classificação trófica de lagos, uma vez que, lagos ricos em fitoplâncton apresentam altas concentrações desse elemento (ESTEVES, 1998; SIPAÚBA-TAVARES, 1995).

Por fim, outro elemento fundamental é o carbono em todas as suas formas presentes no meio aquático. Assim, a ciclagem deste elemento engloba desde a produção primária, passando por cadeias alimentares, até fenômenos de sucessão biológica. Dentre as principais fontes de carbono, pode-se destacar o processo de respiração aeróbica e anaeróbica (CO_2) e excreção dos organismos. E por participar ativamente de muitos processos, são várias as influências do carbono, dentre elas, exercer papel fundamental no crescimento de algas e bactérias, sendo assim, um dos fatores de interferência na fotossíntese; e quando encontrado em concentrações elevadas, torna-se tóxico ou causam problemas de estética nos ambientes aquáticos, como o mau cheiro e o sabor desagradável dos corpos de água (ESTEVES, *op. cit.*; SIPAÚBA-TAVARES, *op. cit.*).

Assim, no conceito dos múltiplos usos, a utilização de águas públicas abertas com fins aquícolas deve ter um cuidadoso ordenamento e gerenciamento ambiental (TUNDISI, 2003) com o intuito do compartilhamento

desses ecossistemas aquáticos artificiais e mitigação das diferentes atividades antrópicas impactantes.

2. OBJETIVOS

O objetivo geral deste trabalho foi avaliar os possíveis impactos da tilapicultura em tanques-rede (reservatório de Jurumirim, alto rio Paranapanema, SP), sobre a biocenose de peixes e características limnológicas do reservatório.

Objetivos específicos:

- Caracterizar a composição e estrutura da ictiofauna agregada ao sistema de tilapicultura em tanques-rede, devido ao arraçoamento como disponibilidade alimentar excedente, de origem alóctone;
- Diagnosticar os possíveis impactos negativos dos efluentes nas condições limnológicas junto à área de influência deste sistema de tanques-rede.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1 – Área de estudo

O rio Paranapanema é um dos mais importantes afluentes da margem esquerda do rio Paraná (Alto Paraná), com aproximadamente 930 km de extensão, sendo que, destes, cerca de 330 km formam divisa entre os Estados de São Paulo e Paraná, no seu trecho a partir da foz do rio Itararé na parte superior de seu curso (ZOCCHI, 2002).

Em 1958, com a construção da usina de Salto Grande, iniciou-se o aproveitamento hidráulico do rio Paranapanema para a geração de energia elétrica. Atualmente, ao longo de seu curso, encontram-se 10 empreendimentos hidroelétricos, transformando assim o seu curso original em uma sucessão de reservatórios justapostos (em cascata), sendo eles: UHE Jurumirim, UHE Paranapanema, UHE Chavantes, UHE Salto Grande, UHE Canoas 1, UHE Canoas 2, UHE Capivara, UHE Taquaruçu, UHE Rosana e UHE Piraju (ZOCCHI, 2002).

A UHE de Jurumirim (Figura 1) é a primeira na sucessão destes reservatórios. Este lago artificial, do tipo bacia de acumulação, foi formado em 1.962 tendo a sua barragem (coordenadas geográficas 49°13'W e 23° 10'S) localizada no trecho da confluência de dois grandes rios (Paranapanema e Taquari). Ele apresenta as seguintes características morfométricas: 1) área de 484 Km²; 2) volume de 7,9 x 10⁹ m³; 3) largura máxima de 10,5 km; 4) comprimento máximo de 30,75 km; 5) profundidade máxima de 40 m e mínima

de 12,9 m; 5) perímetro de 1.115 km; 6) vazão de 315 m³/s e, 7) tempo de residência entre 334 a 544 dias (DUKE ENERGY, 2004; HENRY *et al.*, 2006).

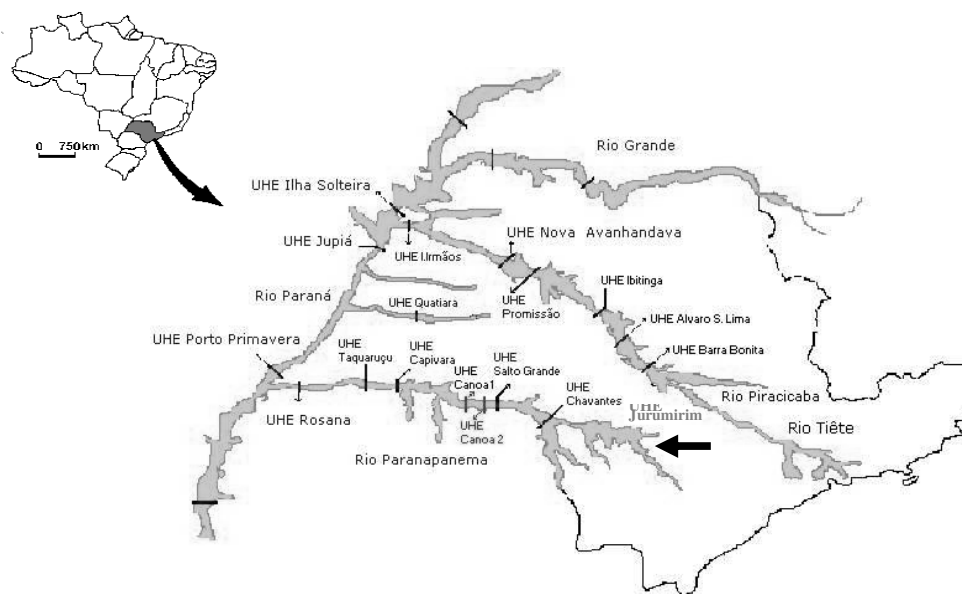


Figura 1 – Mapa do Brasil. Em destaque as bacias hidrográficas dos rios Paraná, Tietê e Paranapanema. Na seta: a represa de Jurumirim. (www.polmil.sp.gov.br).

HENRY *et al.* (1995) descrevem que esta represa apresenta heterogeneidade espacial evidente em algumas características químicas, físicas e biológicas, ainda HENRY *et al.* (1998) afirmam que o reservatório de Jurumirim pode ser considerado um ambiente oligotrófico em todos os seus compartimentos (zona de influência dos tributários, zona lacustre e zona de transição), porém estes autores destacam que se avaliada a represa sob a ótica de produção de matéria orgânica, a mesma não se enquadraria neste tipo de divisão.

A bacia de drenagem deste reservatório ocupa uma área de 17.800 Km², a qual é composta por 35,2% de áreas de floresta e reflorestamento, 17% de agricultura, 10% de culturas temporárias, 30,3% de pastagem e 7,5% com outros usos, conforme HENRY & GOUVEIA (1993).

Segundo consta em DUKE ENERGY (2004), a taxocenose de peixes do eixo principal do rio Paranapanema e alguns tributários apresenta 155 espécies identificadas, sendo distribuídas em nove grandes grupos, ou Ordens: Characiformes, Gymnotiformes, Siluriformes, Cypriniformes, Perciformes, Cyprinodontiformes, Synbranchiformes, Pleuronectiformes e Rajiformes. Já de acordo com RAMOS *et al.* (2005), a ictiofauna da represa de Jurumirim é formada por 50 espécies de peixes, pertencentes a seis ordens (isto é, não há registro de espécimes das ordens Cyprinodontiformes, Pleuronectiformes e Rajiformes) e 17 famílias.

CARVALHO & SILVA (1999) e CARVALHO *et al.* (1998), utilizando-se principalmente de rede de espera e peneirão, registraram as espécies mais abundantes (em número) neste ecossistema: *Cyphocharax modestus*, *Steindachnerina insculpta*, *Astyanax fasciatus*, *A. altiparanae*, *Serrasalmus maculatus*, *Schizodon nasutus*, *Pimelodus maculatus*, *Hoplosternum littorale* e *Cheirodon stenodon*.

3.2 – Trechos amostrais

Com a finalidade zootécnica de tilapicultura, em dezembro de 2004, numa baía do reservatório de Jurumirim (alto rio Paranapanema), foram implantados

30 tanques-rede, sendo 10 tanques de 6 m³ e 20 de 18 m³ cada, ocupando uma área de aproximadamente 10.000 m², e que localiza-se nas coordenadas geográficas: 48°45'06.2"W 23°19'45.5"S. Este empreendimento particular pertence à Fazenda 3 Fios, que está situada a 10 Km da cidade de Paranapanema (SP) (Figura 2).

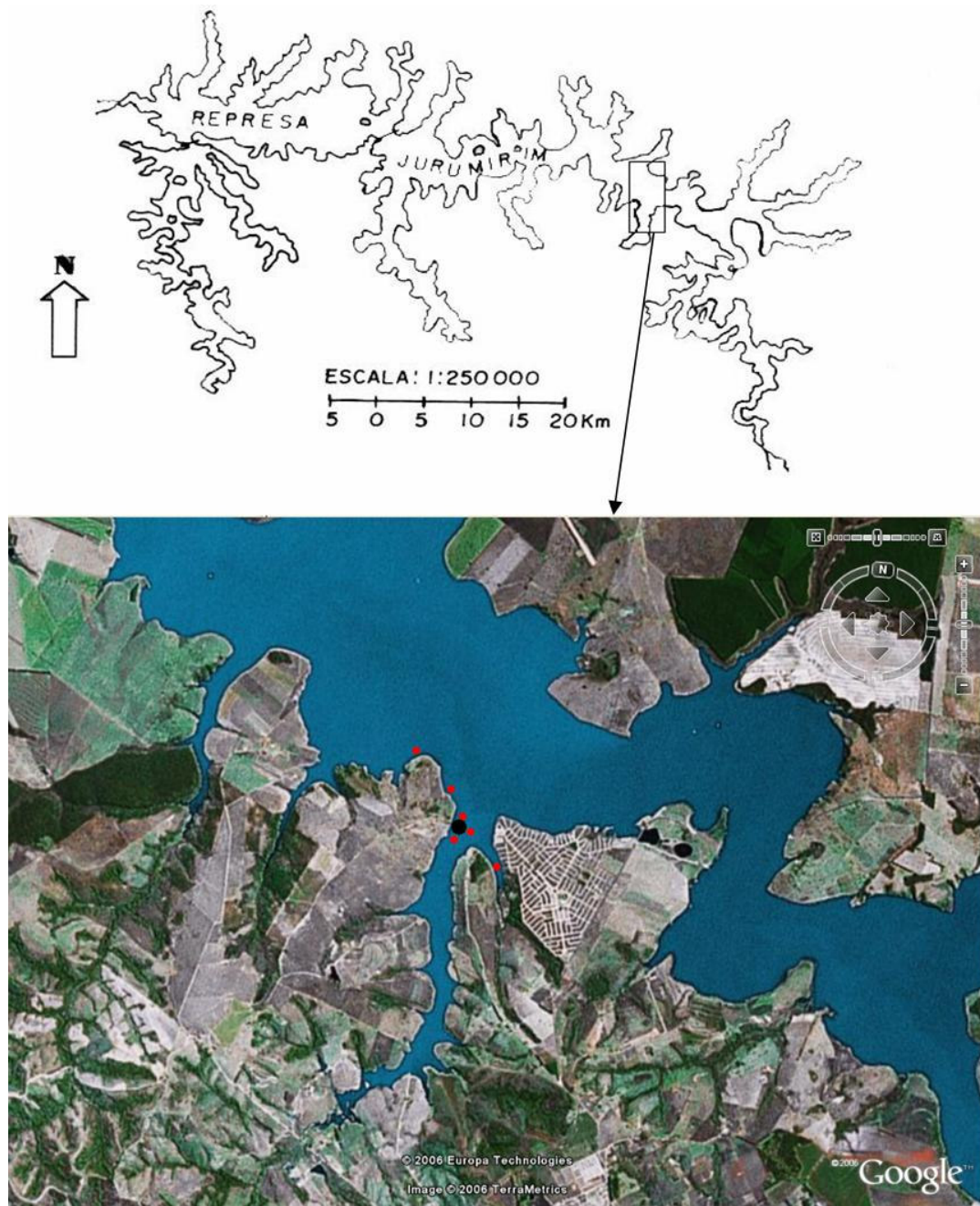


Figura 2 – Mapa da represa de Jurumirim; em destaque a área de estudo (imagem de satélite - Google Earth), apresentando pontos **em preto**: o sistema de tanques-rede; e **em vermelho**: os trechos amostrados junto aos tanques e controles.

Para a coleta dos peixes, foram escolhidos seis trechos amostrais, sendo três junto ao sistema de tanques e três trechos como controle. Ao passo que, para a amostragem da água, usamos quatro trechos, sendo dois junto aos tanques-rede e dois controles.

Cabe ressaltar que o trecho controle um (1) está localizado a 930 m do sistema de tanques-rede, junto a uma baía rasa de outro tributário (máximo de três metros de profundidade), a qual apresenta uma quantidade razoável de macrófitas aquáticas, principalmente *Typha* sp (taboa). Já o trecho controle dois (2) localiza-se em área aberta do corpo principal do reservatório, cerca de 1.290 m do sistema de tanques, sendo desprovido de macrófitas aquáticas.

3.3 – Coleta dos peixes

No período entre janeiro e dezembro de 2005, foram realizadas 12 coletas mensais que seguiram técnicas específicas de captura de peixes em campo; e análise em laboratório, conforme descrito a seguir.

Para a captura dos peixes, foram utilizadas redes de espera simples, com 20 m cada, de malhas variando de 3 a 14 cm (entre nós opostos) agrupadas em seis lotes: 4 lotes de malhas menores, entre 3 e 7 cm, sendo dois lotes para os trechos junto ao sistema de tanques e outros dois lotes para os pontos controle; e 2 lotes de malhas maiores, entre 7 e 14 cm, sendo um para o trecho junto ao

sistema de tanques e outro para o ponto controle. As redes possuíam altura variando de 1,4 a 2,0 m, e com áreas entre 28,8 e 40,0 m² (Tabela I), e as mesmas permaneciam expostas por cerca de 18h (das 15:00 às 8:00h).

Após a captura, na base em campo, os peixes foram devidamente fixados em solução de formalina 10%, acondicionados em sacos plásticos devidamente identificados, quanto ao trecho de coleta e malha de rede utilizada, e a seguir, foram depositados em galões de 50 L para futuras análises no Laboratório de Ecologia de Peixes da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” – UNESP, Campus de Botucatu (SP).

Tabela I – Esquema da distribuição das redes de espera, utilizadas para a amostragem da ictiofauna no reservatório de Jurumirim, durante o período estudado.

da totalidade do reservatório de curatimim, durante o período estudado.													
Meses de Coleta	Trecho	Malha das Redes										Área Total das Redes (m²)	
		03	04	05	06	07	08	10	12	14	Por Lote	Por Trecho	
jan a dez	Tanque	X	X	X	X	X						154,2	528,6
		X	X	X	X	X						154,2	
						X	X	X	X	X		180,2	
										X		40,0	
	Controle	X	X	X	X	X						154,2	528,6
		X	X	X	X	X						154,2	
						X	X	X	X	X		180,2	
										X		40,0	

3.4 – Identificação e biometria

Em laboratório, os animais foram identificados até o nível taxonômico de espécie, com base em REIS *et al.* (2003), NELSON (1994) e BRITSKI *et al.*

(1988). Um exemplar de cada espécie identificada será depositado no Museu de Peixes do Departamento de Morfologia do Instituto de Biociências, UNESP – Botucatu (Curador Prof. Dr. Cláudio Oliveira).

Com o intuito de avaliar comparativamente a estrutura populacional da fauna de peixes sob a influência dos tanques-rede, os peixes foram submetidos à análise biométrica. Para tanto, utilizou-se de paquímetro (0,1 cm) e balança analítica com precisão em centigramas, sendo mensurados as seguintes variáveis:

- Comprimento padrão (L_s) – distância da extremidade do focinho até o término do pedúnculo caudal;
- Peso total (W_t), em gramas com aproximação em centigramas.

Também as espécies *Astyanax altiparanae*, *Serrasalmus maculatus*, *Cyphocharax modestus* e *Steindachnerina insculpta* foram selecionadas para estudo da biologia reprodutiva (VAZZOLER, 1996), visando detectar as possíveis influências da tilapicultura sob as táticas de vida dessas populações. Para tanto, foi registrado o sexo (e o respectivo estágio de maturação gonadal - EMG) e, ainda, determinado o peso das gônadas (W_g) em gramas, com aproximação em miligramas.

3.5 – Atributos ecológicos da ictiofauna

Objetivando facilitar o entendimento das análises relativas aos atributos ecológicos da taxocenose de peixes, fez-se necessário designar o acrônimo das

mesmas (Tabela II); para isso, foram utilizadas a primeira letra do gênero e as 4 primeiras letras do epíteto específico de cada espécie.

Tabela II – Espécies capturadas e seus respectivos acrônimos.

Espécie	Acrônimo
<i>Apareiodon aff. Affinis</i>	Aaffi
<i>Astyanax altiparanae</i>	Aalti
<i>Astyanax fasciatus</i>	Afasc
<i>Characidium zebra</i>	Czebr
<i>Cyphocharax modestus</i>	Cmode
<i>Eingenmannia virescens</i>	Evire
<i>Galeocharax knerii</i>	Gkner
<i>Geophagus brasiliensis</i>	Gbras
<i>Gymnotus carapo</i>	Gcara
<i>Hoplias malabaricus</i>	Hmala
<i>Hoplosternum littorale</i>	Hlitt
<i>Hypostomus sp</i>	Hsp
<i>Iheringichthys labrosus</i>	Ilabr
<i>Leporinus elongates</i>	Lelon
<i>Leporinus friderici</i>	Lfrid
<i>Leporinus octofasciatus</i>	Locto
<i>Pimelodus maculatus</i>	Pmacu
<i>Prochilodus lineatus</i>	Pline
<i>Rhinodoras dorbgnyi</i>	Rdorb
<i>Salminus hilarii</i>	Shila
<i>Schizodon intermedius</i>	Sinte
<i>Schizodon nasutus</i>	Snasu

<i>Serrasalmus maculatus</i>	Smacu
<i>Steindachnerina insculpta</i>	Sinsc

3.5.1 – Frequência relativa de captura

Contudo, a frequência relativa de captura dos peixes (%) foi calculada a partir da frequência absoluta total dos exemplares capturados, em número e biomassa, para cada trecho estudado.

3.5.2 – Constância de captura

De acordo com DAJOZ (1978), a constância de captura **c** é expressa como a frequência de ocorrência de cada espécie, em relação ao número total de coletas efetuadas. Esta foi determinada conforme a seguinte expressão:

$$c = (n \times 100)/N$$

Sendo: c = constância de captura; n = número de vezes que a espécie foi coletada; N = número total de coletas efetuadas.

Deste modo considera-se:

- ✓ Constante (+++) – $c > 50\%$;
- ✓ Acessória (++) – $25\% \leq c \leq 50\%$;
- ✓ Acidental (+) – $0 < c < 25\%$;
- ✓ Ausente (-) – $c = 0$.

3.5.3 – Diversidade de Shannon-Wiener (KREBS, 1989)

O índice de diversidade de Shannon-Wiener H' é a medida de diversidade mais comumente utilizada em análises ecológicas (DAJOZ, 2005), pois é relativamente independente do tamanho amostral e considera a presença-ausência das espécies nas comunidades avaliadas (PINTO-COELHO, 2000).

A função Shannon-Wiener foi calculada através de:

$$H' = - \sum (p_i \cdot \ln p_i)$$

Onde H' = diversidade de espécies (bits/indivíduo); p_i = proporção da espécie i na comunidade, sendo $p_i = (n_i / N)$; n_i = número de indivíduos da espécie i ; N = número total de indivíduos da amostra .

Ainda segundo DAJOZ (1978), pode-se dizer que altos valores de diversidade (H') estão relacionados às condições favoráveis no ambiente, no qual se encontram grande número de espécies, que apresentam poucos exemplares. Ao contrário, em ambientes com condições menos favoráveis, a diversidade é menor, ou seja, com pequeno número de espécies constituídas por elevado número de indivíduos.

3.5.4 – Equitabilidade de Pielou

A equitabilidade de Pielou (E) é uma medida que visa à uniformidade das espécies, em termos de suas abundâncias relativas. “ E ” foi calculada conforme MAGURRAM (1998 in HOFFMANN *et al.*, 2005):

$$E = H' / \ln S$$

Sendo: H' = diversidade de Shannon-Wiener; $H_{\max} = \ln S$, sendo que S corresponde à diversidade máxima de espécies na comunidade.

A diversidade máxima pressupõe que todas as espécies apresentem a mesma abundância. O índice de equitabilidade varia de 0 a 1, sendo maior a uniformidade quando “E” mais próximo ou igual a um.

3.5.5 – Riqueza de espécies (ODUM, 1988 in PINTO-COELHO, 2000)

A riqueza de espécies (**d**), ou índice de variedade foi calculada a partir de:

$$d = (S - 1) / \log_2 N$$

Onde: S = número de espécies; N = número de indivíduos.

3.5.6 – Dominância de Simpson

A dominância exprime a influência exercida por uma espécie numa determinada comunidade. Segundo DAJOZ (2005), a dominância de Simpson propõe que a diversidade de espécies é inversamente proporcional à probabilidade de que dois indivíduos capturados de forma aleatória sejam da mesma espécie, e foi calculada conforme a equação:

$$D = \sum [ni \times (ni - 1) / N \times (N - 1)]$$

Onde: D = dominância de Simpson; *ni* = número de indivíduos da espécie *i* na amostra; N = número total de indivíduos na comunidade.

3.5.7 – Similaridade ictiofaunística

A similaridade ou dissimilaridade ictiofaunística entre os trechos estudados foi avaliada de duas formas:

3.5.7.1 – Índice de similaridade de Jaccard

A similaridade de Jaccard (C_j) é um índice qualitativo que se baseia nos dados de presença-ausência das espécies dos trechos amostrados (PINTO-COELHO, 2000), e foi calculada através de:

$$C_j = c / (a + b - c) \cdot 100$$

Onde: C_j = coeficiente de similaridade de Jaccard; c = número de espécies comuns entre os trechos a e b ; a = número de espécies no trecho a ; b = número de espécies no trecho b .

3.5.7.2 – Índice de Morisita-Horn

O índice de Morisita-Horn (C_H) é utilizado para medir a similaridade entre duas comunidades. Pode ser interpretado como a probabilidade de que um indivíduo ao ser retirado da amostra j e outro da amostra k pertençam a mesma espécie, dividido pela probabilidade de que dois indivíduos retirados das amostras j e k pertençam a mesma espécie (PINTO-COELHO, 2000). Este índice varia de zero a um, podendo ser empregado em dados de abundâncias. Independente do tamanho amostral.

Este índice foi proposto inicialmente por MORISITA (1959) e simplificado por HORN (1966), e foi calculado através da seguinte fórmula:

$$C_H = (2 \sum X_{ij} \cdot X_{ik}) / [(\sum X_{ij}^2 / N_j^2) + (\sum X_{ik}^2 / N_k^2)] N_j \cdot N_k$$

Sendo: C_H = Índice simplificado de Morisita proposto por Horn (1966); X_{ij} e X_{jk} = abundâncias a i-ésima espécie das amostras j e k; N_j e N_k = número total de indivíduos nas amostras j e k.

Estes índices (persistência e estabilidade) podem representar bem os graus de similaridades entre assembléias, qual as suas magnitudes abaixo de 0,40 indicam baixa similaridade, entre 0,40 à 0,75 média similaridade e acima de 0,75 alta similaridade (MATTHEWS, 1998).

3.5.8 – Curva de importância das espécies

A importância relativa das espécies, também conhecida como *plot de Whittaker* (in KREBS, 1989), foi estabelecida por escalonamento das espécies, em ordem decrescente de importância, em número e biomassa.

Os dados foram plotados graficamente, tendo como eixo x a seqüência de importância relativa das espécies e y, os dados transformados da abundância absoluta das espécies ($\log(n+1)$ ou $\log(g+1)$). Isso pode gerar uma série logarítmica, segundo um modelo determinístico no qual pode ser ajustado um modelo matemático capaz de representar a complexidade das assembléias de peixes (TOKESKI, 1993 in BRITTO, 2003).

3.5.9 – Captura por unidade de esforço

A comparação dos trechos junto ao sistema de tanques e controle em relação à abundância relativa das espécies, em número e biomassa, foi realizada com base em CARVALHO & SILVA (1999), segundo as expressões:

$$\text{CPUE}_n = (n / A \times T) \times 1000$$

$$\text{CPUE}_b = (W_t / A \times T) \times 1000$$

Sendo: CPUE_n = captura por unidade de esforço em número, expressa por indivíduos.h⁻¹.m⁻²; CPUE_b = captura por unidade de esforço em biomassa, expressa por g.h⁻¹.m⁻²; n = número total de indivíduos capturados; W_t = peso total (g); A = área total das redes (m²); T = tempo de exposição das redes (h).

3.6 – Caracterização limnológica

3.6.1 – Variáveis físico-químicas

Já para as variáveis físico-químicas foram realizadas leituras mensais (jan. a dez./05) utilizando-se de aparelho multi-parâmetros portátil Horiba (modelo U-22) e do disco de Secchi. Desta forma, *in situ* foram medidas as seguintes variáveis: oxigênio dissolvido (mg.L⁻¹), temperatura (°C), condutividade elétrica (µS.cm⁻¹) e pH, com o Horiba, e transparência da água (m) com o disco de Secchi.

3.6.2 – Coleta e acondicionamento da água

Para a amostragem de água foram efetuadas quatro coletas em quatro trechos, com periodicidade trimestral (fevereiro, maio, agosto e dezembro). Sendo desses trechos, dois junto ao sistema de tanques e dois nos trechos controles.

Com o auxílio de garrafa horizontal de Van Dorn, foram recolhidas amostras de água na superfície e a um metro do fundo. Ainda, as amostras eram transferidas para galões de polietileno (de cinco litros), sendo estes previamente identificados. Após essa coleta, os galões foram levados até a base (em campo), onde foram separados em frascos de 500 ml para análises específicas (vide abaixo). Cabe ressaltar que no mês de fevereiro, tivemos um contra-tempo logístico (perda da garrafa), não sendo possível coletar a água no fundo em um dos trechos junto ao sistema de tanques-rede (tanque 2).

Para a determinação do material em suspensão e teor de clorofila-*a*, 500 ml de cada amostra foram submetidos à filtração em membranas de pré-filtro *Millipore®*; para tal utilizamos um conjunto de bomba a vácuo, kitassato e suporte para filtros, que após serem identificados (trecho, profundidade e data da amostragem), eram acondicionados em papel alumínio e mantidos à temperatura de -20 °C até diagnóstico posterior em laboratório.

Ainda, para os nutrientes dissolvidos foram recolhidos 500 ml da água filtrada (do material em suspensão e/ou da clorofila-*a*), enquanto que para os nutrientes totais foi recolhido o mesmo volume, porém da água bruta. Assim, estas amostras foram mantidas a -20 °C até o seu processamento no Laboratório de Ecologia I (Departamento de Zoologia, Unesp, Botucatu-SP; responsável: Prof. Dr. Raoul Henry).

3.6.3 – Determinação do material particulado em suspensão

A quantificação do material particulado em suspensão seguiu a técnica de gravimetria (TEIXEIRA, *et al.*, 1978). Foram filtrados 500 ml de água em membranas pré-filtro *Millipore*® (AP-40); antes, as membranas foram numeradas e levadas para secagem em estufa a 60 °C por um período de 24 h, sendo transferidas para dessecador por 2 h; após, foram pesadas em balança analítica de precisão (com cinco casas decimais).

Após a filtração (ver item 2.6.2), os filtros passaram pelo mesmo procedimento feito para sua preparação (estufa, dessecador, pesagem).

Com os pesos inicial e final dos filtros, calculamos os sólidos suspensos na água, conforme expressão abaixo:

$$\text{MatS} = (P_F - P_I) / V$$

Sendo: MatS = material em suspensão na água (mg.L^{-1}); P_F = peso final das membranas (g); P_I = peso inicial das membranas (g); V = volume filtrado da amostra de água (L).

3.6.4 – Determinação da biomassa fitoplanctônica

A biomassa fitoplanctônica, indexada pelo teor de clorofila-*a*, foi determinada conforme GOLTERMAN *et al.* (1978). Foram filtrados 500 ml de água em membranas pré-filtro *Millipore*® (AP-20) (ver item 2.6.2).

Em laboratório, os filtros foram descongelados e com solução de acetona a 90% procedeu-se à extração de clorofila-*a* a frio. Os filtros foram macerados individualmente com um pequeno volume da acetona, sendo transferidos para

tubos de centrífuga, completando-se o volume com acetona para 10 ml. O extrato permaneceu em geladeira por 12 h e, após, foi centrifugado a 5.000 rpm, por um período de 10 min, sendo o sobrenadante transferido para balão volumétrico de 20 ml.

A leitura das amostras foi realizada em Espectrofotômetro de Massa (Micronal, modelo B-380), ajustado para os comprimentos de onda de 663 e 750 nm.

Assim, o teor de clorofila-a total (clorofila viva+feofitina) foi calculado de acordo com as expressões:

$$UE_{663} = (UF_{663} - UF_{750}) / \text{Caminho óptico}$$

Sendo: UE_{663} = extinção corrigida para 663 nm para 1 cm de caminho óptico; UF_{663} = absorbância no comprimento de onda de 663 nm; UF_{750} = absorbância no comprimento de onda de 750 nm.

Seguindo da expressão acima o teor de pigmentos totais (clorofila-a total) foi obtido a partir de:

$$Pt = UE_{663} \times (1000/k) \times [v \text{ extrato (ml)} / v \text{ filtrado (L)}]$$

Sendo: pt = teor de pigmentos totais ($\mu\text{g.L}^{-1}$); 1000 = constante para conversão da unidade em litros; k = coeficiente de extinção (91).

3.6.5 – Os teores de nutrientes na água

3.6.5.1 – Nutrientes totais

Os teores de fósforo e nitrogênio totais presentes na água foram analisados segundo técnica de determinação simultânea destes nutrientes em águas naturais (VALDERRAMA, 1981).

A amostra de água bruta foi descongelada por 12 h antes das análises. Em recipientes apropriados para autoclave, foram colocados: 60 ml de cada amostra de água e um outro contendo o mesmo volume de água destilada (branco) e 8 ml de reagente de oxidação (OR: ácido bórico e hidróxido de sódio); e submetidos à digestão em autoclave por 30 min, a 120 °C e pressão de uma atmosfera. Ainda ressaltamos que para cada amostra de água foi feita uma réplica.

Após este procedimento, as amostras foram resfriadas em temperatura ambiente e, a seguir, aplicou-se as técnicas específicas para cada análise.

A – Nitrogênio total

A determinação de nitrogênio total seguiu a técnica de MACKERETH *et al.* (1978). Em frascos apropriados, foram pesados 0,6 g de cádmio amalgamado, adicionando-se 10 ml das amostras previamente digeridas com OR, 3 ml de solução aquosa de cloreto de amônia a 2,6% e 1 ml de solução de bórax a 2,1%; sendo, a seguir, submetidos à agitação mecânica por 20 min. Um pequeno volume (7 ml) foi retirado e adicionado 1 ml de sulfanilamida. Os frascos foram homogeneizados mecanicamente e permaneceram em repouso por 5 min, acrescentando-se 1 ml de naftil-etilenodiamina.

As amostras foram então lidas em Espectrofotômetro de Massa (Micronal®, B-380), no comprimento de onda de 543 nm.

As concentrações de nitrogênio total presentes nas amostras de água foram determinadas a partir de uma curva padrão de modelo linear ($y = ax + b$), utilizando-se uma solução padrão estoque de NO_3^- de concentração conhecida ($40 \mu\text{g} \cdot \text{ml}^{-1}$) e diversas diluições desta. Sendo: y = média aritmética das absorbâncias (amostra/réplica) obtidas a 543 nm; a e b = coeficientes angular e linear, respectivamente, da curva-padrão; x = concentração de nitrogênio total ($\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$).

B – Fósforo total

A determinação da concentração de fósforo total seguiu a técnica descrita por STRICKLAND & PARSONS (1960). Em tubos de ensaio, foram colocados 25 ml de cada amostra, já digeridas em autoclave. Nestas, foram adicionados 1,5 ml de reagente misto (solução a base de ácido ascórbico, molibdato de amônia, ácido sulfúrico, tartarato de antimônio e potássio).

A seguir, os tubos foram homogeneizados mecanicamente para então proceder à leitura das amostras em Espectrofotômetro de Massa (Micronal®, B-380), ajustado para 882 nm de comprimento de onda.

As concentrações de fósforo total presentes nas amostras de água foram determinadas a partir de uma curva padrão de modelo linear ($y = ax + b$), utilizando-se uma solução padrão estoque de KH_2PO_4 de concentração conhecida ($40 \mu\text{g} \cdot \text{ml}^{-1}$) e diversas diluições desta. Sendo: y = média aritmética

das absorvâncias (amostra/réplica) obtidas a 882 nm; a e b = coeficientes angular e linear, respectivamente, da curva-padrão; x = concentração de fósforo total ($\mu\text{g.L}^{-1}$).

3.6.5.2 – Nutrientes dissolvidos

A – Nitrato

A concentração de nitrato foi determinada de acordo com MACKERETH *et al.* (1978), sendo o princípio desta baseado na redução do nitrato para nitrito utilizando-se o cádmio amalgamado, e o nitrito sendo determinado por espectrofotometria.

Para cada 10 ml das amostras foram adicionados 3 ml de solução aquosa de cloreto de amônia a 2,6% e 1 ml de solução aquosa de bórax a 2,1%. As amostras com os reagentes foram colocadas em frascos de polietileno contendo 0,6 g de cádmio amalgamado. Os frascos foram agitados mecanicamente por 20 min. Retirados, então, 7 ml de cada amostra e passados a tubos de ensaio, adicionando 1 ml de sulfanilamida, sendo homogeneizados mecanicamente e reservados por 5 min, acrescentando 1 ml de naftil-etilenodiamina e nova homogeneização, para então ser efetuada a determinação das absorvâncias em Espectrofotômetro de Massa (Micronal®, B-380) a 543 nm.

As concentrações de nitrato presentes nas amostras de água foram determinadas a partir de uma curva padrão de modelo linear ($y = ax + b$), utilizando-se uma solução padrão estoque de nitrato de potássio (KNO_3) de concentração conhecida ($100 \mu\text{g.ml}^{-1}$) e diversas diluições desta. Sendo: y = média aritmética das absorvâncias (amostra/réplica) obtidas a 543 nm; a e b =

coeficientes angular e linear, respectivamente, da curva-padrão; x = concentração de nitrato ($\mu\text{g.L}^{-1}$).

B – Nitrito

O nitrito foi determinado segundo MACKERETH *et al.* (1978). Em cada tubo de ensaio foram colocados 25 ml da amostra, acrescentando 0,5 ml de sulfanilamida, homogeneizando mecanicamente a amostra; após 5 min, foi adicionado 0,5 ml de naftil-etilenodiamina, novamente homogeneiza a amostra. Sendo, então, realizada a leitura das absorbâncias em Espectrofotômetro de Massa (Micronal®, B-380) a 543 nm de comprimento de onda.

As concentrações de nitrito presentes nas amostras de água foram determinadas a partir de uma curva padrão de modelo linear ($y = ax + b$), utilizando-se uma solução padrão estoque de nitrito de potássio (KNO_2) de concentração conhecida ($100 \mu\text{g.ml}^{-1}$) e diversas diluições desta. Sendo: y = média aritmética das absorbâncias (amostra/réplica) obtidas a 543 nm; a e b = coeficientes angular e linear, respectivamente, da curva-padrão; x = concentração de nitrito ($\mu\text{g.L}^{-1}$).

C – Amônia

A concentração de amônia foi determinada segundo KOROLEFF (1976). O princípio desta técnica consiste na reação da amônia com o fenol e hipoclorito de sódio em uma solução alcalina.

Para cada 35 ml de amostra foram adicionados os seguintes reagentes: 1 ml de solução de citrato de trissódico, 1 ml de solução de fenol e 1 ml de hipoclorito de sódio. Após, os tubos foram homogeneizados mecanicamente e deixados em ambiente excluído de luz por um período de 3 h. Depois deste período, os valores das absorbâncias foram determinados em Espectrofotômetro de Massa (Micronal®, B-380) a 630 nm de comprimento de onda.

As concentrações de amônia presentes nas amostras de água foram determinadas a partir de uma curva padrão de modelo linear ($y = ax + b$), utilizando-se uma solução padrão estoque de cloreto de amônia (NHCl) de concentração conhecida ($140 \mu\text{g} \cdot \text{ml}^{-1}$) e diversas diluições desta. Sendo: y = média aritmética das absorbâncias (amostra/réplica) obtidas a 630 nm; a e b = coeficientes angular e linear, respectivamente, da curva-padrão; x = concentração de amônia ($\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$).

D – Fosfato total dissolvido

A concentração de fosfato total dissolvido foi determinada com base em STRICKLAND & PARSONS (1960).

Em tubos de ensaio, para cada 15 ml das amostras foi adicionado 1,5 ml de solução saturada de persulfato de potássio. Após, os tubos foram levados à autoclave por 30 min, na temperatura de 120°C e pressão de 1 atm, sendo resfriados a temperatura ambiente e acrescentado 1,5 ml de reagente misto (solução a base de ácido ascórbico, molibdato de amônia, ácido sulfúrico,

tartarato de antimônio e potássio). Após homogeneização mecânica, foi efetuada a leitura das absorbâncias em Espectrofotômetro de Massa (Micronal®, B-380) a 882 nm de comprimento de onda.

As concentrações de fosfato total dissolvido presentes nas amostras de água foram determinadas a partir de uma curva padrão de modelo linear ($y = ax + b$), utilizando-se uma solução padrão estoque de fosfato monobásico de potássio (KH_2PO_4) de concentração conhecida ($40 \mu\text{g}.\text{ml}^{-1}$) e diversas diluições desta. Sendo: y = média aritmética das absorbâncias (amostra/réplica) obtidas a 882 nm; a e b = coeficientes angular e linear, respectivamente, da curva-padrão; x = concentração de fosfato total dissolvido ($\mu\text{g}.\text{L}^{-1}$).

E – Fosfato inorgânico

Para a determinação do fosfato inorgânico, utilizou-se metodologia descrita por STRICKLAND & PARSONS (1960). Em laboratório, foram transferidas 15 ml da amostra para tubos de ensaio, adicionou-se 1,5 ml de reagente misto e, em seguida, os tubos foram agitados mecanicamente. Os valores de absorbância foram determinados em Espectrofotômetro de Massa (Micronal®, B-380), ajustado para o comprimento de onda de 882 nm.

As concentrações de fosfato inorgânico presentes nas amostras de água foram determinadas a partir de uma curva padrão de modelo linear ($y = ax + b$), utilizando-se uma solução padrão estoque de fosfato monobásico de potássio (KH_2PO_4) de concentração conhecida ($40 \mu\text{g}.\text{ml}^{-1}$) e diversas diluições desta. Sendo: y = média aritmética das absorbâncias (amostra/réplica) obtidas a 882

nm; a e b = coeficientes angular e linear, respectivamente, da curva-padrão; x = concentração de fosfato inorgânico ($\mu\text{g.L}^{-1}$).

F – Silicato reativo

Para a quantificação de silicato reativo foi seguida a técnica descrita por GOLTERMAN *et al.* (1978). Para tanto, 10 ml de amostra foram transferidos para tubos de ensaio e submetidos à reação com 1 ml de molibdato de sódio e 2,5 ml de ácido sulfúrico, sendo então os tubos homogeneizados mecanicamente, procedendo-se a determinação das absorbâncias em Espectrofotômetro de Massa (Micronal®, B-380), ajustado para 365 nm de comprimento de onda e sensibilidade 2.

As concentrações de silicato reativo presentes nas amostras de água foram determinadas a partir de uma curva padrão de modelo linear ($y = ax + b$), utilizando-se uma solução padrão estoque de flúor silicato de sódio (Na_2SiF_6), de concentração conhecida ($100 \mu\text{g.ml}^{-1}$) e diversas diluições desta. Sendo: y = média aritmética das absorbâncias (amostra/réplica) obtidas a 882 nm; a e b = coeficientes angular e linear, respectivamente, da curva-padrão; x = concentração de silicato reativo ($\mu\text{g.L}^{-1}$).

3.7 – Índice de estado trófico (IET)

O índice de estado trófico adotado será o proposto por Carlson modificado por TOLEDO *et al.* (1983) e TOLEDO (1990) (*in* http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/rios/indice_iva_iet.asp, acessado em

23/08/2006), que tem por finalidade classificar os recursos hídricos em diferentes graus de trofia, avaliando a qualidade da água relacionada com a disponibilidade de nutrientes (fósforo e nitrogênio) e o aumento da produção primária (com base no teor de clorofila-a), bem como o desenvolvimento de macrófitas aquáticas.

Este índice fundamenta-se em três variáveis: transparência (disco de Secchi), clorofila-a e fósforo total. Porém, para este trabalho optamos por utilizar apenas duas (clorofila-a e fósforo total), pois, os valores de transparência podem ser afetados pela grande turbidez decorrente da presença de material mineral em suspensão.

Desta forma, o valor do índice relacionado ao fósforo total, (IET-P), deve ser entendido como uma medida do potencial de eutrofização, enquanto que o valor da clorofila-a (IET-CL), deve ser considerado como uma medida da resposta do corpo hídrico ao agente causador. Assim, o índice médio $([IET(P)+IET(CL)]/2)$ que engloba, de forma satisfatória, a correlação de causa/efeito do processo de eutrofização (in http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/rios/indice_iva_iet.asp).

O Índice do Estado Trófico será calculado utilizando-se da expressão matemática:

$$IET(P) = 10 \{ 6 - [\ln (80,32 / P) / \ln 2] \}$$

$$IET(CL) = 10 \{ 6 - [(2,04 - 0,695 \ln CL) / \ln 2] \}$$

$$IET = (IET(P) + IET(CL)) / 2$$

Sendo:

P = concentração de fósforo total na superfície da água, em $\mu\text{g.L}^{-1}$

CL = concentração de clorofila-a na superfície da água, em $\mu\text{g.L}^{-1}$

ln = logaritmo normal (= neperiano).

Os resultados estão representados de acordo com as médias de cada trecho avaliado, isto é, para os trechos tanque 1, tanque 2, controle 1 e controle 2.

Assim, para a classificação deste índice foram adotados os seguintes estados de trofia: oligotrófico, mesotrófico, eutrófico e hipereutrófico (Tabela III) (http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/rios/indice_iva_iet.asp).

Tabela III – Classificação do estado trófico segundo o índice de Carlson modificado

Estado Trófico	Critério	P-total – P ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Clorofila – a ($\mu\text{g.L}^{-1}$)
Oligotrófico	$\text{IET} \leq 44$	$\text{IET(P)} \leq 26,5$	$\text{IET(CL)} \leq 3,8$
Mesotrófico	$44 < \text{IET} \leq 54$	$26,5 < \text{IET(P)} \leq 53,0$	$3,8 < \text{IET(CL)} \leq 10,3$
Eutrófico	$54 < \text{IET} \leq 74$	$53,0 < \text{IET(P)} \leq 211,9$	$10,3 < \text{IET(CL)} \leq 76,1$
Hipereutrófico	$\text{IET} > 74$	$\text{IET(P)} > 211,9$	$\text{IET(CL)} > 76,1$

3.8 – Análise estatística das características limnológicas

O experimento foi realizado conforme um delineamento em parcelas subdivididas no tempo (BANZATO & KRONKA, 1989), caracterizado quando observações (medidas) sucessivas são realizadas numa unidade experimental em diferentes momentos. Neste caso, cada parcela (trecho) está associada a um dos dois trechos (tanque e controle), e considera-se como sub-parcelas tais parcelas avaliadas em cada um dos quatro momentos (meses) distintos. Nos experimentos em parcelas subdivididas, há dois tipos distintos de resíduos: aqueles associados às parcelas (resíduo (a)) e aqueles associados às sub-parcelas (resíduo (b)).

Para as variáveis: fosfato total dissolvido e clorofila-a, devido a um forte afastamento das suposições de normalidade e igualdade de variâncias dos resíduos (causado pela presença de um valor discrepante), procurou-se determinar uma transformação dos dados responsável por contornar este problema. A transformação raiz quadrada $y^* = \sqrt{y}$ se mostrou adequada, sendo, portanto aplicada.

Já os nutrientes: silicato reativo, amônia e fósforo total apresentaram valores discrepantes, tornando-se assim inviável a realização da análise paramétrica utilizada para as demais variáveis. Procedeu-se então com a realização do teste não paramétrico de Mann-Whitney (VIEIRA, 2003), que tem por objetivo testar a hipótese de que duas populações (no caso tanque e controle) têm as mesmas distribuições.

Quando o efeito da interação entre trecho e mês é significativo. Isto quer dizer que o efeito do trecho na média não é o mesmo para os quatro meses sob análise. Seguiu-se então com a realização do teste t (VIEIRA, 1980), visando comparar as médias para os trechos tanque e controle em cada mês, com o objetivo de avaliar em quais destes meses se verifica tais diferenças.

Por não satisfazer a suposição de normalidade, mesmo mediante transformação dos dados, as variáveis físico-químicas: condutividade elétrica e temperatura, optamos pelo teste não paramétrico de Wilcoxon (Vieira, 2003). Este teste serve para testar a hipótese de que dois grupos relacionados têm a mesma distribuição. No caso, foram considerados grupos cada um dos tipos de locação (trecho e controle). O fator que relaciona tais grupos é o tempo (observações tomadas nas locações em cada mês). O teste foi executado a partir das médias dos dois valores avaliados em locações do mesmo tipo no mesmo mês.

Como não foi possível no mês de fevereiro coletar amostra de água de fundo no trecho tanque 2, optamos por imputar para os mesmos valores determinados para a amostra de fundo do trecho tanque 1, considerando que para os outros meses, os valores determinados entre os dois trechos são “empiricamente” bem similares. Com isso, viabilizamos esta análise estatística, por não desbalancear o número amostral tendo, assim, réplicas sob todas as condições experimentais.

Utilizando o software R, foram testadas as significâncias dos efeitos considerados, com base nos valores das tabelas de análise de variância associadas a cada variável.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Considerando que este trabalho tem duas grandes vertentes (objetivos):

1) a influência do sistema de tilapicultura em tanques-rede na composição e estrutura da ictiofauna residente; 2) o possível impacto desta atividade zootécnica nas condições limnológicas (e qualidade da água) na área de estudo. Optamos por apresentar os resultados e discussões em dois temas separados.

4a.1 – A ictiofauna associada

4a.1.1 – Ocorrência e composição ictiofaunística

A Tabela IV apresenta a posição taxonômica das 24 espécies de peixes, pertencentes a três ordens, 13 famílias e 20 gêneros, que foram capturadas entre janeiro e dezembro de 2005, nos trechos junto ao sistema de tanques-rede e controle.

Tabela IV – Posição taxonômica e respectivos nomes científicos das espécies de peixes capturadas junto a um sistema de tanques-rede (e controle) numa baía do reservatório de Jurumirim, no período de estudo.

Classe OSTEICHTHYES

Sub Classe ACTINOPTERYGHI

Superordem OSTARIOPHYSI

Ordem CHARACIFORMES

Família Characidae

Subfamília Tetraganopterinae

Astyanax altiparanae (Garutti & Britski, 2000)

Astyanax fasciatus (Cuvier, 1819)

Subfamília Cynopotaminae

Galeocharax knerii (Steindachner, 1870)

Subfamília Salmininae

Salminus hilarii (Valenciennes, 1849)

Subfamília Characidiinae

Characidium zebra (Eingenmann, 1909)

Família Serrasalmidae

Subfamília Serrasalminae

	<i>Serrasalmus maculatus</i> (Kner, 1858)
Continuação Tabela IV	
Família Erythrinidae	<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)
Família Anostomidae	<i>Leporinus elongatus</i> (Valenciennes, 1849) <i>Leporinus friderici</i> (Bloch, 1794) <i>Leporinus octofasciatus</i> (Steindachner, 1917) <i>Schizodon intermedius</i> (Garavello & Britski, 1990) <i>Schizodon nasutus</i> (Kner, 1859)
Família Curimatidae	<i>Cyphocharax modestus</i> (Fernandez & Yepez, 1948) <i>Steindachnerina insculpta</i> (Fernandez & Yepez, 1948)
Família Prochilodontidae	<i>Prochilodus lineatus</i> (Valenciennes, 1849)
Família Parodontidae	<i>Apareiodon aff. affinis</i> (Steindachner, 1879)
Ordem SILURIFORMES	
Família Gymnotidae	<i>Gymnotus carapo</i> (Linnaeus, 1758)
Família Sternopygidae	<i>Eigenmannia virescens</i> (Valenciennes, 1847)
Família Doradidae	

<i>Rhinodoras dorbgyi</i> (Kröeyer, 1855)
Família Pimelodidae
<i>Pimelodus maculatus</i> (Lacépède, 1803)
<i>Iheringichthys labrosus</i> (Kröeyer, 1874)
Continuação Tabela IV
Família Callichthyidae
<i>Hoplosternum littorale</i> (Hancock, 1828)
Família Loricariidae
Subfamília Hypostominae
<i>Hypostomus sp</i>
Ordem PERCIFORMES
<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)

Nas Figuras 3 e 4, está apresentada a proporção em número e biomassa, respectivamente, dos peixes capturados por ordem taxonômica, independentemente dos trechos amostrados. Observa-se que a ordem Characiformes é a mais representativa em termos numéricos (66,7%) correspondendo um total de 16 espécies, já os Siluriformes (sete espécies) representam 29,2%, enquanto que os Perciformes exibem 4,2% com apenas uma espécie.

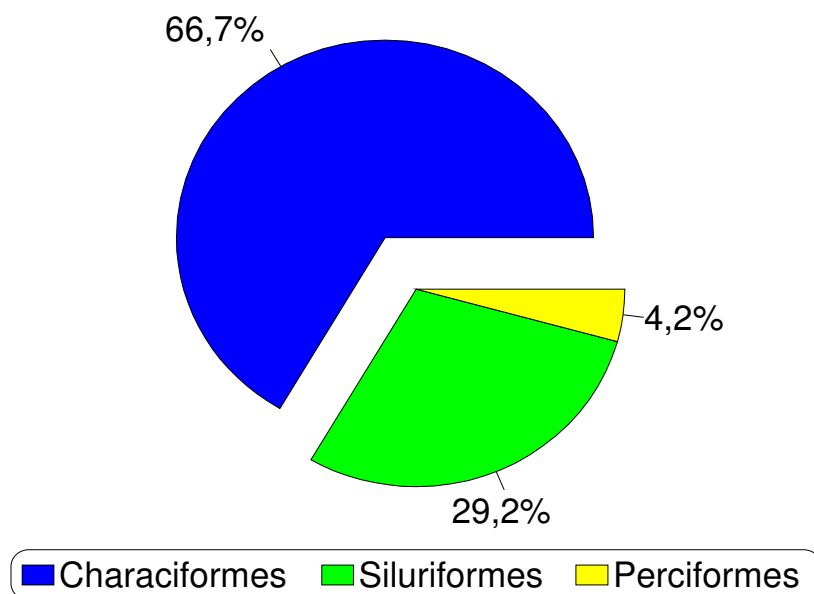


Figura 3 – Proporção (%) por ordem taxonômica, em termos numéricos, das 24 espécies de peixes capturadas no reservatório de Jurumirim, no período de janeiro a dezembro de 2005.

Em biomassa, a ordem Characiformes também foi a mais representativa com 72,8% (equivalente à 87,71 Kg), seguida pelos Siluriformes (27,0% = 32,54 Kg) e Perciformes (0,3% = 0,31 Kg).

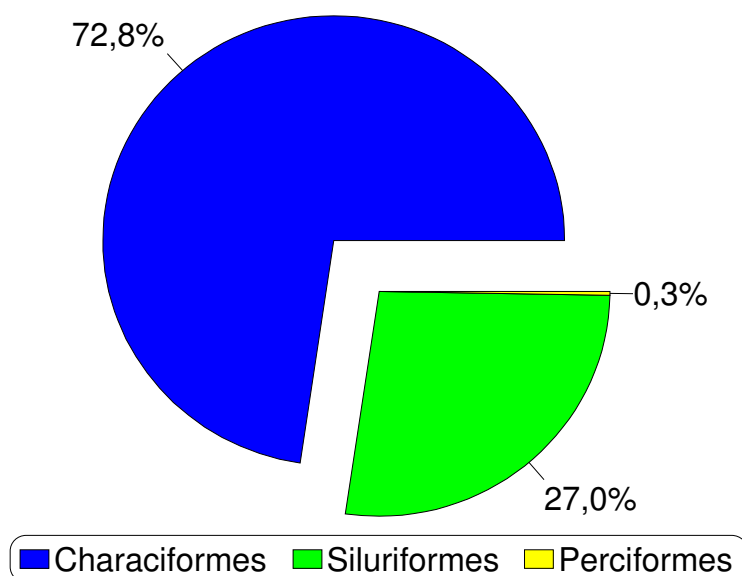


Figura 4 – Proporção (%) por ordem taxonômica, em termos de biomassa, das 24 espécies de peixes capturadas no reservatório de Jurumirim, no período de janeiro a dezembro de 2005.

4a.1.2 – Atributos ecológicos da ictiofauna

4a.1.2.1 – Proporções e constância de captura entre os trechos

Independente do trecho de captura (controle ou tanques-rede) foram coletados 3.071 indivíduos pertencentes às 24 espécies, sendo que seis espécies se destacaram representando 78,8% do total. São elas: *Serrasalmus maculatus* (16,9%), *Astyanax altiparanae* (13,0%), *A. fasciatus* (12,8%), *Pimelodus maculatus* (12,5%), *Steindachnerina insculpta* (11,7%) e *Cyphocharax modestus* (11,7%). Em afronto, as espécies *Geophagus brasiliensis* (0,3%), *Gymnotus carapo* (0,2%), *Hoplosternum littorale* (0,2%), *Leporinus octofasciatus* (0,1%), *Salminus hilarii* (0,09%), *Prochilodus lineatus* (0,06%), *L. elongatus* (0,06%), *Rhinodoras dorbgnyi* (0,03%) e *Eingenmannia virescens* (0,03%), juntas representam apenas 1,3% do total capturado (Figura 5).

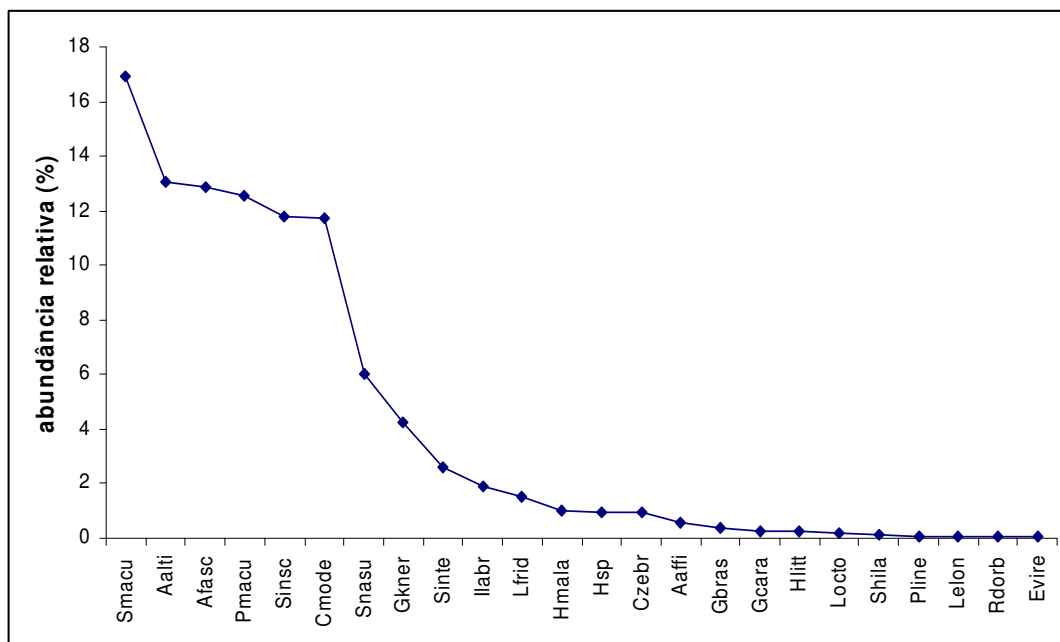


Figura 5 – Abundância relativa (%) das espécies, em número, das capturas totais nos trechos controle e tanque, no reservatório de Jurumirim, durante o período de janeiro a dezembro de 2005.

Esses 3.071 indivíduos corresponderam a uma biomassa total de 120, 56 Kg, no qual três espécies equivalem a 45,8%, sendo elas: *Pimelodus maculatus* (22,5%), *Schizodon nasutus* (14,3%) e *Serrasalmus maculatus* (8,8%). Em contraste, as espécies *Apareiodon aff. affinis* (0,3%), *Geophagus brasiliensis* (0,2%), *Leporinus octofasciatus* (0,2%), *Salminus hilarii* (0,1%), *L. elongatus* (0,1%), *Rhinodoras dorbgnyi* (0,05%) e *Eingenmannia virescens* (0,01%), cuja representatividade é de apenas 1,2% do total (Figura 6).

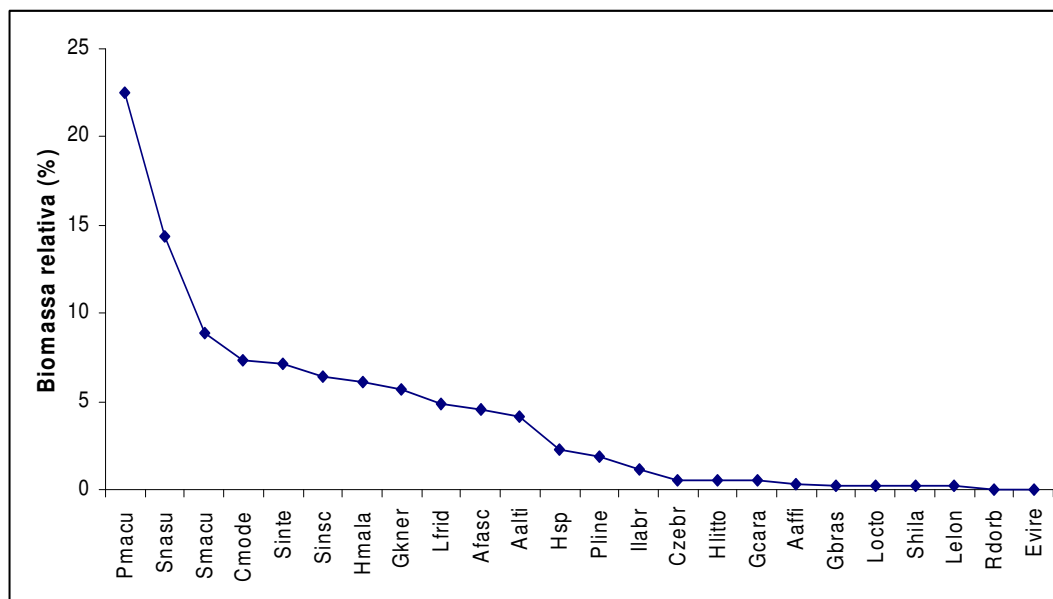


Figura 6 – Abundância relativa (%) das espécies, em biomassa, das capturas totais nos trechos controle e tanque, no reservatório de Jurumirim, durante o período de janeiro a dezembro de 2005.

Entretanto, ao avaliar a distribuição espacial dos peixes separadamente, isto é, junto ao sistema de tanques-rede e controle, constata-se que: no trecho “dos tanques” foram coletados 1.470 indivíduos (53,56 Kg), distribuídos em 21 espécies; e no controle foram amostrados 1.601 indivíduos (67,01 Kg) divididos em 24 espécies. Das três espécies coletadas exclusivamente no controle, duas (*Rhinodoras dorbgnyi* e *Eingenmannia virescens*) foi capturado apenas um espécime, ao passo que de *Salminus hilarii* foram amostrados três indivíduos.

Dos 1.470 indivíduos coletados junto aos tanques-rede, 1.417 (pertencentes a 11 espécies) representam um total de 96,3% (Figura 7), sendo elas: *Serrasalmus maculatus* (19,7%), *Pimelodus maculatus* (17,8%), *Astyanax altiparanae* (17,5%), *A. fasciatus* (13,3%), *Cypocharax modestus* (9,5%), *Schizodon nasutus* (5,5%), *Steindachnerina insculpta* (4,2%), *Galeocharax knerii* (3,3%), *Schizodon intermedius* (2,1%), *Iheringichthys labrosus* (1,7%) e

Hoplias malabaricus (1,2%); as outras 10 espécies (53 indivíduos) não chegaram a representar sequer 1% cada uma do total de indivíduos.

Já para os 1.601 indivíduos do trecho controle, 1.555 (pertencentes a 13 espécies) representam um total de 97,1% (Figura 7), exibidas pelas espécies: *Steindachnerina insculpta* (18,6%), *Serrasalmus maculatus* (14,3%), *Cyphocharax modestus* (13,6%), *Astyanax fasciatus* (12,4%), *A. altiparanae* (8,8%), *Pimelodus maculatus* (7,6%), *Schizodon nasutus* (6,4%), *Galeocharax knerii* (5,1%), *Schizodon intermedius* (2,9%), *Leporinus friderici* (2,1%), *Iheringichthys labrosus* (2,0%), *Characidium zebra* (1,6%) e *Hypostomus* sp. (1,0%), sendo que as outras 11 espécies (46 indivíduos) não chegaram a representar 1% cada, do total de indivíduos coletados no trecho controle.

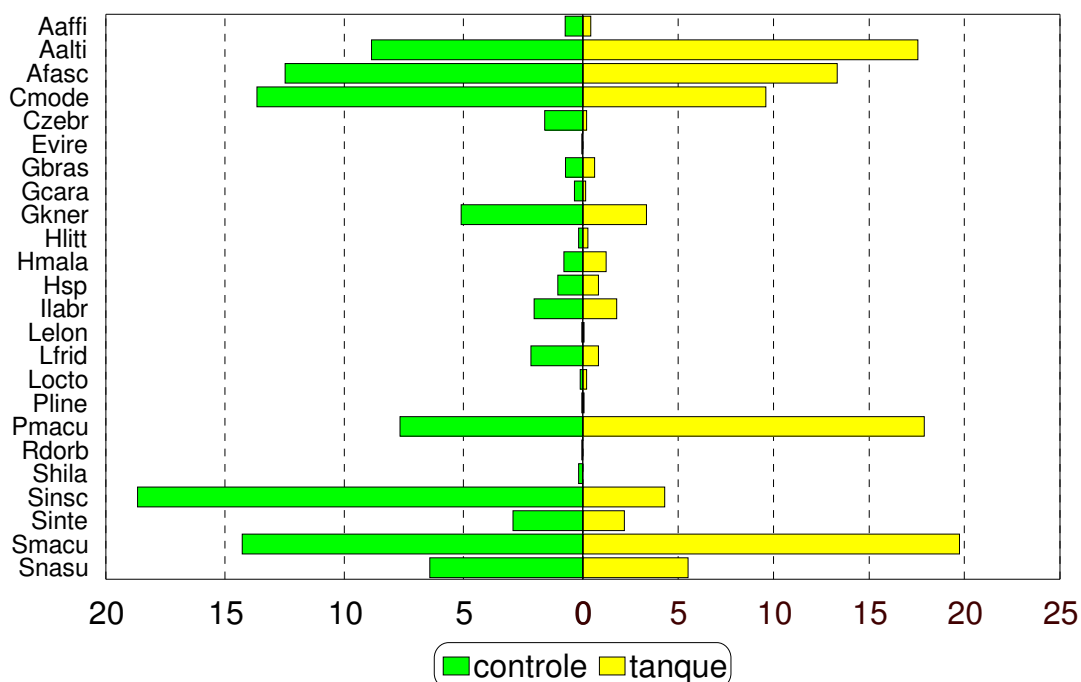


Figura 7 – Abundância relativa (%), em número, das espécies capturadas, nos pontos controle e tanque, no reservatório de Jurumirim, no período de janeiro a dezembro de 2005.

A Figura 8 apresenta a abundância relativa (%), em biomassa, dos indivíduos capturados. Deste modo, para o trecho junto aos tanques, a biomassa de 13 espécies representa 97,5% (52,22 Kg) , sendo elas: *Pimelodus maculatus* (29,6%), *Serrasalmus maculatus* (11,4%), *Schizodon nasutus* (10,6%), *Hoplias malabaricus* (7,7%), *Cyphocharax modestus* (7,4%), *Schizodon intermedius* (6,6%), *Galeocharax knerii* (5,8%), *Astyanax altiparanae* (5,4%), *A. fasciatus* (4,8%), *Steindachnerina insculpta* (2,6%), *Leporinus friderici* (2,4%), *Hypostomus* sp. (1,6%) e *Iheringichthys labrosus* (1,1%). Assim, as outras oito espécies representam apenas 2,5% (1,32 Kg) da biomassa total para o trecho em questão.

Já para o trecho controle, 14 espécies representam 96,6% (64,80 Kg) da biomassa total dos indivíduos, são elas: *Schizodon nasutus* (17,3%), *Pimelodus maculatus* (16,8%), *Steindachnerina insculpta* (9,3%), *Schizodon intermedius* (7,5%), *Cyphocharax modestus* (7,2%), *Leporinus friderici* (6,8%), *Serrasalmus maculatus* (6,7%), *Galeocharax knerii* (5,5%), *Hoplias malabaricus* (4,8%), *Astyanax fasciatus* (4,2%), *A. altiparanae* (3,0%), *Prochilodus lineatus* (2,98%), *Hypostomus* sp. (2,7%) e *Iheringichthys labrosus* (1,0%). Com isso, as outras 10 espécies representam apenas 3,4% (2,22 Kg) da biomassa total no trecho controle.

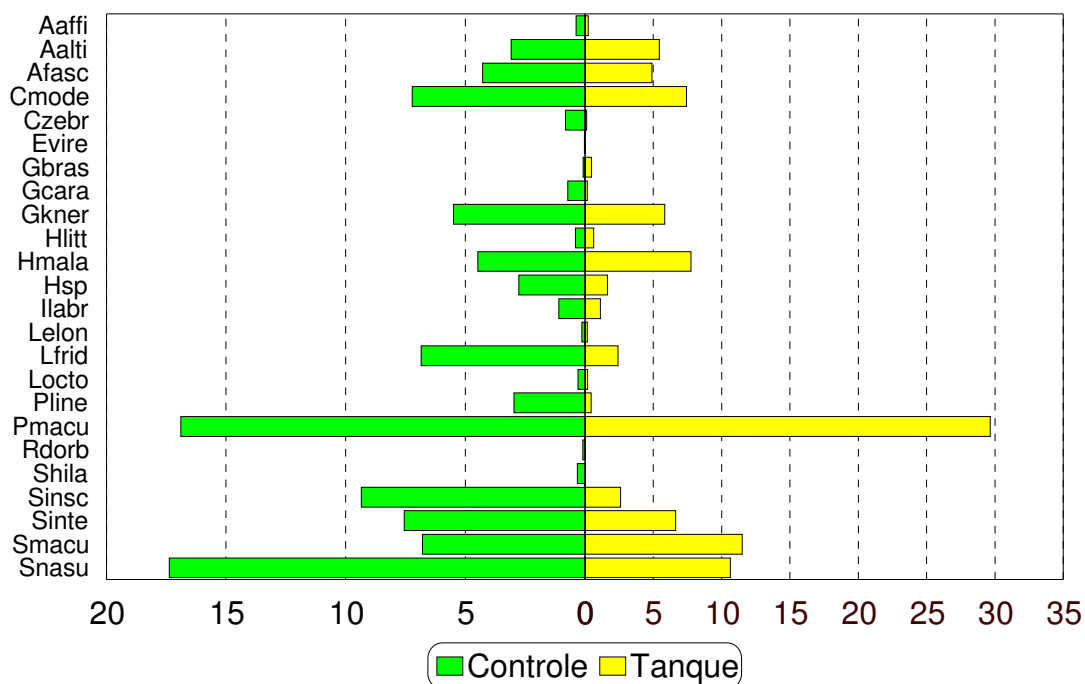


Figura 8 – Abundância relativa (%), em biomassa, das espécies capturadas, nos pontos controle e tanque, no reservatório de Jurumirim, no período de janeiro a dezembro de 2005.

A Tabela V exibe a constância de captura das espécies amostradas nos dois trechos de coleta (junto aos tanques-rede e controle). Observa-se que, para ambos os trechos, 13 espécies foram constantes, ou seja, foram capturadas em mais de 50% das coletas, sendo elas: *Serrasalmus maculatus*, *Astyanax altiparanae*, *A. fasciatus*, *Pimelodus maculatus*, *Steindachnerina insculpta*, *Cyphocharax modestus*, *Schizodon nasutus*, *Galeocharax knerii*, *Schizodon intermedius*, *Iheringichthys labrosus*, *Leporinus friderici*, *Hoplias malabaricus* e *Hypostomus* sp.; ainda para ambos os trechos, as espécies *Characidium zebra*, *Geophagus brasiliensis*, *Leporinus octofasciatus*, *Prochilodus lineatus* e *L. elongatus* foram espécies acidentais (com capturas abaixo de 25% das coletas).

Especificamente, para o controle, duas espécies (*Apareiodon aff. affinis* e *Gymnotus carapo*) foram acessórias e nove espécies acidentais. No trecho dos tanques-rede, apenas *Hoplosternum littorale* é acessória e outras sete espécies são acidentais.

Tabela V – Constância de captura das 24 espécies de peixes coletadas no reservatório de Jurumirim, no período de janeiro a dezembro de 2005.

Espécies	Controle	Tanque
<i>Serrasalmus maculatus</i>	+++	+++
<i>Astyanax altiparanae</i>	+++	+++
<i>Astyanax fasciatus</i>	+++	+++
<i>Pimelodus maculatus</i>	+++	+++
<i>Steindachnerina insculpta</i>	+++	+++
<i>Cyphocharax modestus</i>	+++	+++
<i>Schizodon nasutus</i>	+++	+++
<i>Galeocharax knerii</i>	+++	+++
<i>Schizodon intermedius</i>	+++	+++
<i>Iheringichthys labrosus</i>	+++	+++
<i>Leporinus friderici</i>	+++	+++
<i>Hoplias malabaricus</i>	+++	+++
<i>Hypostomus</i> sp	+++	+++
<i>Characidium zebra</i>	+	+
<i>Apareiodon aff. affinis</i>	++	+
<i>Geophagus brasiliensis</i>	+	+
<i>Gymnotus carapo</i>	++	+
<i>Hoplosternum littorale</i>	+	++
<i>Leporinus octofasciatus</i>	+	+
<i>Salminus hilarii</i>	+	-
<i>Prochilodus lineatus</i>	+	+

Continuação Tabela V

<i>Leporinus elongatus</i>	+	+
<i>Rhinodoras dorbgnyi</i>	+	-
<i>Eingenmannia virescens</i>	+	-

Obs.: constante (+++), acessória (++), acidental (+) e ausente (-)

4a.1.2.2 – Diversidade e similaridade entre os trechos

A Tabela VI exhibe os valores comparativos dos atributos ecológicos, entre os trechos controle e junto ao sistema de tanques-rede.

Tabela VI – Diversidade (H'), equitabilidade (E), riqueza de espécies (d), dominância de Simpson ($1/D$) e similaridade ictiofaunística de Jaccard (C_j) e Morisita-Horn (C_H), para os trechos estudados do reservatório de Jurumirim, no período de janeiro a dezembro de 2005.

Trechos	N	n	H'	E	d	$1/D$	C_j	C_H
Controle	1601	24	2,41	0,76	2,16	8,935	0,875	0,822
Tanque	1470	21	2,24	0,73	1,90	7,394		

Obs.: N = número total de indivíduos; n = número de espécies.

Em relação à diversidade (H') e equitabilidade (E), nota-se que ambos os trechos apresentaram valores muito próximos, sendo que o trecho controle apresenta um valor ligeiramente superior. A dominância ($1/D$) apresenta valores elevados para os dois trechos, ainda o ponto controle com valor mais elevado, valores esses indicando que poucas espécies representam grande parte da abundância amostrada.

Os índices de similaridade, Jaccard (C_j – qualitativo) e Morisita-Horn (C_H – quantitativo), indicam uma alta similaridade entre os trechos amostrados.

4a.1.2.3 – Captura por unidade de esforço

As Figuras 9 e 10 apresentam, respectivamente, a variação espaço-temporal da captura por unidade de esforço, fundamentando-se o número de indivíduos (CPUE n) e biomassa (CPUE b).

Considerando-se a CPUE n (Figura 9), que é expressa em número de indivíduos.m⁻².h⁻¹, nota-se que, com exceção do mês de março (controle = 23,5 indivíduos.m⁻².h⁻¹; tanque = 20,9 indivíduos.m⁻².h⁻¹), não há um padrão entre os trechos estudados. O mês de janeiro foi o que apresentou a maior discrepância entre os trechos (controle – 53,9 indivíduos.m⁻².h⁻¹; tanque – 11,3 indivíduos.m⁻².h⁻¹); à partir de fevereiro percebe-se uma maior proximidade entre os valores de CPUE n para ambos os trechos. Entre os meses de maio e outubro, há dominância nos valores para o trecho junto aos tanques, que apresenta seu pico no mês de agosto (19,6 indivíduos.m⁻².h⁻¹). Pode-se perceber uma sazonalidade para o trecho controle, pois, a partir de março há um decréscimo nos valores, atingindo o menor valor no mês de junho (1,7 indivíduos.m⁻².h⁻¹), com um ligeiro aumento nos meses de julho a outubro, sendo que em novembro e dezembro volta a ter dominância sobre o trecho junto ao sistema de tanques.

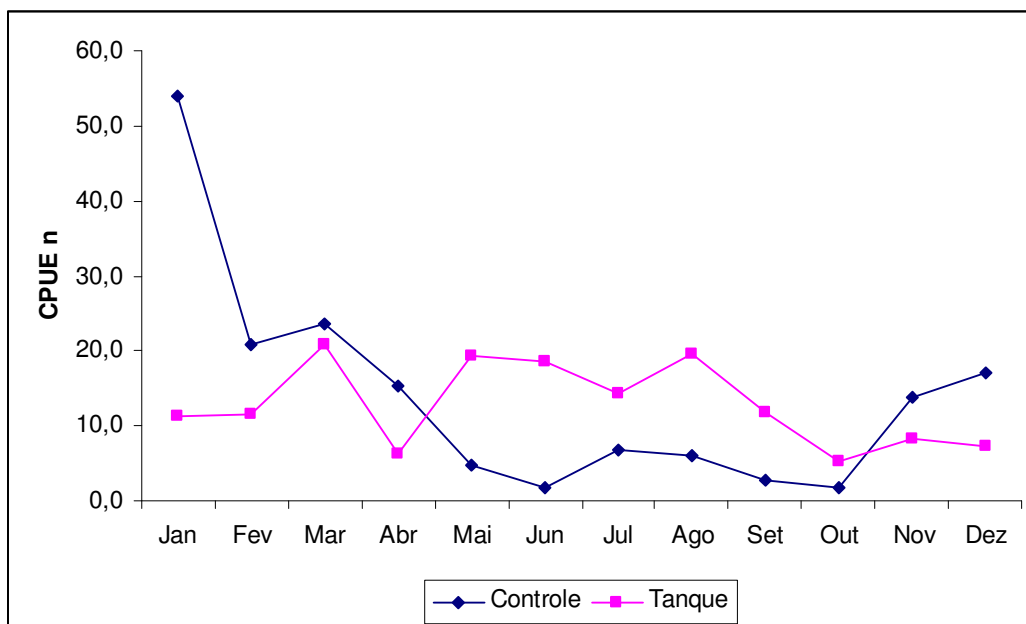


Figura 9 – Captura por unidade de esforço em número (expressa por nº. de indivíduos.m⁻².h⁻¹), por trechos de coleta no reservatório de Jurumirim, no período de janeiro a dezembro de 2005.

Já para a CPUE b (Figura 10), que é expressa em Kg.m⁻².h⁻¹, o mês de julho foi o que apresentou a maior proximidade entre os valores (controle – 0,6 Kg.m⁻².h⁻¹ e tanque – 0,5 Kg.m⁻².h⁻¹), o mês de janeiro continuou apresentando a maior distância entre os valores (controle – 1,5 Kg.m⁻².h⁻¹ e tanque – 0,3 Kg.m⁻².h⁻¹). Ao contrário da CPUE n, aqui nota-se diversas inversões de dominância entre os trechos, que irão atingir seu valor mínimo no mês de outubro (controle – 0,1 Kg.m⁻².h⁻¹ e tanque – 0,2 Kg.m⁻².h⁻¹). O mês de junho, que também apresenta certa diferença dos valores, porém não tão elevada, é o mês em que o trecho junto ao sistema de tanques apresenta seu maior valor (0,9 Kg.m⁻².h⁻¹). Ainda, é possível perceber a presença da influência sazonal para o trecho controle.

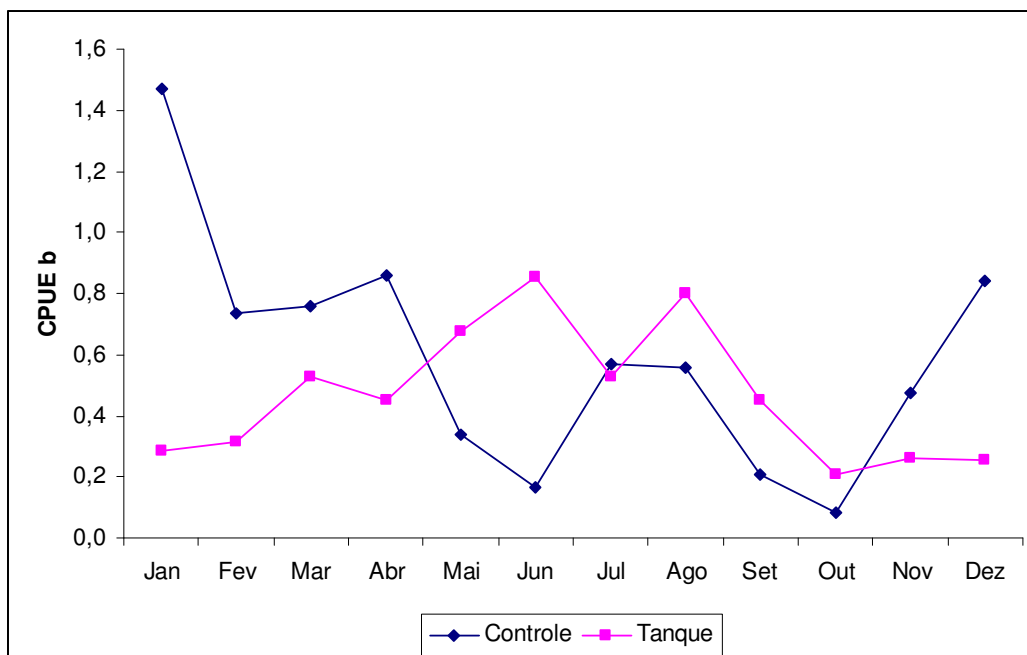


Figura 10 – Captura por unidade de esforço em biomassa (expressa por $\text{Kg.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$), por trechos de coleta no reservatório de Jurumirim, no período de janeiro a dezembro de 2005.

4a.1.2.4 – Frequência acumulada e curva de importância das espécies

A Figura 11 apresenta a frequência acumulada relativa (%) da captura das espécies de peixes nos trechos estudados, nota-se um padrão entre os trechos controle e junto ao sistema de tanques.

Sendo que, na primeira coleta (janeiro de 2005), ambos os trechos já apresentavam cerca de 70% do total de espécies capturadas. A partir de fevereiro, até o mês de maio, houve um padrão semelhante de acréscimo no número de espécies coletadas para os dois trechos, representando 95% das mesmas. O trecho controle manteve o número de espécies até a última coleta (dezembro de 2005), atingindo, então, 100% (24) das espécies. Em

contrapartida, o trecho junto ao sistema de tanques-rede, no mês de junho, alcançou o número máximo (21) de espécies.

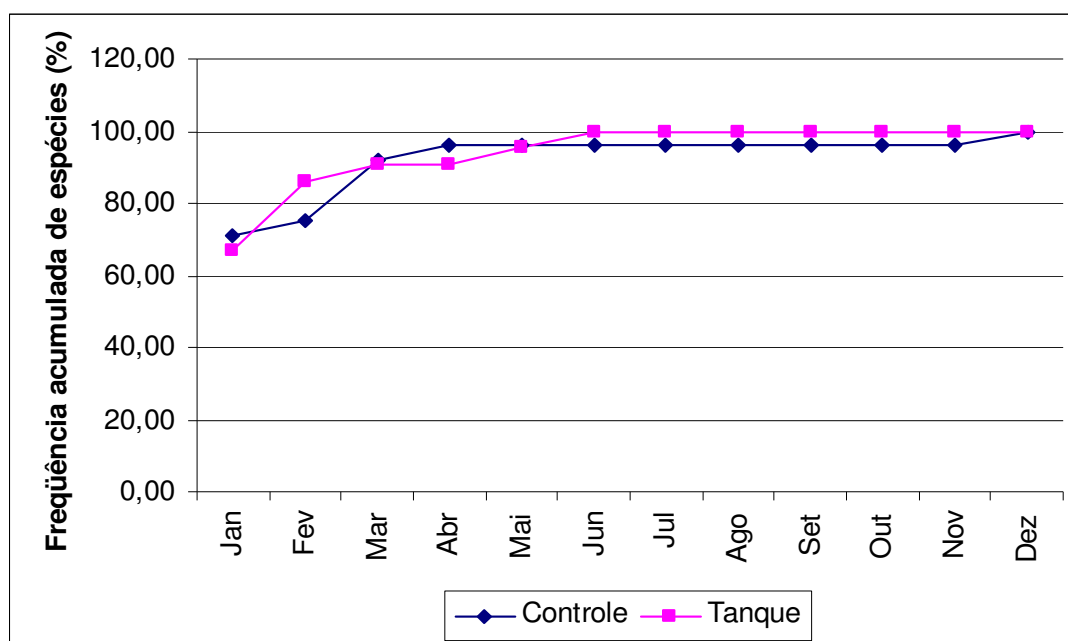


Figura 11 – Frequência acumulada relativa (%) das espécies capturadas no reservatório de Jurumirim, no período de janeiro a dezembro de 2005.

As Figuras 12 e 13 apresentam a curva de importância das espécies (em número), para os trechos controle e junto aos tanques-rede respectivamente. É possível observar que as duas curvas apresentam um padrão praticamente idêntico, porém, há várias inversões nas posições das espécies, o que nos indica a diferença entre os trechos estudados. A espécie *Serrasalmus maculatus* aparece em ambos os trechos como a espécie mais importante; já *Pimelodus maculatus*, que está em sexto lugar para o trecho controle, vem em segundo lugar junto aos tanques; *Astyanax altiparanae* que no trecho controle está em quinto lugar, junto aos tanques se apresenta em terceiro lugar,

enquanto *Steindachnerina insculpta* que, no trecho junto ao sistema de tanques está em sétimo lugar, no trecho controle aparece em terceiro lugar.

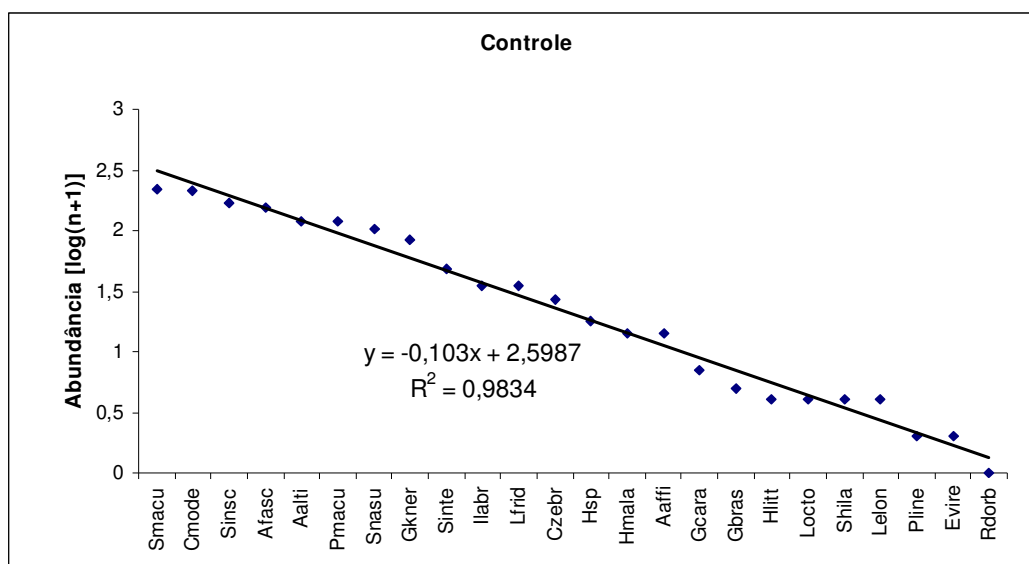


Figura 12 – Curva de importância das espécies em número [log(n+1)], capturadas no trecho controle no reservatório de Jurumirim, no período de janeiro a dezembro de 2005.

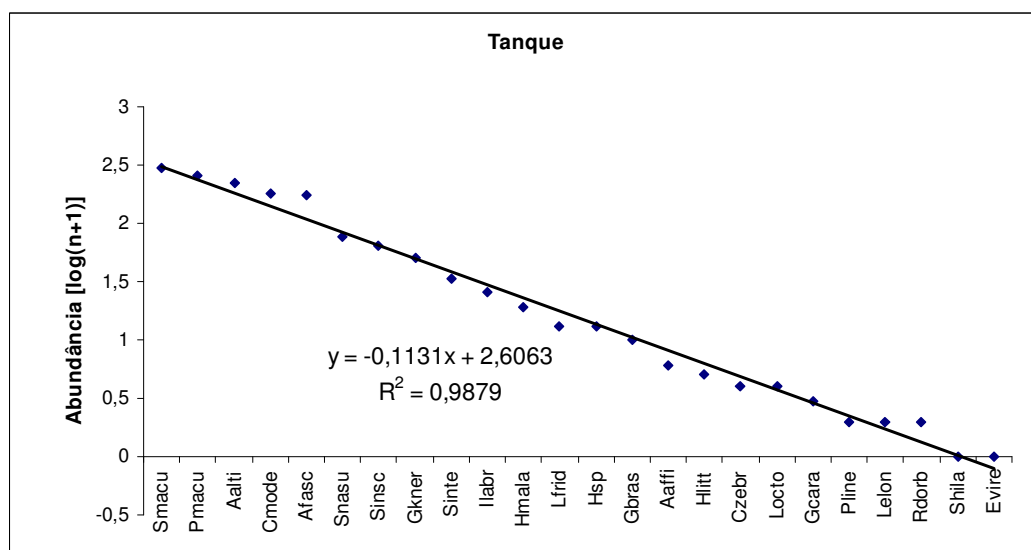


Figura 13 – Curva de importância das espécies em número [log(n+1)], capturadas no trecho junto ao sistema de tanques-rede no reservatório de Jurumirim, no período de janeiro a dezembro de 2005.

As Figuras 14 e 15 exibem a curva de importância das espécies, em biomassa, para os trechos (controle e junto ao sistema de tanques-rede, respectivamente). Nota-se uma pequena mudança nas curvas e também uma alteração na seqüência das espécies, o que, mais uma vez, demonstra a diferença existente entre os trechos estudados. Para o controle, *Schizodon nasutus* aparece como a espécie de maior importância; já para o trecho junto ao sistema de tanques-rede, a mesma espécie aparece em terceiro lugar, e a espécie *Pimelodus maculatus* aparece em primeiro lugar, seguida por *Serrasalmus maculatus*. Ainda para o trecho controle, a terceira espécie mais importante é *Steindachnerina insculpta*, que junto ao sistema de tanques aparece apenas em décimo lugar.

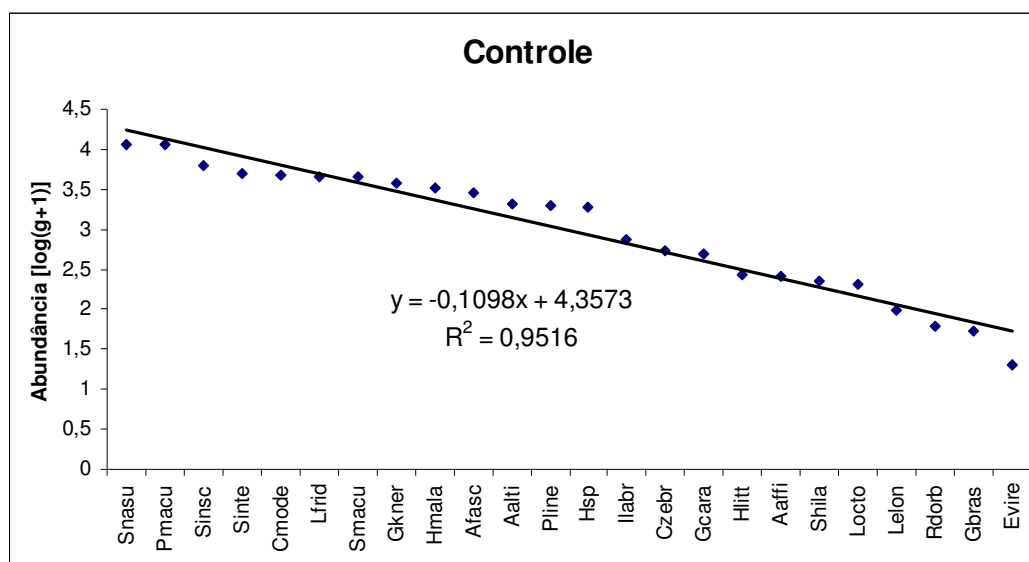


Figura 14 – Curva de importância das espécies em biomassa [log(g+1)], capturadas no trecho controle do reservatório de Jurumirim, no período de janeiro a dezembro de 2005.

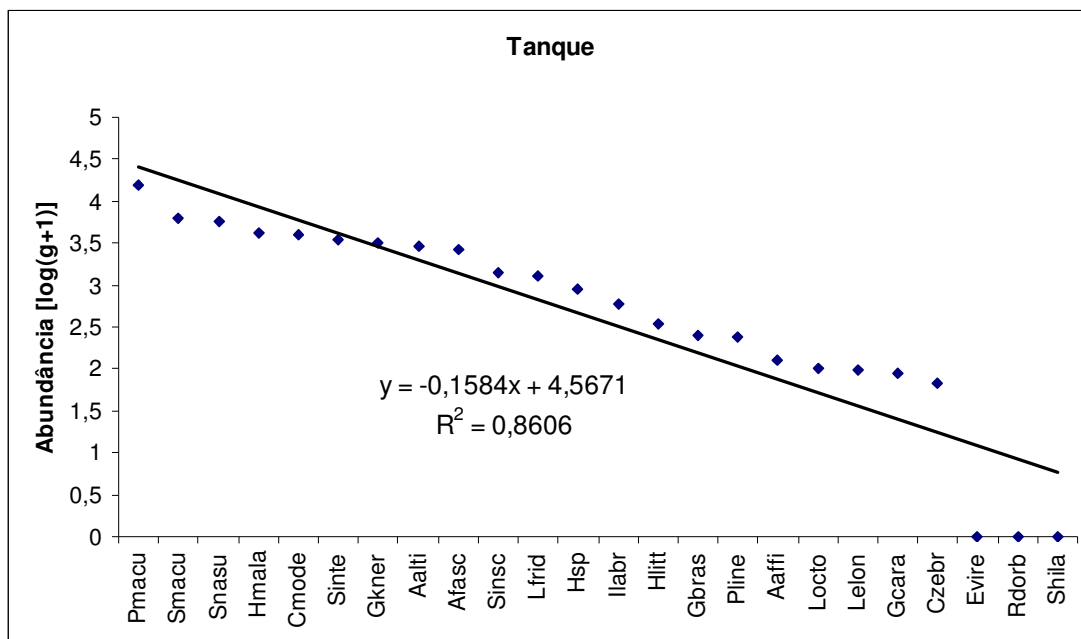


Figura 15 – Curva de importância das espécies em biomassa [log(g+1)], capturadas no trecho junto ao sistema de tanques-rede no reservatório de Jurumirim, no período de janeiro a dezembro de 2005.

4a.1.2.5 – Estrutura populacional das espécies por trechos

A Tabela VII apresenta a amplitude de tamanho e peso dos indivíduos coletados nos dois trechos estudados. Nota-se que os indivíduos capturados junto ao sistema de tanques-rede apresentam valores mais elevados de tamanho e peso do que os animais capturados no trecho controle.

Tabela VII – Estrutura populacional em tamanho (comprimento padrão - L_s) e peso (W_t) dos peixes capturados nos trechos controle e junto ao sistema de tanques-rede, no reservatório de Jurumirim, no período de janeiro a dezembro de 2005.

No período de janeiro a dezembro de 2003.

Acrônimo das espécies	N	Controle						N	Tanque					
		L _s (cm)			W _t (g)				L _s (cm)			W _t (g)		
		min	máx	méd	min	máx	méd		min	máx	méd	min	máx	méd
Smacu	221	4,0	15,4	7,2	2,3	175,9	19,8	298	3,7	21,1	7,3	2,3	286,1	22,3
Aalti	118	6,1	12,2	7,4	7,4	49,9	12,9	224	3,9	15,9	7,0	5,7	60,8	11,4
Afasc	153	6,3	11,3	8,1	9,2	38,0	14,3	173	5,5	12,1	7,9	6,5	38,3	13,8
Pmacu	117	5,6	25,4	15,7	3,8	351,6	95,0	257	7,2	31,4	13,6	8,6	709,1	64,0
Sinsc	166	7,4	11,7	9,3	12,5	42,7	21,9	63	4,3	12,4	9,3	12,1	56,5	22,1
Cmode	213	6,9	10,8	9,6	10,9	55,6	22,2	178	5,8	14,8	9,1	8,0	70,3	25,0
Snasu	101	9,2	22,8	17,0	16,9	365,0	111,1	75	8,2	21,7	12,8	16,8	260,6	63,5
Gkner	82	9,0	21,3	13,4	10,3	176,4	45,0	49	8,1	30,1	15,0	11,2	158,3	58,0
Sinte	47	8,7	21,7	16,2	15,2	264,4	107,9	33	10,1	20,8	16,7	25,3	191,6	110,1
Ilabr	34	7,1	14,5	10,7	5,2	60,5	22,4	25	7,9	14,1	10,9	9,0	50,1	23,4
Lfrid	34	8,7	38,5	16,2	14,6	1100,0	147,0	12	8,7	21,9	14,9	16,1	245,6	107,3
Hmala	13	11,3	28,8	23,3	32,9	562,7	319,3	18	14,3	29,9	22,9	52,4	515,3	276,1
Hsp	17	11,2	19,3	15,4	45,8	214,8	108,9	12	9,1	18,2	13,0	21,0	161,8	73,0
Czebr	26	8,9	10,4	9,9	16,1	26,9	21,1	3	9,0	10,4	9,9	14,6	27,8	22,2
Aaffi	13	8,4	11,8	10,1	15,7	32,5	21,4	5	9,6	11,6	10,5	17,5	27,9	22,0
Gbras	4	5,2	11,0	7,8	9,1	73,3	31,2	9	7,8	9,7	8,5	20,8	37,0	29,3
Gcara	6	18,9	32,4	27,6	26,1	127,6	76,3	2	21,0	22,3	21,7	40,3	48,2	44,2
Hlitt	3	11,1	14,6	12,8	62,1	127,6	88,3	4	12,0	14,1	13,1	67,8	100,4	84,4
Locto	3	10,2	20,8	13,8	21,8	181,0	78,1	3	9,0	12,7	10,8	16,2	37,0	26,9
Shila	3	10,1	15,4	13,4	23,4	76,8	53,6	0	-	-	-	-	-	-
Pline	1	-	43,5	-	-	2000,0	-	1	-	20,4	-	-	245,4	-
Lelon	3	16,7	20,2	18,4	95,0	165,9	128,9	1	-	16,1	-	-	95,7	-
Rdorb	0	-	-	-	-	-	-	1	-	11,4	-	-	60,9	-
Evire	1	-	17,0	-	-	18,8	-	0	-	-	-	-	-	-

Obs.: min – mínimo, máx – máximo, méd – média

A espécie *Serrasalmus maculatus* apresentou os menores valores de peso e comprimento para os dois trechos (controle, L_s – 4,0 cm e W_t – 2,3 g; tanque, L_s – 3,7 cm e W_t – 2,3 g). Por outro lado, os valores máximos de peso e

comprimento para o trecho controle foram registrados para *Prochilodus lineatus* (L_s – 43,5 cm e W_t – 2.000,0 g), enquanto que para o trecho junto ao sistema de tanques-rede, o maior comprimento registrado foi para *Galeocharax knerii* (30,1 cm), e o maior peso foi de *Hoplias malabaricus* (515,3 g).

VAZZOLER (1996), utiliza-se do comprimento padrão máximo ($L_{m\acute{a}x}$), para separar as espécies, sendo: pequeno porte ($L_{m\acute{a}x} < 20,0$ cm), médio porte ($20,0 < L_{m\acute{a}x} < 40,0$ cm) e grande porte ($L_{m\acute{a}x} > 40,0$ cm).

A partir dessa classificação, nota-se que a ictiofauna que compõe o reservatório de Jurumirim é composta em sua grande maioria por espécies de pequeno porte (Figuras 16 e 17); para o trecho controle 58,3% das espécies coletadas possuíam menos de 20 cm de comprimento padrão máximo e no trecho junto ao sistema de tanques-rede 57,1%.

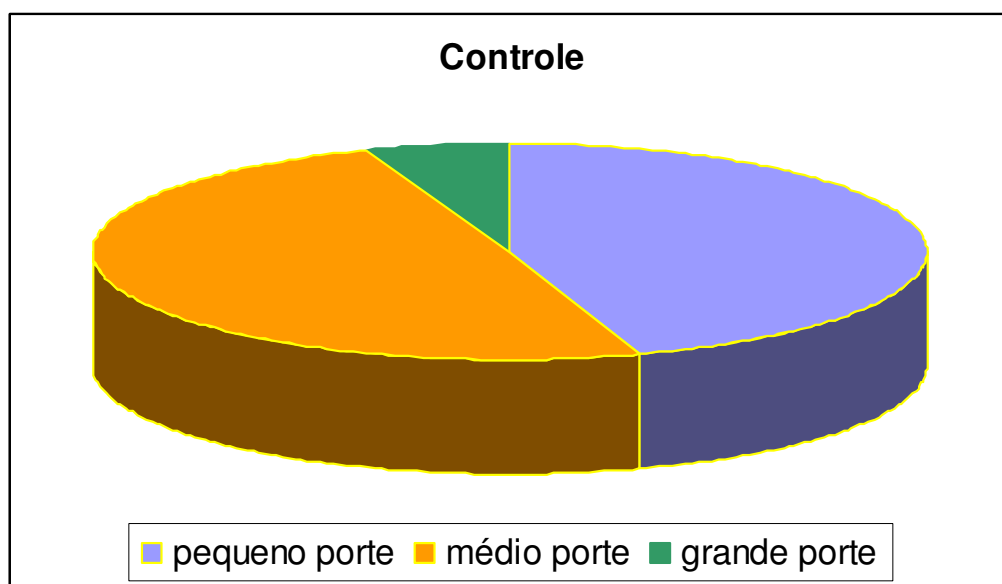


Figura 16 – Classificação por comprimento padrão máximo ($L_{m\acute{a}x}$) das espécies capturadas no ponto controle do reservatório de Jurumirim, no período de janeiro a dezembro de 2005.

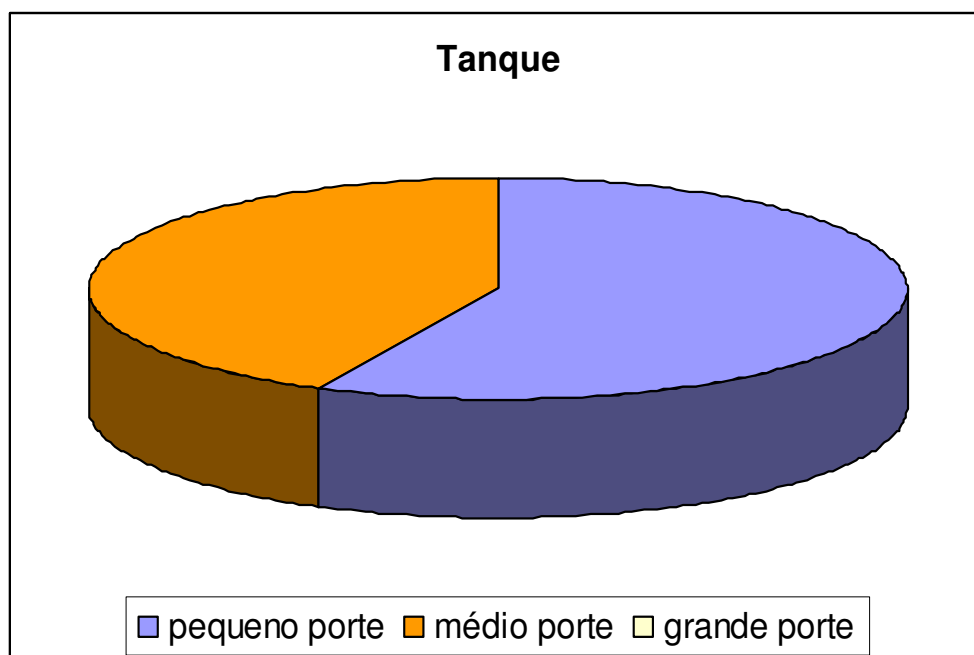


Figura 17 – Classificação por comprimento padrão máximo ($L_{\text{máx}}$) das espécies capturadas no ponto junto ao sistema de tanques-rede no reservatório de Jurumirim, no período de janeiro a dezembro de 2005.

4a.2 – Discussão

No contexto de estudo sobre fauna de peixes neo-tropicais, alguns autores como LOWE-McCONNELL (1988) e BRITTO (2003) discutem a teoria sobre o aumento gradativo do número de espécies *lato sensu* da cabeceira em direção à foz dos rios num gradiente longitudinal. Para os principais reservatórios da bacia do rio Paranapanema alguns estudos reforçam essa teoria (CESP, 1998 e BRITTO, 2003).

Assim, BRITTO (2003) relata que para reservatório de Jurumirim (no alto Paranapanema) são registradas 51 espécies de peixes, para Salto Grande e Capivara (no médio) também 51 e 79, respectivamente, ao passo que para os reservatórios de Taquaruçu e Rosana (no baixo Paranapanema) ocorrem 73 e 102 espécies de peixes, respectivamente.

Especificamente, no reservatório de Jurumirim todas essas espécies são nativas, mas de baixo valor comercial (CARVALHO *et al.*, 1998 a e b; NOVAES, *in prep.*), pois, as grandes migradoras desapareceram com o barramento deste trecho de rio (CARVALHO *et al.*, 2005). Porém estes autores salientam que essas espécies são base da teia trófica, bem como ainda sustentam a pesca artesanal das famílias ribeirinhas locais (NOVAES, *in prep.*), já que a produção pesqueira é muito incipiente (CARVALHO *et al.*, 1998 b).

Sabe-se que a construção das barragens para fins hidrelétricos, algumas espécies com ampla plasticidade ecológica tendem a se ajustarem mais facilmente ao novo ambiente e assim predominam dentre a ictiofauna remanescente. Este fato pode ser comprovado em todos os trechos do

reservatório de Jurumirim, pela maciça presença de *Cyphocharax modestus* e *Steindachnerina insculpta*, duas espécies de pequeno porte, detritívoras e com alta capacidade reprodutiva, representando mais de 60% das espécies de peixes capturadas (CARVALHO *et al.*, 1998a). Contudo, no trecho de desembocadura do rio Paranapanema na montante de Jurumirim, além dessas espécies, há uma elevada abundância das pequiras que incluem espécies como *Piabina argentea*, *Hyphessobrycon eques*, *Bryconamericus stramineus*, *Serrapinnus notomelas*, de importância na pesca artesanal (CARVALHO *et al.*, 1998b, 2005).

Já, as espécies de grande porte e de alto valor comercial (dourado - *Salminus brasiliensis*; pintado - *Pseudoplatysoma* ssp) raramente são capturadas, tanto nas regiões lânticas do reservatório como nos trechos de águas lólicas de seus principais tributários (CARVALHO, inf. pessoal).

No contexto histórico do rio Paranapanema, até uma tradução livre do nome Parapanema de origem tupi-guarani significa “rio pobre em peixes ou rio imprestável”. Assim, os fadados repovoamentos realizados ao longo do tempo, com espécies alóctones, como solução para aumentar a produtividade pesqueira não resolveram esta problemática, mas atuaram como meio de dispersão de espécies invasoras (CARVALHO *et al.*, prelo). A exemplo, temos a rápida invasão da corvina (*Plagioscion squamosissimus*) nos reservatórios do Alto Paraná, que felizmente ainda não se estabeleceu no reservatório de Jurumirim mas já está bem estabelecida em todos os reservatórios à sua jusante, comprometendo a composição das ictiofaunas remanescentes (BRITTO, 2003).

Por outro lado, é de conhecimento que a piscicultura é a maior responsável (equivalente à 49%) pela introdução e dispersão de espécies alienígenas em ecossistemas aquáticos (ORSI & AGOSTINHO, 1999), pois é impossível evitar os escapes, quer seja no manejo dos animais ou mesmo por problemas de ordem ambiental (por exemplo: um vendaval) ou não, que podem afetar a área de cultivo (BEVERIDGE, 1984).

Nos últimos anos, alguns programas governamentais (do governo federal, como PRONAF-Pesca e Fome Zero, bem como estadual – FAP- Nossa Caixa) vêm incentivando a criação de peixes em tanques-rede nos grandes reservatórios brasileiros. Dentre as espécies elegíveis para esse tipo de atividade zootécnica as tilápias (*Oreochromis niloticus*) e afins tem apresentado a maior viabilidade econômica no contexto da cadeia do agro-negócio. E, portanto, dentro do conceito dos múltiplos usos, águas públicas abertas que deveriam outros fins mais nobres, como reserva de água de alta qualidade (MARTINELLI *et al.*, 2002) e de grande beleza cênica são licenciadas para tais atividades, caso de Jurumirim e Chavantes, no alto rio Paranapanema. cuja a qualidade de suas águas (e dos seus pescados), hoje está dentre as melhores do Estado de São Paulo.

BEVERIDGE (1984) em sua antiga e pertinente revisão sobre piscicultura, capacidade suporte e seus impactos ambientais, numa de suas vertentes mostra que a piscicultura em tanques-rede pode servir de atrativo aos peixes nativos, proporcionando a reestruturação da ictiofauna local. E também, focaliza modelos bem ilustrativos no Sudeste Asiático relacionando este meio de produção zootécnica com a perda qualidade ambiental (eutrofização e paisagem) e portanto, a sobrecarga da capacidade suporte do meio aquático.

Carvalho (2006) e Paes (2006) estudando comparativamente sistema de tilapicultura em tanques-rede no Reservatório de Nova Avanhadava (baixo rio Tietê) mostraram que há diferenças na composição entre a ictiofauna agregada nos tanques-redes e controle, principalmente no tocante à dominância numérica. Esses autores constataram que na área de influência de tanques-rede as espécies de maior importância foram *Metynnis maculatus*, *Astyanax altiparanae*, *Plagioscion squamosissimus* e *Serrasalmus maculatus*, enquanto que no controle foram, em ordem de importância: *P. squamosissimus*; *A. altiparanae*; *S. maculatus* (= *S. spilopleura*) e *Apareiodon affinis*.

Preocupados em evitar tais situações, os órgãos ambientais reguladores (IBAMA, DPRN, ANA, dentre outros) definem legislações específicas com base no suporte técnico-científico.

O empreendimento particular estudado, com autorizações desses órgãos ambientais, iniciou entre 2004/2005, a tilapicultura em tanques-rede de forma comedida, com 30 tanques-rede, com respaldo técnico de especialista e treinamento de mão de obra, cujo acompanhamento técnico-científico na vertente zootécnica consta em LANDELL (*in prep.*).

Desta forma, o âmago da questão seria: O sistema de tilapicultura em tanques-rede estaria influenciando na composição e estrutura da ictiofauna residente neste modelo em estudo?

Conforme a hipótese esperada, os resultados mostram que este processo ainda não ocorreu. E algumas evidências mostram claramente isso. Em especial, os atributos ecológicos tais como, os índices de similaridade

ictiofaunística (Jaccard e Morisita-Horn) entre o controle e tanques-rede que foram significativamente elevados (acima de 0,82).

Ainda, dentre as 24 espécies de peixes amostradas, 13 delas apresentaram-se constante para ambos os trechos, mostrando mais uma vez a grande semelhança entre as áreas estudadas.

Entretanto, pequenas diferenças na estrutura populacional das ictiofaunas foram detectadas, no caso o comprimento máximo padrão que no trecho do controle capturou-se exemplares de grande porte (Vazzoler, 1996) de espécies migradoras (*Prochilodus lineatus* e *Leporinus friderici*), ao passo que na área de influência dos tanques-rede os exemplares capturados dessas espécies eram de menor porte (juvenis).

Cabe enfatizar que alguns testes estatísticos exploratórios foram realizados com o intuito de comparar a existência ou não de similaridade entre as ictiofaunas do controle e tanques-rede, mas, também não evidenciou diferenças. Porém, empiricamente pudemos constatar o efeito atrativo da piscicultura às espécies nativas residentes. Isso porque em março/abril de 2005 pudemos acompanhar um manejo de despesca de tilápias nos tanques-rede e registramos a presença de juvenis de três espécies (*Astyanax altiparanae*, *Serrasalmus maculatus* e *Pimelodus* sp) nesses tanques. E ainda, fomos informados que devido ao grande número e biomassa dessas espécies nativas nos tanques-rede, elas foram posteriormente, até objetos de comercialização.

Diante desses resultados podemos afirmar que nessas condições estudadas este sistema de tilapicultura em tanques-rede ainda não influenciou a composição e estrutura da ictiofauna local deste trecho do reservatório de

Jurumirim. Contudo, ressaltamos também a importância do contínuo monitoramento desta atividade neste e em outros empreendimentos que estão sendo implantados em reservatórios da bacia do alto Paranapanema (por exemplo: Chavantes), que virá a dar subsídios para avaliar tanto essa vertente de pesquisa, bem com a capacidade suporte e condições limnológicas deste ambiente.

4b.1 – As variáveis físico-químicas da água

4b.1.1 – pH

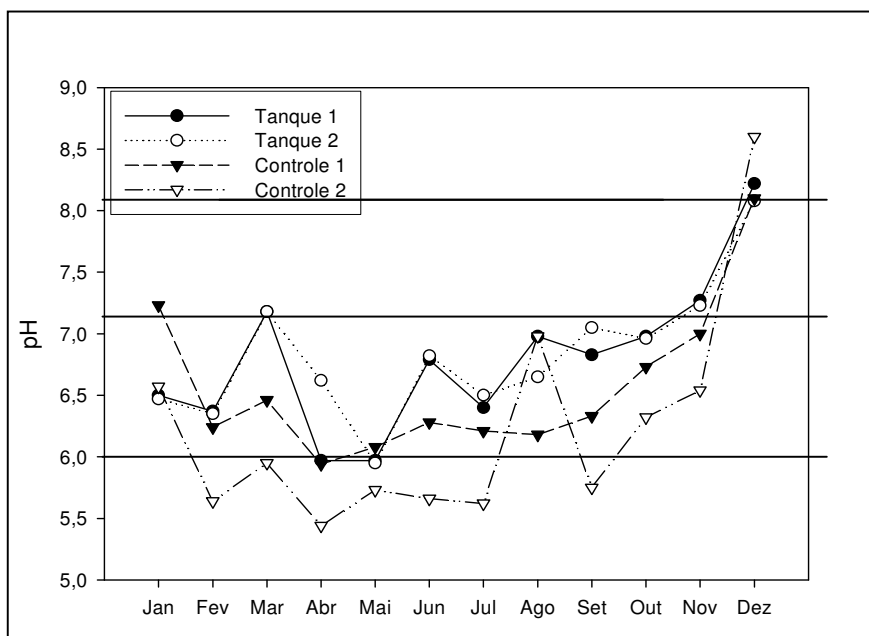


Figura 18 – Valor médio* do pH nos trechos de coleta em uma baía do reservatório de Jurumirim. * superfície e fundo.

Conforme pode ser observado na figura 18, referente à análise do pH, nota-se que, na maioria dos trechos e meses amostrados, os resultados demonstraram ambientes neutros com uma leve tendência à acidez, característica mais evidente junto ao trecho controle 2, que registrara os menores valores (abril = 5,44 e julho = 5,62).

Entretanto, no mês de dezembro houve um acentuado acréscimo nos valores de pH, tornando-os mais básicos, sendo que o maior valor foi registrado também no trecho controle 2 (8,6), seguido pelo trecho junto ao sistema de tanques-rede (tanque 1 = 8,22).

Tabela VIII – Análise de variância para o pH.

Causa de variação	Graus de Liberdade	Soma de Quadrados	Quadrados Médios	Valor F	Valor p Pr(>F)
Locação	1	1,976	1,976	5,929	0,135
Resíduo (a)	2	0,667	0,333		
Mês	11	16,750	1,528	21,986	<0,001****
Mês:Locação	11	2,009	0,1826	2,637	0,025**
Resíduo (b)	22	1,523	0,069		

****Significante ao nível de 0,1%; ***Significante ao nível de 1%; **Significante ao nível de 5%;

*Significante ao nível de 10%.

Observando a tabela VIII, conclui-se que existe variação no pH ao longo dos meses, sendo que esta variação não é a mesma entre os trechos (tanque e controle).

4b.1.2 – Condutividade elétrica

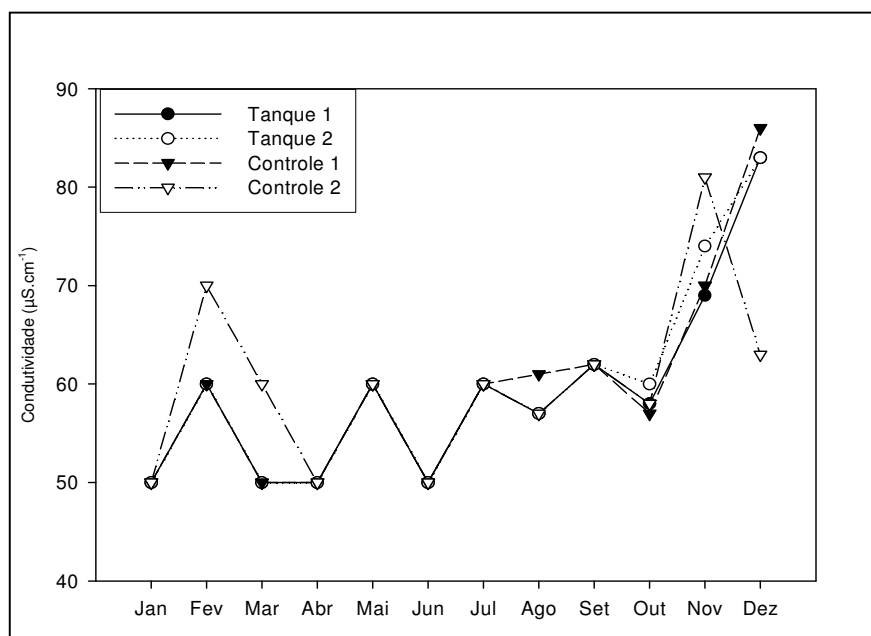


Figura 19 – Valor médio* da condutividade elétrica nos trechos de coleta em uma baía do reservatório de Jurumirim. * superfície e fundo.

Assim como o pH, a condutividade elétrica (Figura 19) apresentou resultados muito próximos entre todos os trechos amostrados e, também, um acréscimo em dezembro. Nota-se, ainda, que o controle 2 não acompanhou esta tendência, registrando $63 \mu\text{S.cm}^{-1}$ (dezembro), enquanto que a condutividade no controle 1 foi a maior de todas ($86 \mu\text{S.cm}^{-1}$).

Já o menor valor registrado ($50 \mu\text{S.cm}^{-1}$) foi idêntico para vários trechos e períodos de amostragem.

O valor p associado à hipótese de que igual condutividade nos dois tipos de locação (junto ao sistema de tanques e controle) é igual a 0,53, atestando que não há diferenças significativas de condutividade nos trechos amostrados.

4b.1.3 – Oxigênio dissolvido

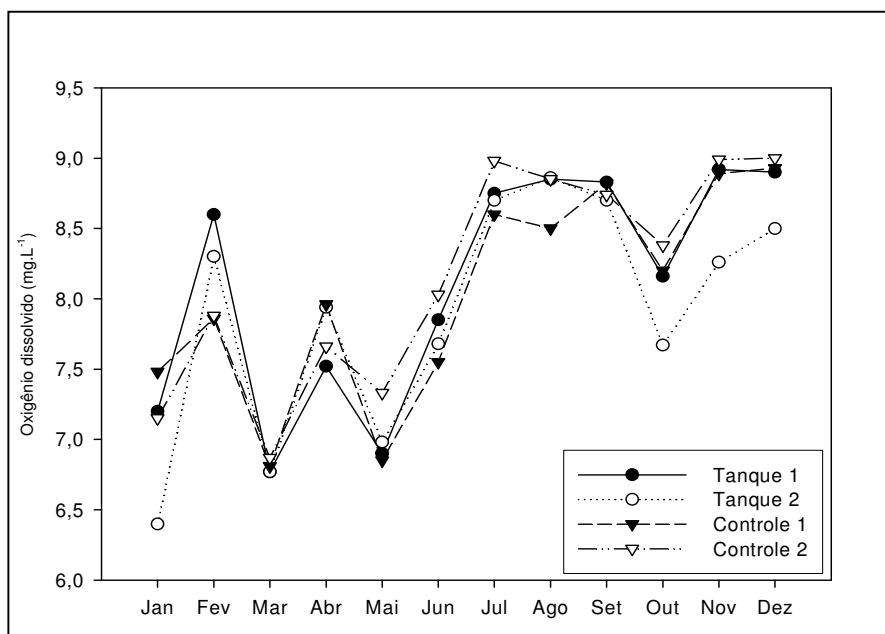


Figura 20 – Valor médio* da concentração de oxigênio dissolvido nos trechos de coleta em uma baía do reservatório de Jurumirim. * superfície e fundo.

Avaliando o oxigênio dissolvido (Figura 20), percebe-se também uma similaridade entre os trechos, com ligeiras diferenças. Essas foram mais acentuadas para o trecho tanque 2 que, no mês de janeiro, apresentou o menor valor ($6,4 \text{ mg.L}^{-1}$). Enquanto que, para os maiores picos registrados, destaca-se novamente o trecho controle 2, nos meses de julho, novembro e dezembro, com valores próximos a $9,00 \text{ mg.L}^{-1}$.

Tabela IX – Análise de variância para o oxigênio dissolvido.

Causa de variação	Graus de Liberdade	Soma de Quadrados	Quadrados Médios	Valor F	Valor p Pr(>F)
Locação	1	0,110	0,110	0,6461	0,5059
Resíduo (a)	2	0,341	0,170		
Mês	11	25,724	2,338	49,025	<0,001****
Mês:Locação	11	0,896	0,081	1,707	0,1374
Resíduo (b)	22	1,049	0,047		

****Significante ao nível de 0,1%; ***Significante ao nível de 1%; **Significante ao nível de 5%;

*Significante ao nível de 10%.

A quantidade de oxigênio dissolvido varia ao longo dos meses, mas esta variação não é significativamente diferente para os dois trechos (tanque e controle) (Tabela IX).

4b.1.4 – Temperatura

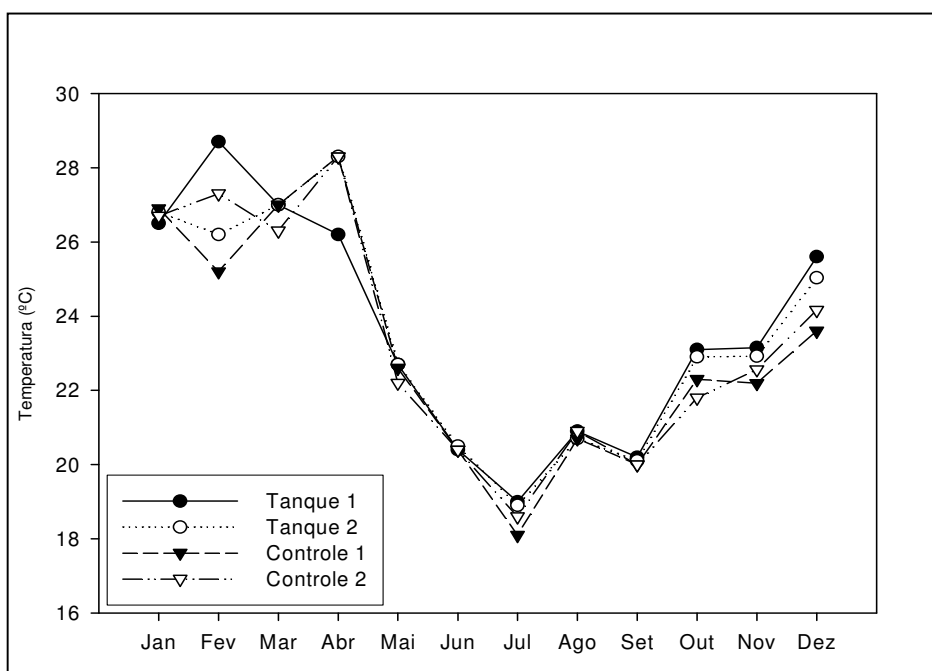


Figura 21 – Valor médio* da temperatura da água nos trechos de coleta em uma baía do reservatório de Jurumirim. * superfície e fundo.

Com exceção dos meses de fevereiro, março e abril os valores relativos à temperatura da água foram muito próximos ou idênticos (Figura 21). Nota-se, perfeitamente, que esta variável sofre influências sazonais relacionada com fotoperíodo.

Assim, as maiores temperaturas foram registradas em fevereiro (tanque 1 = 28,7 °C) e em maio (tanque 2, controles 1 e 2 = 28,3 °C). Já a maior diferença (5,6 °C) entre os meses foi de abril para maio, com a temperatura decrescendo até o mês de julho (entre 18,1 e 19 °C, no controle 1 e tanque 1, respectivamente). A partir de então, a temperatura volta a aumentar gradativamente.

O valor p associado à hipótese de que igual temperatura nos dois tipos de trechos é igual a 0,07, fornecendo indícios (ao nível de significância de 5%), de que não há diferença significativa de temperatura nos trechos considerados.

4b.1.5 – Transparência

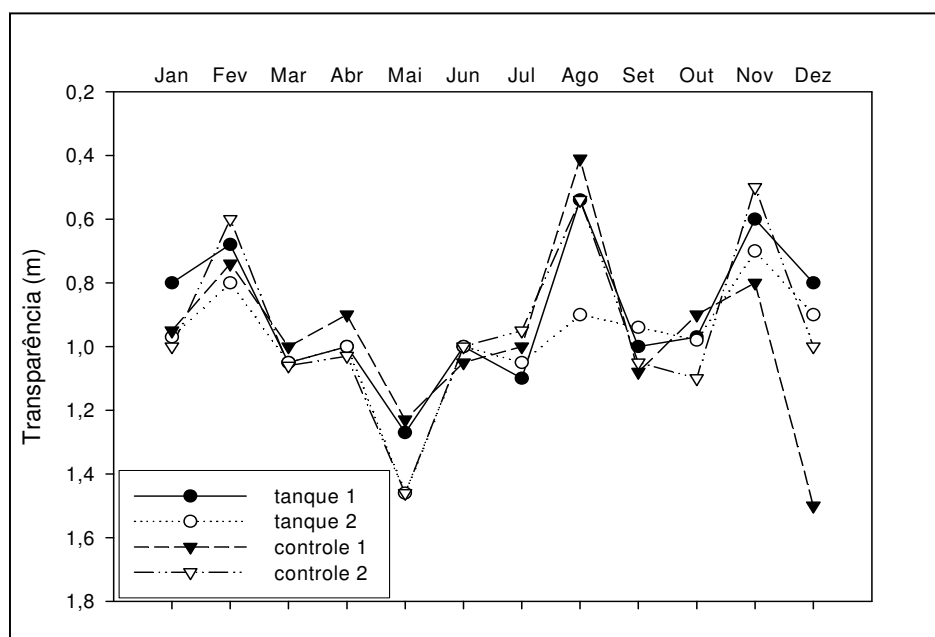


Figura 22 – Valor da transparência da água nos trechos de coleta em uma baía do reservatório de Jurumirim.

Os valores de transparência da água também foram muito próximos entre os trechos amostrados, porém, apresentaram variações entre os meses (Figura 22).

Os maiores valores registrados foram nos meses de maio (tanque 1 = 1,27 m, tanque 2 = 1,46 m, controle 1 = 1,23 m e controle 2 = 1,46 m) e dezembro (tanque 1 = 0,80 m, tanque 2 = 0,90 m, controle 1 = 1,50 m e controle 2 = 1,00 m). A maior variância entre os meses foi registrada no controle 1 entre os meses de novembro e dezembro, sendo a diferença de 0,7 m; já entre os trechos, a maior variância encontrada foi para o tanque 2 e controle 1 no mês de agosto, diferença esta de 0,49 m.

Ainda os menores valores foram diagnosticados no mês de agosto nos trechos tanque 1 (0,54 m), controle 1 (0,41 m) e controle 2 (0,54 m).

Tabela X – Análise de variância para a transparência.

Causa de variação	Graus de Liberdade	Soma de Quadrados	Quadrados Médios	Valor F	Valor p Pr(>F)
Locação	1	0,002	0,001	0,088	0,794
Resíduo (a)	2	0,040	0,020		
Mês	11	1,892	0,172	11,578	<0,001****
Mês:Locação	11	0,253	0,023	1,551	0,183
Resíduo (b)	22	0,326	0,015		

****Significante ao nível de 0,1%; ***Significante ao nível de 1%; **Significante ao nível de 5%;

*Significante ao nível de 10%.

Observando a tabela X, conclui-se que há variação significativa entre os meses, mas não é significativamente diferente para os dois trechos (tanque e controle).

4b.1.6 – Material em suspensão

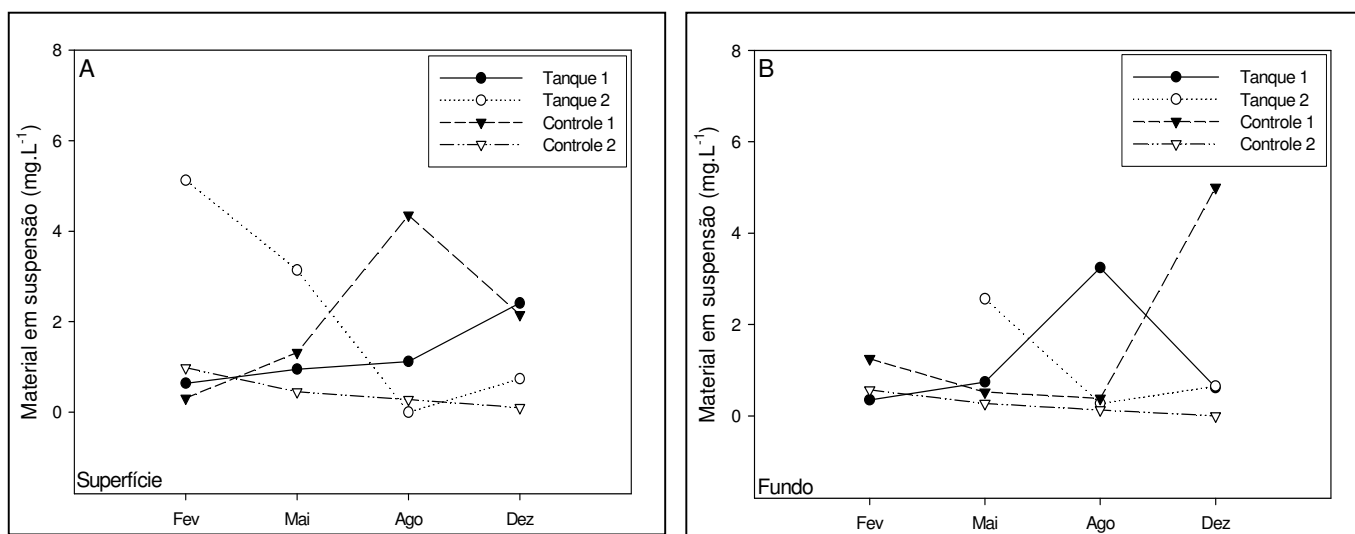


Figura 23 – Material em suspensão na superfície (A) e no fundo (B) nos trechos de coleta em uma baía do reservatório de Jurumirim.

Para o material em suspensão na superfície (Figura 23 A), exceto 5,12 mg.L⁻¹ (em janeiro no tanque 2) e 4,35 mg.L⁻¹ (em agosto no controle 1), todos os valores ficaram abaixo de 3,14 mg.L⁻¹ (em maio no tanque 2), mas, destacam-se valores muito baixo (quase zero) para o tanque 2 em agosto e controle 2 em dezembro.

No fundo, o controle 1, em dezembro (5,00 mg.L⁻¹), apresentou a maior concentração de material em suspensão, mas os outros valores foram abaixo de 3,24 mg.L⁻¹ (em agosto no tanque 1). Percebe-se ainda, que a maioria das outras concentrações apresentaram-se com valores muito próximos à zero (Figura 23 B).

Tabela XI – Análise de variância para o material em suspensão.

Causa de variação	Graus de Liberdade	Soma de Quadrados	Quadrados Médios	Valor F	Valor p Pr(>F)
Profundidade	1	1,60	1,60		
Locação	1	0,73	0,73	0,30	0,61
Resíduo (a)	5	12,19	2,43		
Mês	3	0,35	0,12	0,04	0,99
Mês:Locação	3	4,62	1,54	0,57	0,64
Resíduo (b)	17	45,82	2,69		

Nenhum dos efeitos considerados no modelo produz alteração significativa na quantidade de material em suspensão (Tabela XI).

4b.1.7 – Clorofila-a

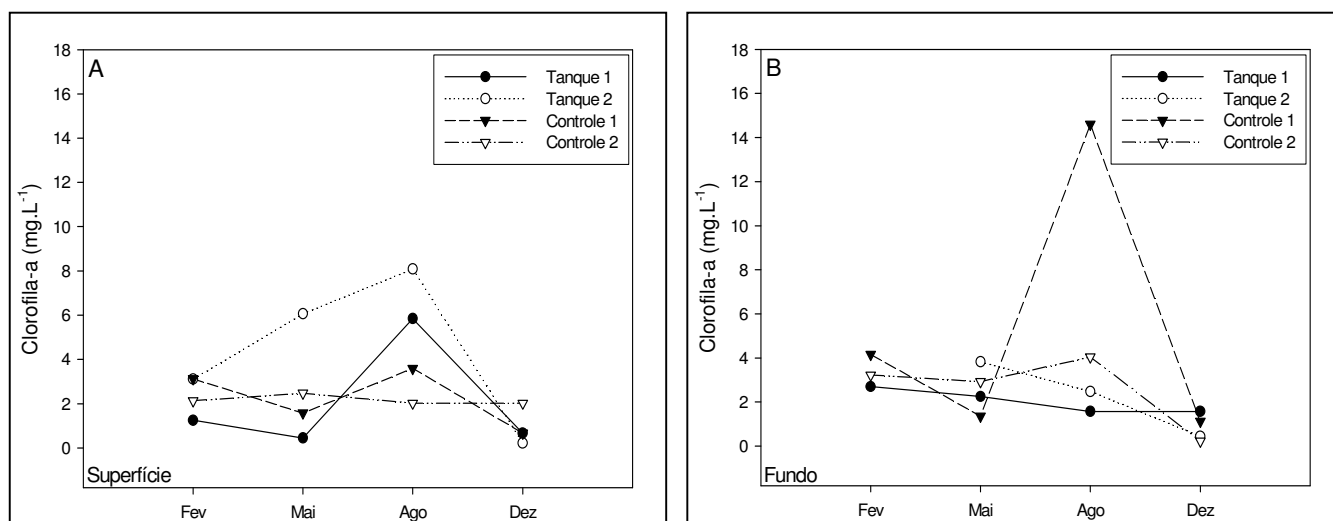


Figura 24 – Concentração de clorofila-a na superfície (A) e no fundo (B) nos trechos de coleta em uma baía do reservatório de Jurumirim.

Na superfície (Figura 24 A), a concentração de clorofila-a, em fevereiro e dezembro apresentou valores muito próximos e até idênticos entre os trechos. No tanque 2 houve um acréscimo nos valores em maio (6,07 mg.L⁻¹) e agosto (8,09 mg.L⁻¹), sendo esses os maiores diagnosticados. Já as menores concentrações aproximaram-se de zero, em maio, no tanque 1 (0,45 mg.L⁻¹) e em dezembro no tanque 2 (0,22 mg.L⁻¹).

No fundo, em todas as amostras foram obtidos valores que oscilaram entre 4,16 mg.L⁻¹ (em fevereiro no controle 1) e 0,22 mg.L⁻¹ (em dezembro no controle 2). Contudo, um valor extremo e discrepante destaca-se dos demais (14,61 mg.L⁻¹ em agosto no controle 1) conforme pode ser visto na Figura 24 B.

Tabela XII – Análise de variância para a clorofila-a.

Causa de variação	Graus de Liberdade	Soma de Quadrados	Quadrados Médios	Valor F	Valor p Pr(>F)
Profundidade	1	0,006	0,006		
Locação	1	0,001	0,001	0,006	0,941
Resíduo (a)	5	0,901	0,180		
Mês	3	4,825	1,608	6,627	0,004***
Mês:Locação	3	0,308	0,102	0,422	0,739
Resíduo (b)	17	4,126	0,242		

****Significante ao nível de 0,1%; ***Significante ao nível de 1%; **Significante ao nível de 5%;

*Significante ao nível de 10%.

A quantidade de clorofila-a varia ao longo dos meses, mas esta variação não é significativamente diferente para os dois trechos (tanque e controle) (Tabela XII).

4b.2 – Nutrientes totais

4b.2.1 – Fósforo total

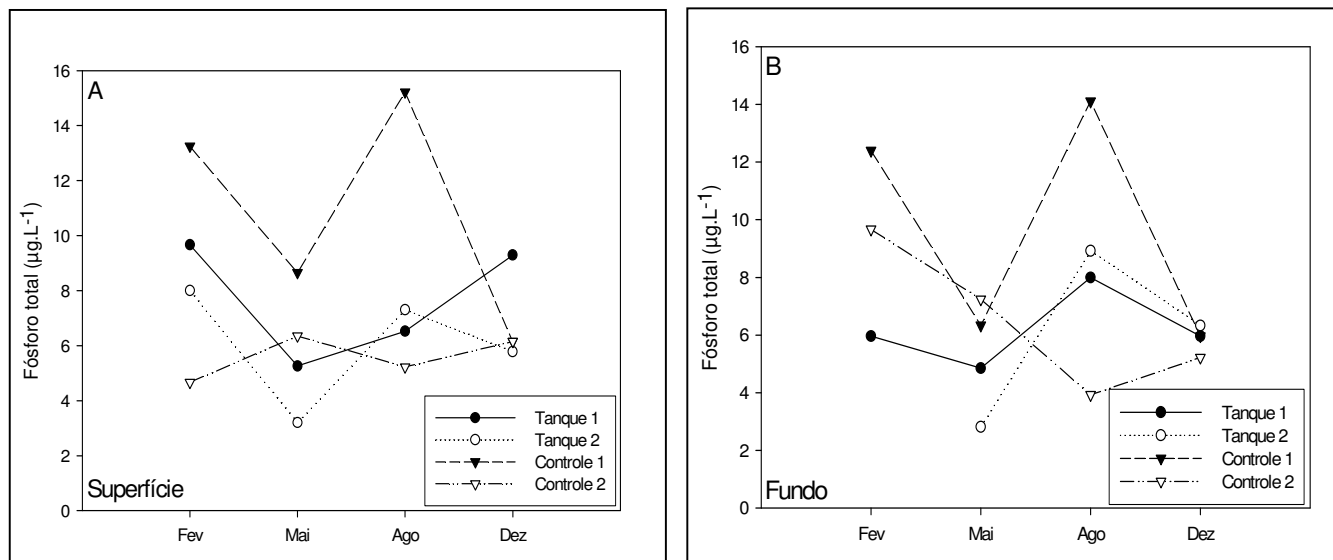


Figura 25 – Concentração de fósforo total na superfície (A) e no fundo (B) nos trechos de coleta em uma baía do reservatório de Jurumirim.

Para o fósforo total, na superfície (Figura 25 A), exceto em dezembro, o trecho controle 1 foi o que apresentou a maior diferença entre os outros e, também, os maiores valores registrados, sendo eles: fevereiro ($13,25 \mu\text{g.L}^{-1}$), maio ($8,65 \mu\text{g.L}^{-1}$) e agosto ($15,22 \mu\text{g.L}^{-1}$). Ainda na superfície, os trechos tanques 1 e 2 e controle 2 apresentaram padrões distintos, com alternância entre os maiores e menores valores, entre os meses, sendo que o menor valor foi registrado em maio no tanque 2 ($3,20 \mu\text{g.L}^{-1}$) e o maior valor em fevereiro no tanque 1 ($9,67 \mu\text{g.L}^{-1}$).

Já no fundo (Figura 25 B), os trechos apresentaram padrões distintos, porém ainda o controle 1 foi o que apresentou os maiores valores em fevereiro ($12,40 \mu\text{g.L}^{-1}$) e em agosto ($14,11 \mu\text{g.L}^{-1}$), mas os menores valores foram $2,81 \mu\text{g.L}^{-1}$ (tanque 2, em maio) e $3,93 \mu\text{g.L}^{-1}$ (controle 2 em agosto).

A um nível de 5% de significância, constatou-se maior quantidade de fósforo total nas locações controle do que nos tanques, apenas no mês de maio.

4b.2.2 – Nitrogênio total

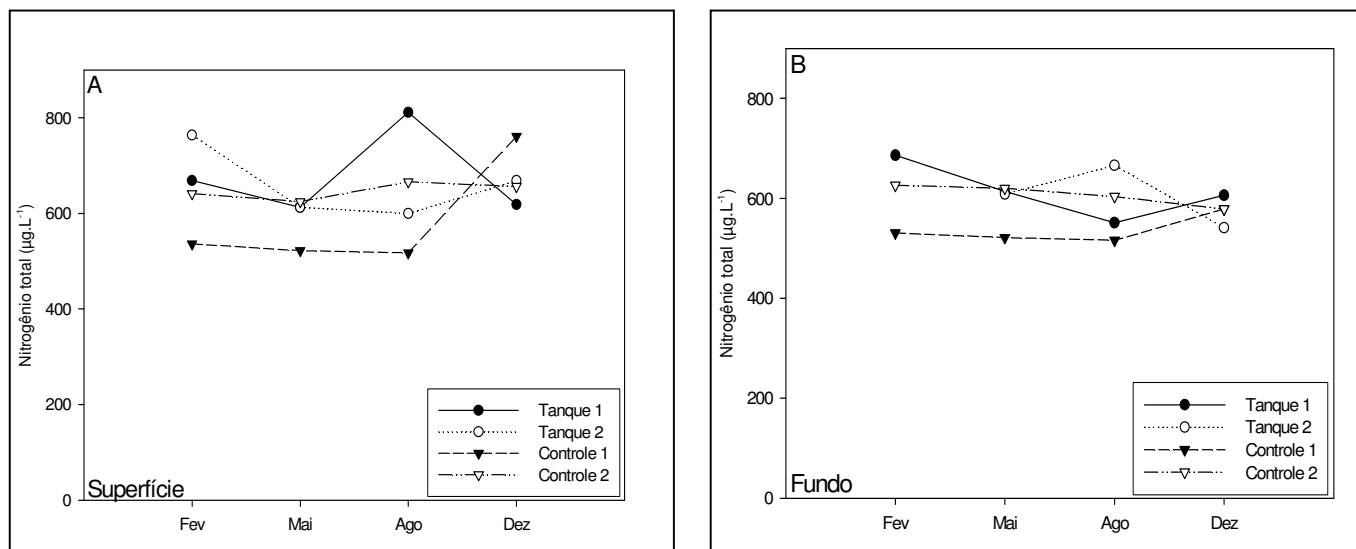


Figura 26 – Concentração de nitrogênio total na superfície (A) e no fundo (B) nos trechos de coleta em uma baía do reservatório de Jurumirim.

O nitrogênio total na superfície (Figura 26 A), os trechos tanque 2 e controle 2, foram que apresentaram as menores variações entre os meses, para o controle 1, as variações entre fevereiro ($536,00 \mu\text{g.L}^{-1}$), maio ($522,00 \mu\text{g.L}^{-1}$) e agosto ($517,35 \mu\text{g.L}^{-1}$) foram ligeiramente pequenas, e os menores valores diagnosticados. Porém, houve um acréscimo significativo na concentração de nitrogênio total em dezembro com $761,00 \mu\text{g.L}^{-1}$. Também destacaram-se os meses de fevereiro com $763,50 \mu\text{g.L}^{-1}$ para o tanque 2 e agosto com $811,00 \mu\text{g.L}^{-1}$ para o tanque 1.

Já para o fundo (Figura 26 B), diagnosticou-se uma maior similaridade entre todos os trechos e meses, sendo que a maior variação foi em fevereiro entre os trechos tanque 1 ($686,00 \mu\text{g.L}^{-1}$) e controle 1 ($530,50 \mu\text{g.L}^{-1}$). Ainda o controle 1 registrou o menor valor ($516,00 \mu\text{g.L}^{-1}$) em agosto, enquanto que o maior valor ($686,00 \mu\text{g.L}^{-1}$) foi registrado no tanque 1 em janeiro.

Tabela XIII – Análise de variância para nitrogênio total.

Causa de variação	Graus de Liberdade	Soma de Quadrados	Quadrados Médios	Valor F	Valor p Pr(>F)
Profundidade	1	17407	17407		
Locação	1	20739	20739	5,56	0,06*
Resíduo (a)	5	18658	3731		
Mês	3	10635	3545	0,81	0,51
Mês:Locação	3	25758	8586	1,96	0,15
Resíduo (b)	17	74502	4382		

****Significante ao nível de 0,1%; ***Significante ao nível de 1%; **Significante ao nível de 5%;

*Significante ao nível de 10%.

Há evidência, ao nível de 6% de significância, de diferença entre as médias de nitrogênio total entre os dois trechos (controle e tanque). O teste t aponta, ao nível de 5% de significância, maiores quantidades de nitrogênio total para os trechos dos tanques em relação aos trechos controles (Tabela XIII).

4b.3 – Nutrientes dissolvidos

4b.3.1 – Fosfato total dissolvido

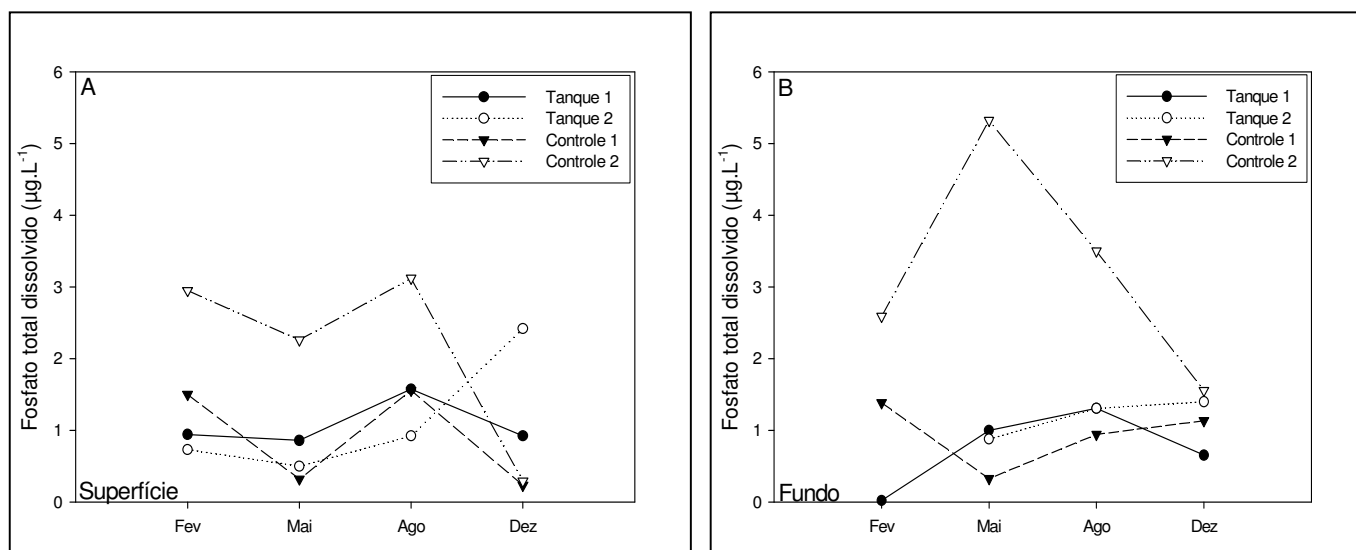


Figura 27 – Concentração de fosfato total dissolvido na superfície (A) e no fundo (B) nos trechos de coleta em uma baía do reservatório de Jurumirim.

Para o fosfato total dissolvido da superfície (Figura 27 A), exceto em dezembro, houve uma homogeneidade entre os trechos junto ao sistema de tanques-rede, enquanto os trechos controles apresentaram diferenças em fevereiro, maio e agosto. Os maiores valores foram registrados no trecho controle 2, sendo $1,50 \mu\text{g.L}^{-1}$ (fevereiro) e $1,56 \mu\text{g.L}^{-1}$ (agosto). Já os menores valores foram em dezembro para os trechos controle 2 ($0,23 \mu\text{g.L}^{-1}$) e controle 1 ($0,29 \mu\text{g.L}^{-1}$).

No fundo, o trecho controle 2 ainda é o que apresentou a maior diferença entre os trechos (exceto em dezembro). Ainda, este trecho apresentou os maiores valores sendo de $2,59 \mu\text{g.L}^{-1}$ (fevereiro), $5,32 \mu\text{g.L}^{-1}$ (maio) e $3,50 \mu\text{g.L}^{-1}$ (agosto). Os menores valores foram de $0,02 \mu\text{g.L}^{-1}$ (fevereiro) e de $0,33 \mu\text{g.L}^{-1}$ (maio) no trecho tanque 1 (Figura 27 B).

Tabela XIV – Análise de variância para o fosfato total dissolvido.

Causa de variação	Graus de Liberdade	Soma de Quadrados	Quadrados Médios	Valor F	Valor p Pr(>F)
Profundidade	1	<0,01	<0,01		
Locação	1	0,83	0,83	1,89	0,23
Resíduo (a)	5	2,21	0,44		
Mês	3	0,53	0,18	1,43	0,27
Mês:Locação	3	1,43	0,48	3,86	0,03**
Resíduo (b)	17	2,11	0,12		

****Significante ao nível de 0,1%; ***Significante ao nível de 1%; **Significante ao nível de 5%;

*Significante ao nível de 10%.

O efeito da interação entre trecho e mês é significativo (Tabela XIV). Ao nível de 5% de significância (teste t), foi diagnosticada apenas maior quantidade de fosfato total dissolvido nos controles em relação aos tanques no mês de fevereiro.

4b.3.2 – Fosfato inorgânico

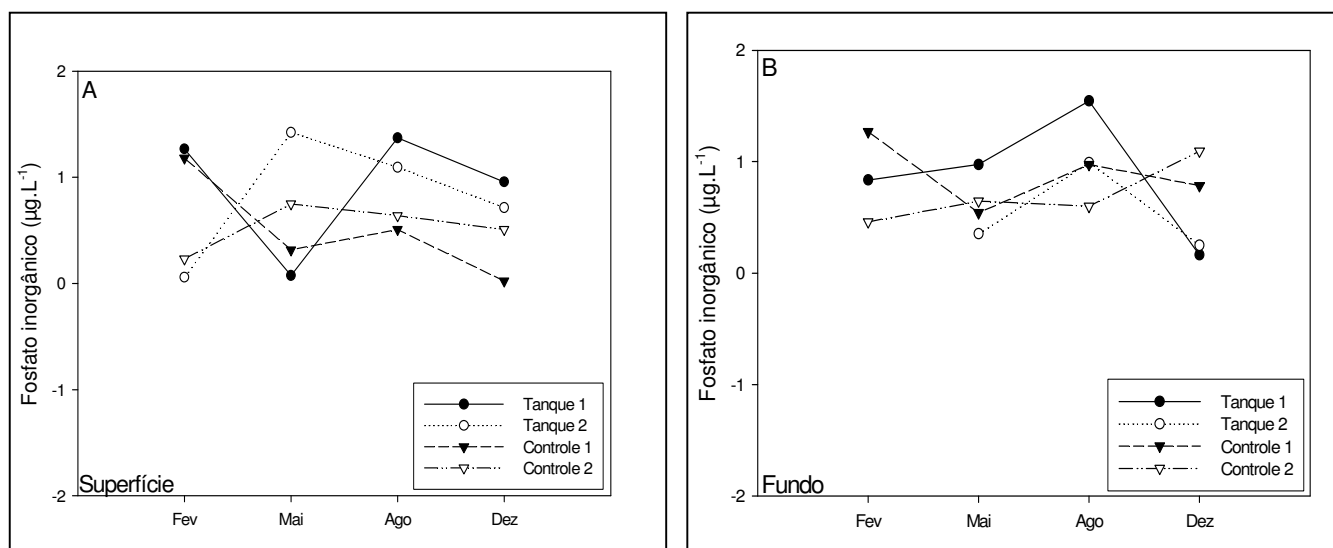


Figura 28 – Concentração de fosfato inorgânico na superfície (A) e no fundo (B) nos trechos de coleta em uma baía do reservatório de Jurumirim.

Os valores do fosfato inorgânico para a superfície (Figura 28 A) não apresentaram padrão entre os trechos e meses, tendo os maiores picos tanto para os trechos junto ao sistema de tanques-rede, quanto no controle 1, sendo eles: 1,27 µg.L⁻¹ (janeiro, tanque 1), 1,18 µg.L⁻¹ (janeiro, controle 1), 1,42 µg.L⁻¹ (maio, tanque 2) e 1,37 µg.L⁻¹ (agosto, tanque 1). Os menores valores para os trechos junto ao sistema de tanques-rede foram 0,08 µg.L⁻¹ (maio, tanque 1) e 0,06 µg.L⁻¹ (fevereiro, tanque 2); para os trechos controles, destacou-se 0,02 µg.L⁻¹ (dezembro, controle 1).

Para as concentrações de fosfato inorgânico no fundo, agosto e dezembro apresentaram as maiores diferenças entre os trechos e, igualmente exibiram os maiores e menores valores, sendo o tanque 1 responsável pela maior e também pela menor concentração, que foram: agosto = 1,54 µg.L⁻¹ e dezembro = 0,16 µg.L⁻¹ (Figura 28 B).

Tabela XV – Análise de variância para o fosfato total dissolvido.

Causa de variação	Graus de Liberdade	Soma de Quadrados	Quadrados Médios	Valor F	Valor p Pr(>F)
Profundidade	1	0,04	0,04		
Locação	1	0,18	0,18	1,58	0,26
Resíduo (a)	5	0,56	0,11		
Mês	3	0,75	0,25	0,33	0,34
Mês:Locação	3	0,52	0,17	0,83	0,49
Resíduo (b)	17	3,53	0,21		

Nenhum dos efeitos considerados no modelo produz alteração significativa na quantidade de fosfato inorgânico (Tabela XV).

4b.3.3 – Nitrato

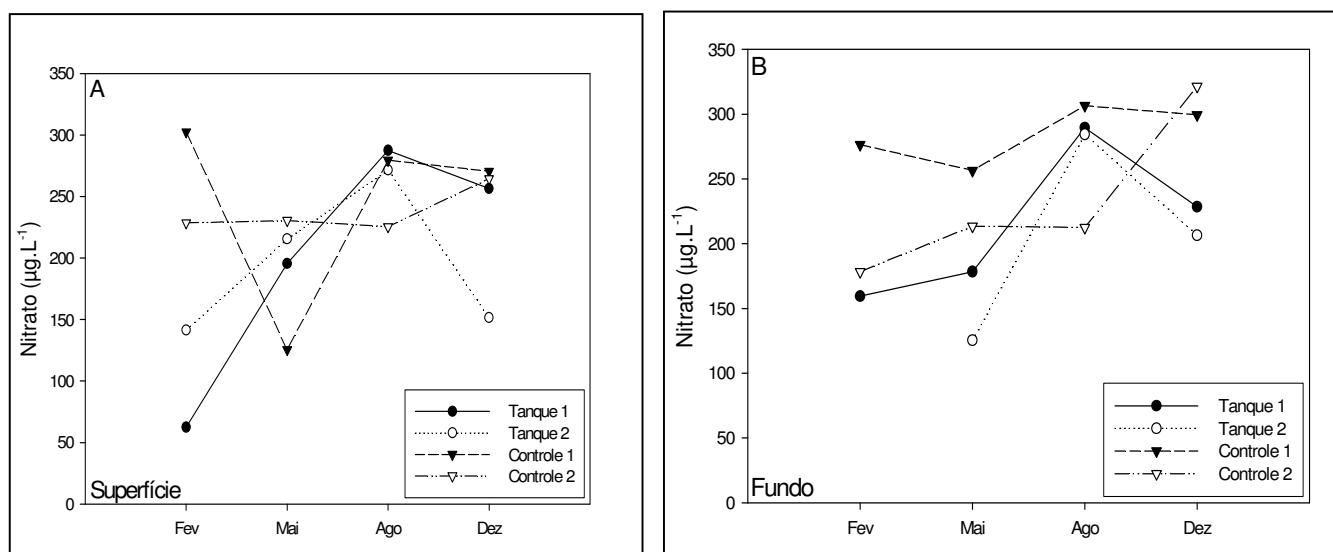


Figura 29 – Concentração de nitrato na superfície (A) e no fundo (B) nos trechos de coleta em uma baía do reservatório de Jurumirim.

Para as concentrações de nitrato na superfície (Figura 29 A), o controle 2, nos 3 primeiros meses, apresentou uma ligeira diferença, sendo: 228,50 µg.L⁻¹ (fevereiro), 230,50 µg.L⁻¹ (maio) e 220,50 µg.L⁻¹ (agosto). Ainda, fevereiro apresentou tanto o maior quanto o menor valor, que foram: 302,50 µg.L⁻¹ (controle 1) e 62,50 µg.L⁻¹ (tanque 1).

Nos valores diagnosticados para o fundo (Figura 29 B), os trechos junto ao sistema de tanques-rede apresentaram a mesma tendência entre as amostras, sendo que em maio, no tanque 2, houve a menor concentração (125,50 µg.L⁻¹). Já as maiores concentrações foram registradas para os trechos controle 1 e 2, em agosto e dezembro, sendo: 306,50 µg.L⁻¹ (agosto, controle 1) e 321,50 µg.L⁻¹ (dezembro, controle 2).

Tabela XVI – Análise de variância para o nitrato.

Causa de variação	Graus de Liberdade	Soma de Quadrados	Quadrados Médios	Valor F	Valor p Pr(>F)
Profundidade	1	1104	1104		
Locação	1	18915	18915	13,75	0,014**
Resíduo (a)	5	6878	1375		
Mês	3	39850	13283	6,32	0,004***
Mês:Locação	3	23152	7717	3,67	0,033**
Resíduo (b)	17	35748	2102		

****Significante ao nível de 0,1%; ***Significante ao nível de 1%; **Significante ao nível de 5%;

*Significante ao nível de 10%.

O efeito da interação entre trecho e mês é significativo (Tabela XVI). Verificou-se, utilizando o teste t, maior quantidade de nitrato nos controles do que nos tanques nos meses de fevereiro e dezembro, ao nível de 5% de significância.

4b.3.4 – Nitrito

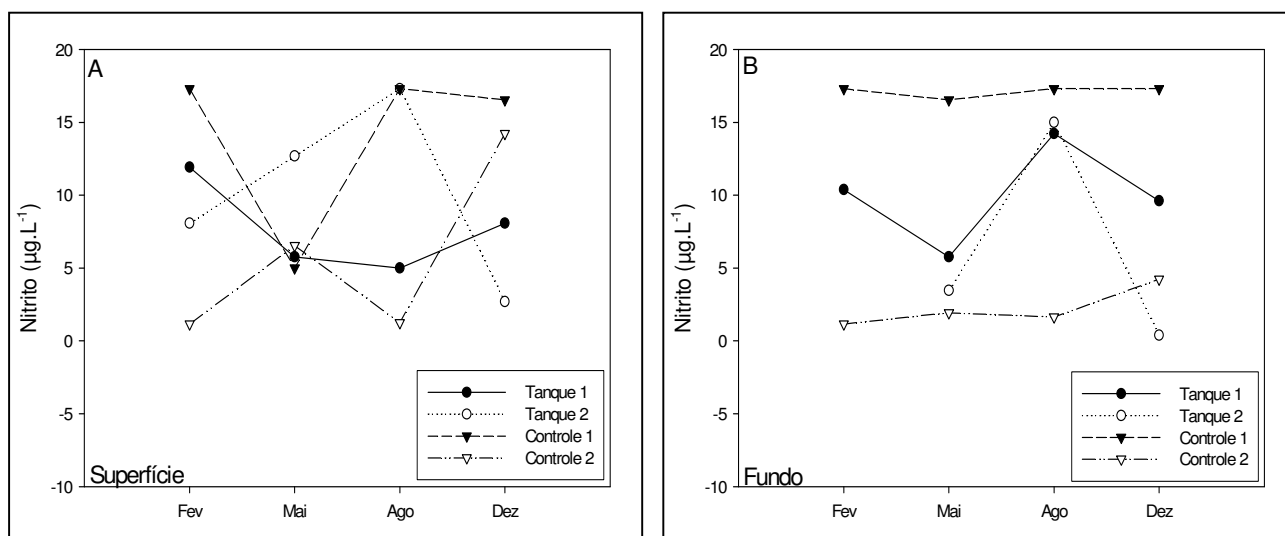


Figura 30 – Concentração de nitrito na superfície (A) e no fundo (B) nos trechos de coleta em uma baía do reservatório de Jurumirim.

As concentrações de nitrito para a superfície (Figura 30 A) não apresentaram uniformidade entre os meses amostrados, contudo, em agosto, os trechos tanque 2 e controle 1 exibiram a mesma concentração ($17,31 \mu\text{g.L}^{-1}$). O controle 1, em janeiro, expôs a maior concentração; já o controle 2 apresentou os menores valores, sendo: $1,15 \mu\text{g.L}^{-1}$ (fevereiro) e $1,63 \mu\text{g.L}^{-1}$ (agosto).

Apesar de demonstrarem a mesma tendência, os trechos controle 1 e 2 apresentaram a maior disparidade de todos os nutrientes, quando analisadas as concentrações de nitrito no fundo. O controle 1 apresentou ainda semelhança entre os meses, sendo os maiores valores diagnosticados em fevereiro, agosto e, dezembro ($17,31 \mu\text{g.L}^{-1}$) e maio ($16,54 \mu\text{g.L}^{-1}$). Apesar das concentrações, nos meses de fevereiro ($1,15 \mu\text{g.L}^{-1}$), maio ($1,92 \mu\text{g.L}^{-1}$) e agosto ($1,63 \mu\text{g.L}^{-1}$), para o trecho controle 2, terem sido baixas, o menor valor ($0,38 \mu\text{g.L}^{-1}$) foi para o tanque 2 em dezembro (Figura 30 B).

Tabela XVII – Análise de variância para o nitrito.

Causa de variação	Graus de Liberdade	Soma de Quadrados	Quadrados Médios	Valor F	Valor p Pr(>F)
Profundidade	1	0,56	0,56		
Locação	1	7,97	7,97	0,07	0,81
Resíduo (a)	5	606,20	121,24		
Mês	3	63,26	21,09	1,06	0,39
Mês:Locação	3	143,53	47,84	2,42	0,10
Resíduo (b)	17	336,68	19,80		

Nenhum dos efeitos considerados no modelo produz alteração significativa na quantidade de nitrito (Tabela XVII).

4b.3.5 – Amônia

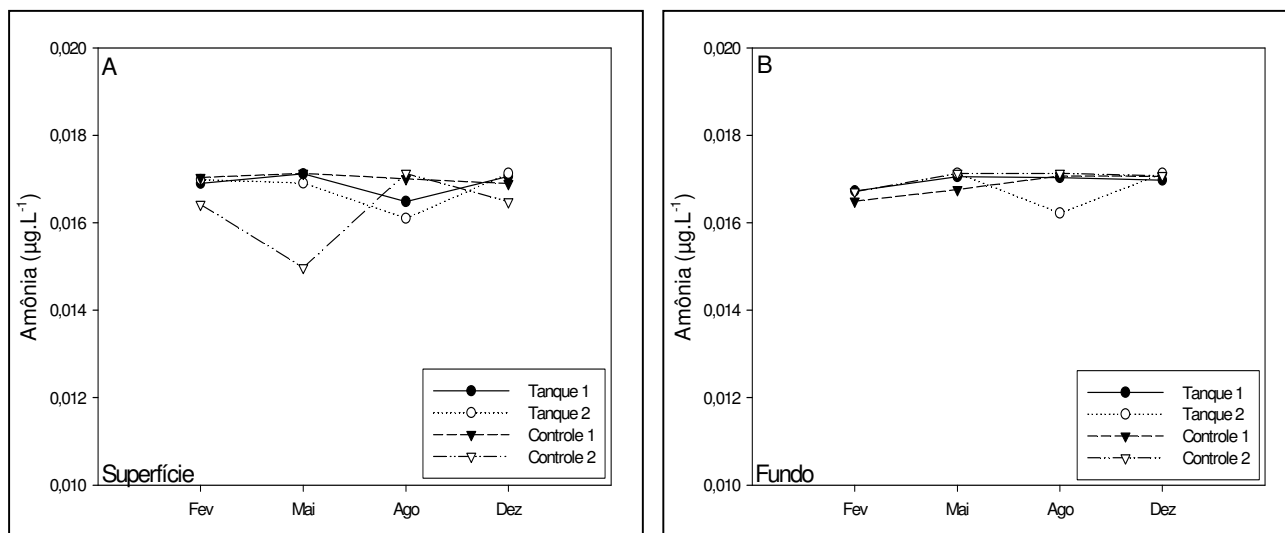


Figura 31 – Concentração de amônia na superfície (A) e no fundo (B) nos trechos de coleta em uma baía do reservatório de Jurumirim.

Para a concentração de amônia na superfície, o trecho controle 2 apresentou a maior discrepância dentre todos os trechos e, também, a menor concentração (maio = $0,0150 \mu\text{g.L}^{-1}$), seguido ainda pelo tanque 2 em agosto ($0,0161 \mu\text{g.L}^{-1}$). Já a maior concentração ($0,0171 \mu\text{g.L}^{-1}$) foi diagnosticada nos meses de maio (tanque 1), agosto (controle 2) e dezembro (tanques 1 e 2), o que demonstrou a grande proximidade entre as amostras para este nutriente (Figura 31 A).

Com exceção de agosto, no tanque 2 ($0,0162 \mu\text{g.L}^{-1}$), que apresentou a menor concentração, os outros valores diagnosticados nos trechos junto ao fundo foram acima de $0,0165 \mu\text{g.L}^{-1}$ e abaixo de $0,0171 \mu\text{g.L}^{-1}$, confirmando, assim, a mais acentuada proximidade entre todos os trechos e coletas (Figura 31 B).

De acordo com os resultados fornecidos pelos testes de Mann-Whitney, considerando um nível de 5% de significância, foi verificada quantidade maior de amônia nos controles do que nos tanques apenas no mês de agosto.

4b.3.6 – Silicato reativo

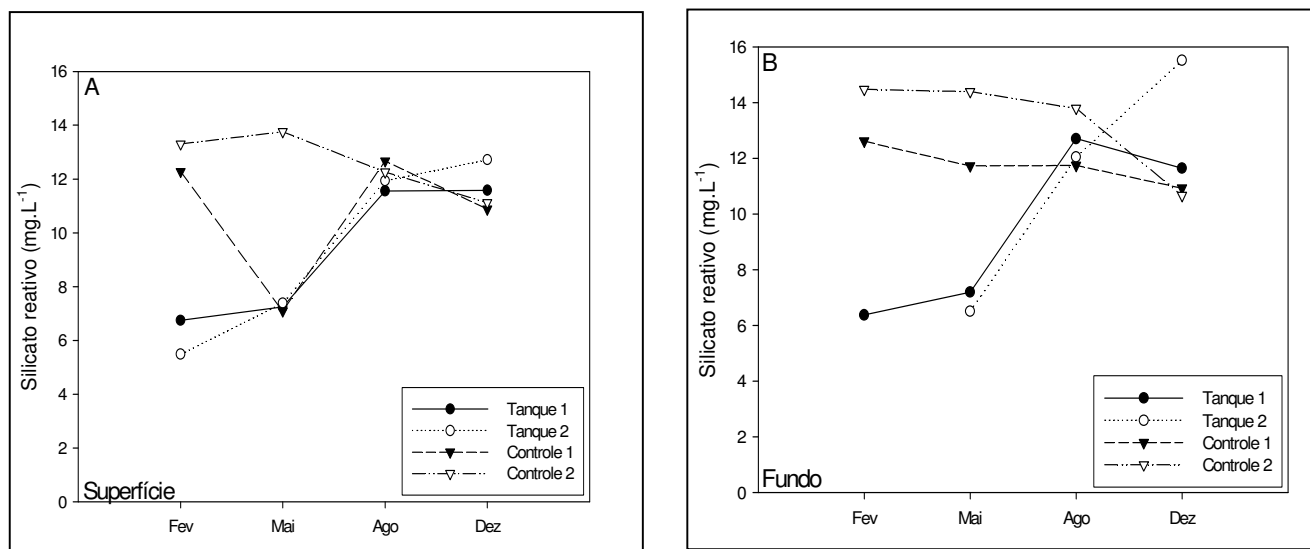


Figura 32 – Concentração de silicato reativo na superfície (A) e no fundo (B) nos trechos de coleta em uma baía do reservatório de Jurumirim.

Para o silicato reativo na superfície, o trecho controle 2 apresentou as maiores diferenças (fevereiro e maio), sendo ainda responsável pela maior concentração (em maio com 13,76 mg.L⁻¹). Já, entre agosto e dezembro, as diferenças entre os trechos foram baixas, chegando a ser nulas. Para os trechos junto ao sistema de tanques-rede houve uma tendência temporal de aumento nas concentrações, sendo que em fevereiro no tanque 2 foi diagnosticada a mais baixa concentração (5,49 mg.L⁻¹) e em dezembro foi de 12,72 mg.L⁻¹, valor este próximo das maiores concentrações (Figura 32 A).

Ainda no fundo (Figura 32 B), os trechos tanque 1 e 2 apresentaram a mesma tendência de acréscimo nas concentrações de silicato reativo, sendo o

menor valor de 6,38 mg.L⁻¹ (em fevereiro no tanque 1) e o maior 15,52 mg.L⁻¹ (em dezembro no tanque 2) diagnosticados entre esses trechos. Já os controles apresentaram uma tendência inversa, com a maior concentração de 14,48 mg.L⁻¹ (em fevereiro no controle 2) e a menor de 10,93 mg.L⁻¹ (em dezembro no controle 1).

De acordo com os resultados fornecidos pelos testes de Mann-Whitney, foram detectadas, a um nível de significância de 5%, quantidades maiores de silicato em fevereiro e menores em dezembro nos controles em relação aos tanques.

4b.4 – Índice de estado trófico

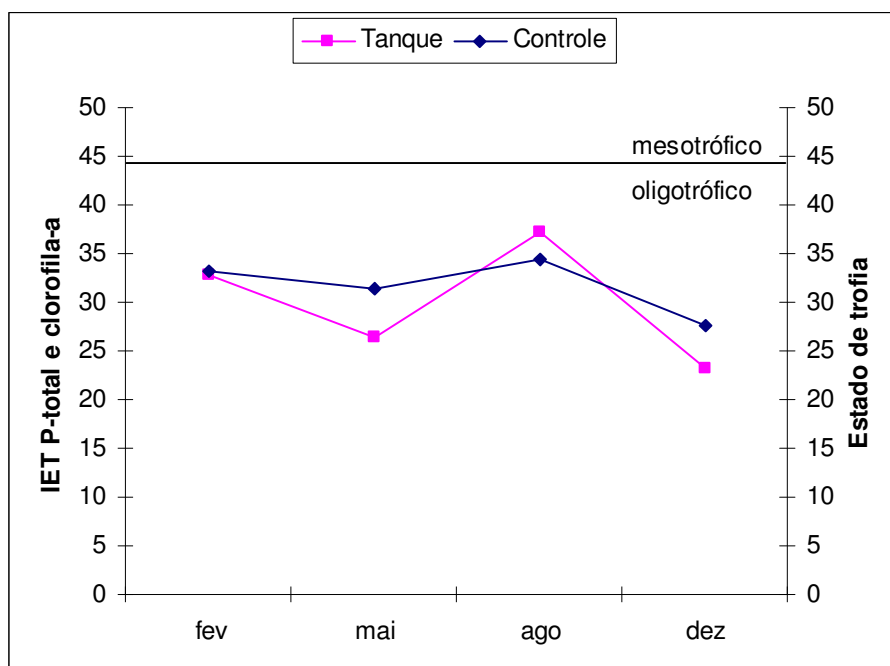


Figura 33 – Índice de estado trófico nos trechos de coleta em uma baía do reservatório de Jurumirim.

A partir de avaliação da Figura 33, percebe-se que não houve variação espaço-temporal no que tange ao estado de trofia dos trechos estudados, caracterizando numa meso-escala espacial o estado oligotrófico dessas águas do Jurumirim. Então, os menores valores médios diagnosticados para os dois trechos foram em dezembro (controle = 22,92 e junto ao sistema de tanques = 25,45), enquanto que os maiores valores foram em agosto para o controle (28,28), e em fevereiro junto aos tanques (28,08).

4b.5 – Discussão

Desde o final da década de 1970, a partir da liderança de J. G. TUNDISI, o reservatório de Jurumirim vem sendo monitorado na área de limnologia por diversos pesquisadores, no qual destaca-se os trabalhos executados por HENRY (1990), NOGUEIRA (1996 e 2002) e CARVALHO *et al.* (1998a e b).

De acordo com NOGUEIRA *et al.* (2002) na porção superior do reservatório de Jurumirim ocorrem drásticas mudanças em suas condições limnológicas, proporcionadas pela elevada retenção de cargas, com conseqüente diminuição da concentração de sedimentos e nutrientes. Estes autores atribuem este fato ao seu já elevado “tempo de vida” (mais de 40 anos) e o grande tempo de residência variando entre 334 e 544 dias (NOGUEIRA *et al.*, 1999).

NOGUEIRA *et al.* (2002) à montante do reservatório de Jurumirim no ano 2000 e 2001, diagnosticaram concentrações médias de nitrogênio total e fósforo total de 698 e 543 $\mu\text{g.L}^{-1}$ e, 59 e 64 $\mu\text{g.L}^{-1}$ respectivamente, já à jusante deste reservatório foram detectadas para o nitrogênio total 406 $\mu\text{g.L}^{-1}$ no ano de 2000 e 357 $\mu\text{g.L}^{-1}$ em 2001 e para o fósforo total 34 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (2000) e 24 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (2001).

Em estudos anteriores, NOGUEIRA *et al.* (1999) avaliando a heterogeneidade do reservatório de Jurumirim, determinaram concentrações médias de nitrogênio e fósforo total, no corpo principal do reservatório, que variaram de 224,9 a 640,3 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (nitrogênio total) e 8,9 a 18,8 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (fósforo total). Já para os tributários as concentrações médias encontradas foram mais elevadas: no rio Taquari o nitrogênio total variou de 242,0 a 1068,8 $\mu\text{g.L}^{-1}$ e o fósforo total de 6,8 a 22,7 $\mu\text{g.L}^{-1}$; no ribeirão das Posses a variação foi de 223,7 a

517,6 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (nitrogênio total) e de 12,5 a 20,6 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (fósforo total); e no rio Paranapanema antes da área de influência de Jurumirim (a aproximadamente 70 Km dos pontos amostrados no corpo do reservatório) as concentrações de nitrogênio e fósforo total variaram de 183,1 a 1357,2 $\mu\text{g.L}^{-1}$ e de 16,0 a 37,6 $\mu\text{g.L}^{-1}$ respectivamente. Estes resultados indicam que a dinâmica dos nutrientes acima da área de influência do reservatório é basicamente dominada pelo *input* de nutrientes via lixiviação e que no corpo do reservatório há uma importante autodepuração dos nutrientes.

De acordo com uma série histórica de trabalhos conduzidos no reservatório de Jurumirim, podemos inferir que está havendo uma elevação gradual na concentração de clorofila-a: pois entre 1987 e 1990 as concentrações médias anuais passaram de 0,27 para 0,34 $\mu\text{g.L}^{-1}$ CESP (1998), HENRY (1990 e 1992) diagnosticou variações médias de 0,77 a 1,57 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (1990) e 0,34 a 1,68 $\mu\text{g.L}^{-1}$, NOGUEIRA *et al.* (1999) determinaram concentrações que variaram de 0,9 a 1,7 $\mu\text{g.L}^{-1}$ e NOGUEIRA *et al.* (2002) obtiveram as médias mais elevadas, sendo de 2 $\mu\text{g.L}^{-1}$ no corpo do reservatório e 5 $\mu\text{g.L}^{-1}$ à montante.

Outra variável importante nas condições limnológicas e que vem apresentando um aumento considerável nos últimos 20 anos é a condutividade elétrica.

Reforçando essa hipótese, CESP (1998) informa que Jurumirim apresentava entre 1987 e 1990 médias anuais de condutividade elétrica que variaram de 52,94 a 56,39 $\mu\text{S.cm}^{-1}$. Quando compara-se aos trabalhos mais recentes, nota-se a tendência de aumento crescente. Em julho de 1996, HENRY *et al.* (1998) registraram valor de 60,6 $\mu\text{S.cm}^{-1}$, ao passo que NOGUEIRA *et al.* (2002)

determinaram média máxima de $110 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ na barragem do reservatório de junto à montante da barragem Jurumirim em 2001.

Em termos de níveis de oxigênio dissolvido das águas do rio Paranapanema com outros grandes rios da Bacia do alto Paraná, como exemplo rio Tietê, nota-se a ótima oxigenação apresentada por Jurumirim e outros reservatórios do rio Paranapanema.

BARBOSA *et al.* (1999) em seus estudos limnológicos no eixo do rio Tietê, sob o conceito de sistema em cascata, destacaram a melhoria da qualidade da água nos reservatórios à jusante de Barra Bonita. Neste trabalho, os autores registraram concentrações de oxigênio dissolvido que variaram de 5,9 a 6,8 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ para o reservatório de Nova Avanhandava (médio rio Tietê). Ainda para este reservatório, a CESP (1998) diagnosticou médias anuais entre 1987 e 1995 que vão de 4,61 a 7,08 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, enquanto que para o reservatório de Jurumirim esses valores foram de 6,40 à 7,48 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$. Estudos mais recentes vêm confirmando à melhor oxigenação nas águas do Paranapanema, PAES (2006) diagnosticou concentrações de oxigênio dissolvido em Nova Avanhandava que variaram de 5,5 a 9,9 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$; NOGUEIRA *et al.* (2002) no reservatório de Jurumirim, apresenta variações entre 6,66 a 11,5 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$.

No geral, esses estudos mostram que os reservatórios que formam o sistema de cascata do rio Paranapanema são considerados os mais oligotróficos quando comparados aos outros grandes rios do Estado de São Paulo como Tietê e Grande.

Além disso, BARBOSA *et al.* (1999), discutem a importância das barragens em sistema em cascata na recuperação da qualidade da água em sistemas

eutrofizados (caso do eixo do Tietê). Ainda AGOSTINHO *et al.* (1995) e HENRY *et al.* (1999) apontam para o importante papel das represas em cascata na retenção de fósforo e exportação de nitrogênio, que pode tamponar o efeito da eutrofização.

Contraditoriamente, NOGUEIRA *et al.* (2002), diagnosticou um padrão diferente nos reservatórios em cascata do rio Paranapanema, nos quais houve um crescente estado de trofia da bacia deste rio.

A hipótese mais plausível para essa questão seria o tipo de agricultura realizada naquele trecho do Paranapanema, que podem estar adicionando nutrientes (N e P) de origem agrícola.

Vários autores como TUNDISI, KIMMEL e STRASKRABA, citam controvérsias aos índices utilizados para a classificação trófica, pois grande parte destes foram desenvolvidos com o intuito de classificar apenas os ambientes naturais. Porém os mesmos TUNDISI e LIND, apontam que a utilização dos índices deve ser levada em consideração como mais uma ferramenta auxiliadora dos processos ecológicos nos ecossistemas aquáticos (NOGUEIRA *et al.*, 2002).

De acordo com HENRY (1992), HENRY *et al.* (1998) e NOGUEIRA *et al.* (2002), o reservatório de Jurumirim é classificado como oligotrófico e mesotrófico.

A Resolução CONAMA nº. 357 (de 17 de março de 2005) classifica os corpos de água brasileiros de acordo com condições e padrões pré-definidos (e.g. concentrações de: clorofila-a, oxigênio dissolvido, fósforo total, nitrato, nitrito, entre outros), dividindo os ambientes aquáticos (e bacias) em classes, para fins específicos de uso.

De acordo com esta resolução, para que um corpo de água seja enquadrado na classe 1, deve seguir, além de outras, tais condições: 1) oxigênio dissolvido não inferior a 6 mg.L^{-1} , 2) pH entre 6,0 e 9,0, 3) clorofila-a não superior a $10 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$, 4) sólidos dissolvidos totais abaixo de 500 mg.L^{-1} e 5) fósforo total (ambiente lântico) inferior a $20 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$.

Se observarmos todos os trabalhos já citados nesta discussão e os dados diagnosticados neste trabalho, veremos que o reservatório de Jurumirim se enquadraria dentro da classe 1, tendo suas águas destinadas:

- a) ao abastecimento para o consumo humano, com desinfecção;
- b) à proteção das comunidades aquáticas;
- c) à recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho, conforme Resolução CONAMA nº. 274, de 2000;
- d) à irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvem rentes ao solo e que sejam ingeridas sem remoção de películas;
- e
- e) à proteção das comunidades aquáticas em Terras Indígenas.

A partir desta resolução podemos então dizer que o reservatório de Jurumirim não poderia ser utilizado para fins aquícolas, já que este uso se restringe a águas classificadas como classe 2. Porém, de acordo com o próprio CONAMA este reservatório está enquadrado como classe 2, e são liberadas outorgas para a utilização de suas águas para a tilapicultura em tanques-rede.

Como já relatados por SIPAÚBA-TAVARES (1995), a piscicultura em tanques escavados, quando não rigorosamente bem gerenciados, podem levar em um efeito cascata à eutrofização artificial dos corpos de água. Ainda

BEVERIDGE (1984), citando diversos autores, relata a perda da qualidade da água como efeito da criação intensiva de peixes em sistemas de tanques-rede em diversas regiões do mundo.

Todos os nossos dados foram estatisticamente avaliados, e não houve diferenças significativas que pudessem estar apontando nem mesmo para uma eutrofização pontual.

Porém, antes de respondermos à hipótese deste trabalho, de que a tilapicultura em tanques-rede seria mais um indutor da eutrofização artificial no reservatório de Jurumirim, devemos levar em consideração duas situações muito importantes: 1) o sistema estudado contava com apenas 30 tanques, podendo ser classificado como um sistema de pequeno porte e 2) a criação de peixes e nosso estudo tiveram início no final 2004.

Ao contrário de que Carvalho (2006) e Paes (2006) inferiram para o complexo hídrico do baixo rio Tietê cuja implementação de tilapiculturas em tanques-rede encontra-se franca expansão. Mas, podem tender a um colapso comercial e ecológico devido as reais perspectivas de eutrofização, em diferentes escalas espaciais, induzida por diferentes formas de fósforo que estão sendo continuamente aportadas neste ecossistema aquático.

Assim, nossos resultados não demonstraram interferências na qualidade da água. Porém, julgamos ser necessário um contínuo monitoramento da qualidade da água e cautela dos órgãos competentes, para que as outorgas dos múltiplos usos não venham a ultrapassar a capacidade suporte (autodepuração) que a represa de Jurumirim apresenta, e assim este trecho do alto rio Paranapanema possa continuar “vivo” e mantendo suas nobres características atuais.

5. Conclusão

A partir dos resultados obtidos durante o período de estudo, pode-se concluir que:

- Mesmo após significativo aporte alóctone de nutrientes, provindo do manejo zootécnico, não houve alteração espaço-temporal no que se refere às características limnológicas (e qualidade da água) mantendo o grau de trofia oligotrófico;
- Não detectou-se alteração perceptível na composição e estrutura da ictiofauna no entorno dos tanques, em relação ao trecho controle, prevalecendo sempre as espécies de pequeno e médio porte, com algumas exceções.
- diagnosticamos a invasão nos tanques-rede de indivíduos de pequeno porte das espécies nativas: *Astyanax altiparanae*, *Serrasalmus maculatus* e *Pimelodus* sp.

6. Considerações finais

Devido a espécie em cultivo (*Oreochromis niloticus* e afins) ser alienígena/invasora, é de grande importância condutas de responsabilidade ambiental, com por exemplo: o suporte técnico especializado. Isso porque mesmo com as boas práticas de manejo os escapes são inevitáveis, mas a presença de linhagem monossexo garantida e a criação de alevinos de boa procedência podem evitar a propagação de patógenos. Além disso, sabemos das interferências e impactos negativos que essa (e outras espécies) causam no ambiente aquático, quando estabelecidas.

Deve-se ainda destacar a crescente importância econômica da tilapicultura em tanques-rede nos grandes reservatórios brasileiros, contudo, espera-se que os órgãos gestores tenham cuidado nas autorizações das outorgas e licenciamentos, no contexto do desenvolvimento sustentável e múltiplos usos dos reservatórios, em especial a qualidade das águas.

Desta forma, consideramos que é importante a participação das instituições de fomento, de pesquisa e da universidade na questão do ordenamento dessa atividade zootécnica nesses ecossistemas aquáticos artificiais, com baixo nível de interferências antrópicas quando comparados à outras sub-bacias hidrográficas do alto Paraná.

6. Referências Bibliográficas

AGOSTINHO, A.A.; JÚLIO JR., H.F.; PETRERE JR. (1994). Itaipu reservoir (Brazil): Impacts of the impoundment on the fish fauna and fisheries. *In*: COWX, I.G. (Ed.) **Rehabilitation of freshwater fisheries**. London: Fishing News Books, p. 171-184.

AGOSTINHO, A. A.; VAZZOLER, A. E. M.; THOMAZ, S. M. (1995). The high river Paraná basin: linnological and ichthyological aspects. *In*: TUNDISI, J. G.; BICUDO, C. E. M.; MATSUMURA-TUNDISI, T. **Limnology in Brazil**. Rio de Janeiro: ABC/SBL, p. 59-104.

AGOSTINHO, A. A. & JÚLIO Jr., H.F. (1996). Peixes de outras águas. **Rev Ciência Hoje**, 21(124): 36-44.

AGOSTINHO, A.A.; MIRANDA, L.E.; BINI, L.M.; GOMES, L.C.; THOMAZ, S.M.; SUZUKI, H.I. (1999). Patterns of colonization in neotropical reservoirs, and prognoses on aging. *In*: TUNDISI, J. G.; STRASKRABA, M. (Eds.) **Theoretical reservoir ecology and its applications**. São Carlos: Brazilian Academic of Sciences and Backhuy Publishers, p. 227-265.

ALVES, R. C. P.; BACCARIN, A. E. (2005) Efeito da produção de peixes em tanques-rede sobre a sedimentação de material em suspensão e de nutrientes no córrego da Arribada (UHE Nova Avanhandava, baixo rio Tietê, SP). *In*: NOGUEIRA, M. G.; HENRY, R.; JORCIN, A. (Orgs). **Ecologia de reservatórios: impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata**. São Carlos: RiMa, p. 329-347.

ANEEL (Agência Nacional de Energia Elétrica). Banco de Informações de geração. Disponível em (<http://www.aneel.gov.br>). Acesso em 10 de agosto de 2006.

AYROZA, L. M. S.; FURLANETO, F. P. B.; AYROZA, D. M. M. R.; SUSSEL, F. R. (2005). **Piscicultura no Médio Paranapanema: situações e perspectivas.** (http://www.pesca.sp.gov.br/list_arquivos.php?pag=1, acessado em 03/07/2006).

BANZATTO, D. A. & KRONKA, S. do N. (1989). **Experimentação Agrícola.** Jaboticabal, FUNESP, 247p.

BARBOSA, F. A. R.; PADISÁK, J.; ESPÍNDOLA, E. L. G.; BORICS & ROCHA, O. (1999). The cascading reservoir continuum concept and its application to the river Tietê-Basin, São Paulo State, Brazil. In: TUNDISI, J. G. & STRASKRABA, M. **theoretical reservoirs ecology and its applications.** São Carlos: Backhuys, 1999, p. 425-437.

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

BRITTO, S.G.C. (2003). **Atributos da ictiofauna do reservatório de Taquaruçu (Baixo Rio Paranapanema, SP/PR): Efeito do represamento e da transposição de peixes.** Dissertação de Mestrado, área: Zoologia, IB Botucatu, UNESP, 74 p.

BRITSKI, H.A. SATO, Y.; ROSA, A.B S. (1988). **Manual de identificação de peixes da região de Três Marias (com chaves de identificação para os peixes da bacia do São Francisco).** Brasília: Câmara dos Deputados/CODEVASF, 3ª ed.,143p.

BRITSKI, H.A. (1994). **Seminário Sobre Fauna Aquática e o setor Elétrico.** Caderno 1. Fundamentos. Foz do Iguaçu, PR, COMASE / ELETROBRAS. 55p. p. 24-28.

CARVALHO, E. D.; FUJIHARA, C. Y.; HENRY, R. (1998a). A study on the ichthyofauna of the Jurumirim reservoir (Paranapanema river, São Paulo State, Brazil): fish production and dominant species at three sites. **Verh. Int. Ver. Limnol.**, v. 26, p. 2199-2202.

CARVALHO, E. D.; SILVA, V. F. B. DA; FUJIHARA, C. Y.; HENRY, R.; FORESTI, F. (1998b). Diversity of fish species in the river Paranapanema – Jurumirim reservoir transition region (São Paulo, Brazil). **Ital. J. Zool.**, 65, *Suppl.*: 325-330.

CARVALHO, E. D.; SILVA, V. F. B. da. (1999). Aspectos ecológicos da ictiofauna e da produção pesqueira do reservatório de Jurumirim (Alto do rio Paranapanema, São Paulo). In: **Ecologia de Reservatório: estrutura, funções e aspectos sociais**, Editor: Raoul Henry, Editora: FAPESP e FUNDIBIO, 1:769-800.

CARVALHO, E.D.; MARCUS, L. R.; FORESTI, F.; SILVA, V. F.B. (2005). Fish assemblage attributes in a small oxbow lake (Upper Paraná River Basin, São Paulo State, Brazil): species composition, diversity and ontogenetic stage. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v.17, n.1, p. 45-56.

CARVALHO, E. D. (2006). **Avaliação dos impactos da piscicultura em tanques-rede nas represas dos grandes tributários do Alto Paraná (Tietê e Paranapanema): o pescado, a ictiofauna agregada e as condições limnológicas**”. Relatório Científico (FAPESP), Botucatu, SP.

CARVALHO, E. D. *et al.*, (no prelo). **O panorama das introduções de peixes na bacia hidrográfica do rio Paraná, Alto Paraná, Brasil.**

CASTRO, A. C. L. (1994). **Ictiofauna do reservatório de Barra Bonita – SP:** aspectos ecológicos da comunidade e dinâmica populacional da corvina,

Plagioscion squamosissimus (Heckel, 1840) (Acanthopterygii, Scianidae). 178 p.
Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos.

CESP – Companhia Energética de São Paulo. (1998). **Conservação e manejo nos reservatórios: limnologia, ictiologia e pesca**. São Paulo: CESP, 166p. (Divulgação e Informação, 220).

COSTA, M. L. R. (2000) **As macrófitas aquáticas da região litorânea de três lagoas laterais do rio Paranapanema na sua desembocadura na represa de Jurumirim (São Paulo)**. 126 p. Dissertação (Mestrado). Univ. Fed. São Carlos. EESC-USP, São Paulo.

DAJOZ, R. (1978). **Ecologia Geral**. São Paulo: Vozes, 474 p.

DAJOZ, R. (2005). **Princípios de ecologia**. 7. ed. Porto Alegre: Artmed, 520 p.

Decreto-Lei 794/38. <http://www6.senado.gov.br/legislação/ListaPublicações.action?id=23799> (acessado em 15/08/2006).

DUKE ENERGY (2004). **Peixes do rio Paranapanema**. Editora Horizonte Geográfico/Audichromo Editora Ltda, 112p.

ESTEVES, F. A. (1998). **Fundamentos de Limnologia**. Rio de Janeiro/RJ: Interciência, 2ª ed., 602p.

GOLTERMAN, H. L.; CLYMO, R. S.; OHNSTAD, M. A. M. (1978). **Methods for physical and chemical analysis of freshwater**. Oxford: Blackwell (IBP Handbook, 8), 213 p.

HENRY, R. (1990). **Estrutura especial e temporal do ambiente físico químico e análise de alguns processos ecológicos na represa de Jurumirim (rio Paranapanema, SP) e sua Bacia Hidrográfica**. Tese de Livre Docência, Inst. Bioc. Bot., Univ... Est... Paul..., Botucatu.

HENRY, R. (1992). The oxygen déficit in Jurumirim reservoir (Paranapanema river, São Paulo, Brazil). **Jpn. J. Limnol.**, 53, 4, 379-384.

HENRY, R.; GOUVEIA, L. (1993). Os fluxos de nutrientes e seston em cursos de água do alto Paranapanema (São Paulo) – sua relação com usos do solo e morfologia das bacias de drenagem. **An. Acad. bras. Ci.**, 65 (4): 439-451.

HENRY, R.; NUNES, M. A.; MITSUKA, P. M.; LIMA, N. DE; CASANOVA, S. M. C. (1998). Variação espacial e temporal da produtividade primária pelo fitoplâncton na represa de Jurumirim (rio Paranapanema, SP). **Rev. Brasil. Biol.**, 58 (4): 571-590.

HENRY, R.; NOGUEIRA, M. G.; POMPEO, M. L. M.; MOSCHINI-CARLOS, V. (2006). Annual and short-term variability in primary productivity by phytoplankton and correlated abiotic factors in the Jurumirim reservoir (São Paulo, Brazil). **Braz. J. Biol.**, 66 (1B): 239-261.

HOFFMAN, A. C.; ORSI, M. L.; SHIBATTA, O. A. (2005). Fish diversity in the UHE Escola Engenharia Mackenzie (Capiwara) reservoir, Paranapanema River, upper Rio Paraná basin, Brazil, and the importance of large tributaries in its maintenance. **Iheringia, Série Zooogia**, vol.95, no.3, p.319-325.

KOROLEFF, K. (1976). Determination of nutrients. In: GRASSHOFF, K. & ALMGREEN, T. (ed.). **Methods of seawater analysis**. Weinhein, Verlag. Chemie, p. 117-181.

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

LANDELL, M. C. (*in prep.*) **Avaliação integrada da criação de tilápias (*Oreochromis niloticus*, Trewavas, 1983) em tanques-rede na represa de Jurumirim (Alto do rio Paranapanema): produção e impactos ambientais.** Prog. PG em Aqüicultura – Dissertação (Mestrado) – Centro de Aquicultura da UNESP, Univ... Est... Paul..., Jaboticabal

LATINI, A. O.; PETRERE JR., M. (2004). Reduction of native fish fauna by alien species: an example from Brazilian freshwater tropical lakes. **Fisheries Management and Ecology**. v. 11, p. 71-79.

MACKERETH, S. J. H.; HERON, J.; TALLING, J. S. (1978). Water analysis some revised methods for limnology. **Freshwater Biol. Assoc. Sci. Publ.** v. 36., Wilson and Sons., 117p.

MARTINELLI, L. A.; SILVA, A. M.; CAMARGO, P. B.; MORETII; TOMAZELLI, A. C.; DA SILVA, D. M. L.; FISHER, E. G.; SONODA, K. C.; & SALOMÃO, M. S. M. B. (2002). Levantamento das cargas orgânicas lançadas nos rios do Estado de São Paulo. **Biota Neotropica**, 2:1-18 – <http://www.bioneotropica.org.br/v2n2/pt>.

MATTHEWS, W.J. (1998). **Patterns in Freshwater Fish Ecology** – Chapman & Hall. New York 756 p

MEDEIROS, F. C. de. (2002). **Tanque-rede: mais tecnologia e lucro na piscicultura**. Cuiabá/MT, 1ª . ed., 110p.

Ministério do Meio Ambiente (1997). **Diretrizes ambientais para o setor pesqueiro: diagnóstico e diretrizes para a aqüicultura**. Brasília, 60 p.

NELSON, J. S. (1994). **Fishes of the world**. 3.ed. New York: John Wiley & Sons. 139-150.

NOGUEIRA, M. G. (1996). **Composição, abundância e distribuição espaço-temporal das populações plantônicas e das variáveis físico-químicas na Represa de Jurumirim, rio Paranapanema – SP. Tese (Doutoramento) – Escola de Engenharia de São Carlos**. Tese (Doutoramento). Universidade de São Paulo, São Carlos – SP. 439p.

NOGUEIRA, M. G.; HENRY, R. & MARICATTO, E. E. (1999). Spatial and temporal heterogeneity in Jurumirim Reservoir, São Paulo, Brazil. **Lakes & Reservoirs: Research and management**, 4:107-120.

NOGUEIRA, M.G.; JORCIN, A.; VIANNA, N.C. & BRITTO, Y.C.T., 2002, Uma avaliação dos processos de eutrofização nos reservatórios em cascata do Rio Paranapanema (SP/PR), Brasil, pp. 91-106. *In*: Fernández-Cirelli; Chalar, G. (orgs.). **El agua en Sudamérica de la eutrofización a la gestión**. Programa de Ciencia y Tecnología para el Desarrollo, Buenos Aires.

NOVAES, J. L. C.; CARAMASCHI, E. P.; WINEMILLER, K. O. (2004). Feeding of *Cichla monoculus* Spix, 1829 (Teleostei: Cichidae) during and after reservoir formation in the Tocantins river, Central Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, Botucatu, v. 16, n. 1, p. 41-49.

NOVAES, J. L. C. (in prep.). **Recursos pesqueiros e biologia populacional das espécies representativas de peixes da pesca comercial nas represas de Barra Bonita e Jurumirim (rios Tietê e Paranapanema - SP)**. Tese (Doutorado) - Prog. PG CB/ac Zoologia – Inst. Bioc. Bot., Univ... Est... Paul..., Botucatu.

ONO, E. A. (1998). **Cultivos de peixes em tanques-rede**. Rio de Janeiro/RJ: Fundação Biblioteca Nacional, 41p.

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.**, 16 (2):557-560.

PAES, J. V. K. (2006). **A ictiofauna e as condições limnológicas num sistema de piscicultura em tanques-rede no reservatório de Nova Avanhandava (baixo Rio Tietê, SP)**. 183p. Dissertação (Mestrado) – Inst. Bioc. Bot., Univ... Est... Paul..., Botucatu.

PAIVA, M. P. (1982). **Grandes represas do Brasil**, Brasília: Editerra, 304p.

PINTO-COELHO, R. M. (2000). **Fundamentos em ecologia**. Porto Alegre: Artes Médicas Sul, 252p.

RAMOS, I. P.; VIDOTTO, A. P.; NOVAES, J. L. C.; CARVALHO, E. D. (2005). **Diversidade lato sensu da ictiofauna da represa de Jurumirim (Alto do Rio Paranapanema, São Paulo, Brasil)**.. In: 13º Simpósio Internacional de Iniciação Científica da USP, 2005, Ribeirão Preto.

REIS, R. E.; KULLANDER, S. O.; FERRARIS JR, C. J. (Orgs.) (2003). **Check list of the freshwater fishes of South and Central America**. Porto Alegre: EDIPUCRS, 742p.

SANTOS, C. M. (1995) **Distribuição espacial e temporal da fauna mesobentônica da represa de Jurumirim (rio Paranapanema – SP)**. 147 p. Dissertação (Mestrado) – Univ. Est. São Carlos. EESC-USP, São Paulo.

SANTOS, G. B.; FORMAGIO, P. S. (2000). Estrutura da ictiofauna das represas do rio Grande, com ênfase no estabelecimento de peixes piscívoros exóticos. **Informe Agropecuário**, Belo Horizonte, v. 21, n. 203, p. 98-106.

SIPAÚBA-TAVARES, L. H. (1995). Limnologia aplicada à aquicultura. Funep – Rede Unesp – **Bol. Téc. Centro de Aquicultura Unesp**, v. 1, 72p.

STRICKLAND, D. D. & PARSONS, T. R. (1960). A manual of seawater analysis. **Bull. Fish. Res. Aquat. Can.**, (125): 1-185p.

TEIXEIRA, C.; TUNDISI, J. G.; KUTNER, M. B. (1978). Plankton studies in a mangrove environment. II. The standing stock and some ecological factors. **Bol. Inst. Oceanogr.**, v. 24, p. 23-41.

TOKESKI, M. (1993). Species abundance patterns and community structure. **Adv. Ecol. Res.** v. 24, p. 111-186.

TORLONI, C. E. C. (1986). **Reprodução de peixes autóctones reofílicos no reservatório de Promissão, Estado de São Paulo**. São Paulo: CESP, 14p.

TUNDISI, J. G. (1999). Reservatórios como sistemas complexos: teorias, aplicações e perspectivas para usos múltiplos. In: HENRY, R. (Ed.). **Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais**. São Paulo: FAPESP/FUNDIBIO, v.1, p. 19-38.

TUNDISI, J. G. (2003) **Água no século XXI – Enfrentando a escassez**. São Carlos/SP: Rima Editora, 248p.

VALDERRAMA, J. C. (1981). The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters. **Marine Chemistry**, (10): 109-122p.

VAZZOLER, A. E. (1996). **Biologia da reprodução de peixes teleósteos: Teoria e prática**. EDUEM, Maringá, PR, 169p.

VIDOTTO, A. P.; ALMEIDA, R. B. C. & CARVALHO, E. D. (2003). O impacto das espécies introduzidas na ictiofauna nativa do reservatório de Nova Avanhadava

(Bacia do baixo Tietê – SP): Avaliação preliminar. In: **IX Congresso Brasileiro de Limnologia**, UFJF, Juiz de Fora, MG, CDRoom.

VIEIRA, S. (1980). **Introdução à Bioestatística**. 5a Ed. Campus, Rio de Janeiro. 196p.

VIEIRA S. (2003). **Bioestatística, tópicos avançados**. Rio de Janeiro, Ed. Campus, 216p.

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