Universidade de São Paulo
Escola de Engenharia de São Carlos
Departamento de Hidráulica e Saneamento
Programa de Pós-Graduação em Ciências da Engenharia
Ambiental

COMPOSIÇÃO, ABUNDÂNCIA E ASPECTOS
REPRODUTIVOS DAS ESPÉCIES DE PEIXES DO
RESERVATÓRIO ÁLVARO DE SOUZA LIMA (BARIRI, SP) E
SUA RELAÇÃO COM AS CARACTERÍSTICAS AMBIENTAIS
DO SISTEMA

Fernanda Teixeira e Marciano

Tese apresentada à Escola de Engenharia de São Carlos, da
Universidade de São Paulo, como parte dos requisitos para
obtenção do título de Doutor em Ciências da Engenharia
Ambiental.

ORIENTADOR: Prof. Dr. Evaldo L. G. Espíndola.

São Carlos - SP
2005

O valor das coisas não está no tempo em que elas duram, mas na intensidade com que acontecem. Por isso, existem momentos inesquecíveis, coisas inexplicáveis e pessoas incomparáveis.
(Fernando Pessoa)

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais **Walter** e **Esther** e ao meu irmão **Alexandre**, por mais este voto de confiança, por todo apoio e paciência. Amo vocês!

Ao meu orientador **Prof. Dr. Evaldo Luíz Gaeta Espíndola** pela credibilidade, amizade, orientação e por todos os bons conselhos e exemplos, fundamentais para a minha formação profissional. Muito obrigada!

A **Profa. Dra. Odete Rocha** por todo apoio, orientação e dedicação em todas as fases deste trabalho. Obrigada!

Aos **técnicos do DEBE- UFSCar** (Airton Soares, José Valdecir, “Piau” e Luiz), sem os quais este trabalho não poderia se realizar. Muito obrigada pela paciência e colaboração!!

Ao meu amigo **Evandro** (“Vandorff”) pela companhia, pelos bons papos, pela paciência e pelos momentos de descontração, que tornaram a nossa rotina de laboratório mais leve!! Valeu!!

A **Patrícia Stefani, Paula Fontes** e **Henrique Alves**, que também me ajudaram MUITO no laboratório. Obrigada!

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – **CNPq**, pela bolsa de estudos concedida.

Ao Ministério do Meio Ambiente, que através do projeto **PROBIO II - Monitoramento e desenvolvimento de tecnologias para o manejo de espécies exóticas em águas doces**, colaborou para a realização deste trabalho.

Aos **funcionários e colegas do CRHEA**, por todo apoio!

Aos **funcionários e colegas do DEBE**, pela boa recepção e acolhida!

Aos **especialistas do DEBE-UFSCar** e do **MZUSP** pelo auxílio na identificação taxonômicas das espécies de peixes.

Aos **funcionários e colegas da HIDROBIOLOGIA**, em especial à Professora Dra. Nelsy Fenerich-Verani, Evelise Fragoso e Marcelo Grambone. Obrigada pela ajuda e pelas dicas valiosas de laboratório!

Minha grande amiga **Suze**, por toda a convivência, companhia e paciência nestes anos de doutorado. Obrigada!!

A **Illona**, minha irmã querida! Amiga pra todas as horas...Obrigada!!

Aos meus **amigos especiais** Edison Penteado, Erika Hira, Guilherme (ERIK), Hildinha, Lu Madureira, Marcella Felicíssimo, Marcello, Pazu, Rê Moretti, Simone e Vitinho. Vários bons momentos com vocês!! Para os que se lembram... “O próximo será o primeiro!!!”

Amigos de São Paulo!! Que alegria foram meus finais de semana (muitas vezes prolongados...) na companhia de vocês Lucimara, Adriano, Guilherme e Ana Paula Bachiega!

As **novas amizades**, não menos importantes: Gisele Queirós, Julieta e Andréa Novelli. Lembrarei sempre dos nossos encontros gastronômicos...pizzas, sorvetes, pastéis, capuccinos, lanches....etc...etc...

Aos **amigos queridos** que, nestes anos de São Carlos, tornaram a minha rotina bem leve e gostosa: Adriana Lopes, Suze, Illona e Jorge, Rita, Ric Minotti, Oze, Celso, Vitinho, Clóvis, Déia Tucci, Patrícia Stefani, Evandro e Mércia, Paulo Pamplin, Valdecir, Ana, Roberta e Alessandro Minillo.

Aos **amigos distantes**, nem por isso menos presentes: Eneida e Maumau.

E a todos que de forma direta ou indireta colaboraram para o bom desenvolvimento deste trabalho, OBRIGADA DE CORAÇÃO!!

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	i
LISTA DE TABELAS	vi
LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS	ix
RESUMO	x
ABSTRACT	xi
APRESENTAÇÃO	1
CAPÍTULO I	2
Caracterização limnológica e a comunidade íctica do reservatório Álvaro de Souza Lima (Bariri, SP)	2
Capítulo I – Caracterização limnológica e a comunidade íctica do reservatório Álvaro de Souza Lima (Bariri, SP)	3
1. Introdução	3
2. Objetivos	6
3. Caracterização da área de estudo	6
3.1. Geologia	7
3.2. Clima	8
3.3. Uso, ocupação do solo	8
3.4. Qualidade da água	8
3.5. Estudos prévios desenvolvidos no reservatório de Bariri	9
4. Materiais e métodos	14
4.1. Periodicidade e local de amostragem	14
4.2. Caracterização limnológica	14
4.2.1. Nutrientes totais e dissolvidos	14
4.2.2. Material em suspensão	15
4.2.3. Clorofila a e Feofitina	16
4.3. Coleta do material zoológico	17
4.3.1. Análise da comunidade	17
4.4. Análises estatísticas	18
5. Resultados e discussão	19
5.1. Caracterização limnológica da região litorânea do reservatório de Bariri	19
5.2. Composição, distribuição e abundância da comunidade íctica no reservatório de Bariri	41
6. Conclusões	48
7. Referências bibliográficas	49
ANEXOS	58
CAPÍTULO II	69
Dinâmica populacional e aspectos reprodutivos das espécies de peixes dominantes do reservatório de Bariri	69
Capítulo II – Dinâmica populacional e aspectos reprodutivos das espécies de peixes dominantes do reservatório de Bariri	70
1. Introdução	70
2. Objetivos	74
3. Materiais e métodos	74
3.1. Local, periodicidade e forma de coleta	74
3.2. Estrutura da comunidade íctica	75
3.3. Estrutura da população das espécies de peixes dominantes do reservatório de Bariri	75
3.3.1. Relação peso/comprimento	76
3.3.2. Fatores de condição	76
3.3.3. Reprodução - Escala de maturação gonadal – índice gonadosomático (IGS)	78
3.4. Tamanho da primeira maturação gonadal	79
4. Resultados e discussão	80
4.1. Estrutura da comunidade íctica	80
4.2. Estrutura da população	82
4.2.1. Fatores de condição	101
4.2.2. Reprodução das espécies de peixes dominantes do reservatório de Bariri	107

4.3. Tamanho da primeira maturação gonadal	125
4.4. A reprodução das espécies e sua relação com as variáveis ambientais	126
5. Considerações finais e conclusões	130
6. Referências bibliográficas	135
ANEXOS	143
 CAPÍTULO III	 163
Estrutura populacional e aspectos reprodutivos de duas espécies de peixes introduzidas no reservatório Álvaro de Souza Lima (Bariri, SP): <i>Plagioscion</i> <i>squamosissimus</i> e <i>Cichla</i> cf. <i>monoculus</i>	 163
Capítulo III – Estrutura populacional e aspectos reprodutivos de duas espécies de peixes introduzidas no reservatório Álvaro de Souza Lima (Bariri, SP): <i>Plagioscion squamosissimus</i> e <i>Cichla</i> cf. <i>monoculus</i>	 164
1. Introdução	164
2. Objetivos	167
3. Materiais e métodos	168
3.1. Estrutura da população	168
3.1.1. Relação peso/comprimento	169
3.1.2. Fatores de condição	169
3.1.3. Reprodução - Escala de maturação gonadal – índice gonadosomático (IGS)	171
3.2. Tamanho da primeira maturação gonadal	172
4. Resultados e discussão	173
4.1. Estrutura da população	173
4.1.1. Fatores de condição	182
4.1.2. A reprodução	186
4.2. Tamanho da primeira maturação gonadal	194
4.3. A reprodução e as variáveis abióticas	196
5. Considerações finais e conclusões	200
6. Referências bibliográficas	202
ANEXOS	210

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO 1

Figura 1: Localização da área de estudo no sistema de reservatórios em cascata do rio Tietê.

Figura 2: Localização das estações de coleta no reservatório de Bariri e usos e ocupação da área de entorno (Adaptado de EMBRAPA, 2002).

Figura 3: Perfis verticais de temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$) nos diferentes meses de coleta, de acordo com a profundidade na coluna d'água.

Figura 4: Perfis verticais de oxigênio dissolvido (OD) nas diferentes épocas de coleta, de acordo com a profundidade na coluna d'água.

Figura 5: Perfis verticais de condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$) da água em diferentes meses de coleta, de acordo com a profundidade na coluna d'água.

Figura 6: Perfis verticais de pH nos diferentes meses de coleta, de acordo com a profundidade na coluna d'água.

Figura 7: Concentração de fósforo total ($\mu\text{g}/\text{L}$) nas diferentes estações de coleta durante o período de estudo.

Figura 8: Concentração de fosfato total($\mu\text{g}/\text{L}$), fosfato orgânico($\mu\text{g}/\text{L}$) e fosfato inorgânico($\mu\text{g}/\text{L}$), nas diferentes estações de coleta, durante o período de estudo.

Figura 9: Concentração de Nitrogênio total ($\mu\text{g}/\text{L}$) nas diferentes estações de coleta, durante o período de estudo.

Figura 10: Concentração de nitrato($\mu\text{g}/\text{L}$), nitrito($\mu\text{g}/\text{L}$) e amônio ($\mu\text{g}/\text{L}$), nas diferentes estações de coleta, durante o período de estudo.

Figura 11: Variação percentual de material em suspensão durante o período de estudo.

Figura 12: Concentração de clorofila a ($\mu\text{g}/\text{L}$) nos diferentes meses de coleta.

Figura 13: Cluster dos escores do PCA do período chuvoso.

Figura 14: Cluster dos escores do PCA do período seco.

Figura 15: Curva de importância das espécies (Whittaker Plot) da coleção dos peixes coletada no reservatório de Bariri, durante o ano de 2003.

CAPÍTULO 2

Figura 1: Frequências absolutas das categorias estabelecidas pelo ID, para os meses de fevereiro e junho de 2003, no reservatório de Bariri.

Figura 2: Frequências absoluta e relativa das espécies de peixes dominantes no reservatório de Bariri, em fevereiro e junho de 2003.

Figura 3: Proporção sexual das espécies de peixes dominantes nos meses de fevereiro e junho de 2003, no reservatório de Bariri.

Figura 4: Composição em sexo das espécies dominantes nos meses de fevereiro e junho de 2003.

Figura 5: Frequências relativas de machos e fêmeas das espécies de peixes dominantes no reservatório de Bariri, em fevereiro de 2003.

Figura 6: Frequências relativas de machos e fêmeas das espécies de peixes dominantes no reservatório de Bariri, em junho de 2003.

Figura 7: Distribuição das frequências absolutas de ocorrência dos indivíduos machos, fêmeas e imaturos da espécie *Apareiodon affinis* (sp 2) no reservatório de Bariri, em relação às classes de tamanho (cm).

Figura 8: Distribuição das frequências absolutas de ocorrência dos indivíduos machos, fêmeas e imaturos da espécie *Astyanax altiparanae* (sp 4) no reservatório de Bariri, em relação as classes de tamanho (cm).

Figura 9: Distribuição das frequências absolutas de ocorrência dos indivíduos machos, fêmeas e imaturos da espécie *Geophagus brasiliensis* (sp 13) no reservatório de Bariri, em relação as classes de tamanho (cm).

Figura 10: Distribuição das frequências absolutas de ocorrência dos indivíduos machos, fêmeas e imaturos da espécie *Plagioscion squamosissimus* (sp 28) no reservatório de Bariri, em relação as classes de tamanho (cm).

Figura 11: Distribuição das frequências absolutas de ocorrência dos indivíduos machos, fêmeas e imaturos da espécie *Tilapia rendalli* (sp 36) no reservatório de Bariri, em relação as classes de tamanho (cm).

Figura 12: Distribuição das frequências absolutas de ocorrência dos indivíduos machos, fêmeas e imaturos da espécie *Triportheus signatus* (sp 37) no reservatório de Bariri, em relação as classes de tamanho (cm).

Figura 13: Relação peso total (WT) / Comprimento total (Lt) para fêmeas e machos da espécie *Apareiodon affinis* (sp 2) no reservatório de Bariri.

Figura 14: Relação peso total (WT) / Comprimento total (Lt) para fêmeas e machos da espécie *Astyanax altiparanae* (sp 4) no reservatório de Bariri.

Figura 15: Relação peso total (WT) / Comprimento total (Lt) para fêmeas e machos da espécie *Geophagus brasiliensis* (sp 13) no reservatório de Bariri.

Figura 16: Relação peso total (WT) / Comprimento total (Lt) para fêmeas e machos da espécie *Plagioscion squamosissimus* (sp 28) no reservatório de Bariri.

Figura 17: Relação peso total (WT) / Comprimento total (Lt) para fêmeas e machos da espécie *Tilapia rendalli* (sp 36) no reservatório de Bariri.

Figura 18: Relação peso total (WT) / Comprimento total (Lt) para fêmeas e machos da espécie *Triportheus signatus* (sp 37) no reservatório de Bariri

Figura 19: Distribuição dos valores médios de K e Kn dos machos capturados em fevereiro e junho de 2003.

Figura 20: Distribuição dos valores médios de K e Kn das fêmeas capturadas em fevereiro e junho de 2003.

Figura 21: Variação dos valores médios de Kn de machos e fêmeas nas coletas (+/- o intervalo de confiança -IC).

Figura 22: Distribuição dos valores mínimos, médios e máximos de IGS em relação aos estádios de maturação gonadal dos machos e das fêmeas da espécie *Apareiodon affinis* (sp 2).

Figura 23: Distribuição dos valores mínimos, médios e máximos de IGS em relação aos estádios de maturação gonadal dos machos e das fêmeas da espécie *Astyanax altiparanae* (sp 4).

Figura 24: Distribuição dos valores mínimos, médios e máximos de IGS em relação aos estádios de maturação gonadal dos machos e das fêmeas da espécie *Geophagus brasiliensis* (sp 13).

Figura 25: Distribuição dos valores mínimos, médios e máximos de IGS em relação aos estádios de maturação gonadal dos machos e das fêmeas da espécie *Plagioscion squamosissimus* (sp 28).

Figura 26: Distribuição dos valores mínimos, médios e máximos de IGS em relação aos estádios de maturação gonadal dos machos e das fêmeas da espécie *Tilapia rendalli* (sp 36).

Figura 27: Distribuição dos valores mínimos, médios e máximos de IGS em relação aos estádios de maturação gonadal dos machos e das fêmeas da espécie *Triportheus signatus* (sp 37).

Figura 28: Freqüência relativa e estádios de maturação gonadal dos machos e fêmeas da espécie *Apareiodon affinis* (sp 2), em fevereiro e junho de 2003.

Figura 29: Freqüência relativa e estádios de maturação gonadal dos machos e fêmeas da espécie *Astyanax altiparanae* (sp 4), em fevereiro e junho de 2003.

Figura 30: Freqüência relativa e estádios de maturação gonadal dos machos e fêmeas da espécie *Geophagus brasiliensis* (sp 13), em fevereiro e junho de 2003.

Figura 31: Freqüência relativa e estádios de maturação gonadal dos machos e fêmeas da espécie *Plagioscion squamosissimus* (sp 28), em fevereiro e junho de 2003.

Figura 32: Freqüência relativa e estádios de maturação gonadal dos machos e fêmeas da espécie *Tilapia rendalli* (sp 36), em fevereiro e junho de 2003.

Figura 33: Freqüência relativa e estádios de maturação gonadal dos machos e fêmeas da espécie *Triportheus signatus* (sp 37), em fevereiro e junho de 2003.

Figura 34: Variação dos valores médios do fator de condição relativo (Kn) +/- IC em relação aos estádios de maturação gonadal para ambos os sexos, para as espécies dominantes.

Figura 35: Variação dos valores médios do fator de condição relativo (Kn) e do IGS para os machos das espécies dominantes, coletados nos meses de fevereiro e junho de 2003.

Figura 36: Variação dos valores médios do fator de condição relativo (Kn) e do IGS para as fêmeas das espécies dominantes, coletadas nos meses de fevereiro e junho de 2003.

Figura 37: Distribuição dos valores mensais de pluviosidade, temperatura do ar (média máxima e média mínima) e horas de insolação.

Figura 38: Distribuição dos valores de pH, oxigênio dissolvido (mg/L), temperatura da água (°C) e condutividade (µS/cm) em quatro meses do ano.

CAPÍTULO 3

Figura 1: Proporção dos indivíduos de corvina (*Plagioscion squamosissimus*) e de tucunaré (*Cichla monoculus*), segundo as estações de coleta, nos respectivos meses amostrados durante o ano de 2003

Figura 2: Proporção sexual da corvina (*Plagioscion squamosissimus*) e do tucunaré (*Cichla monoculus*) coletados em quatro meses de coleta, durante o ano de 2003.

Figura 3: Composição em sexo da corvina (*Plagioscion squamosissimus*) e do e tucunaré (*Cichla monoculus*) coletados em quatro meses de coleta, em 2003.

Figura 4: Frequência absoluta de ocorrência dos indivíduos machos, fêmeas e indiferenciados por ponto de coleta, nas coletas de 2003.

Figura 5: Frequências absoluta (abundância) e relativa (%) dos exemplares de *Plagioscion squamosissimus* capturados em cada estação de coleta.

Figura 6: Distribuição das frequências relativas de machos e fêmeas de *Plagioscion squamosissimus*, nos quatro meses de coleta (* $p < 0,05$).

Figura 7: Distribuição das frequências absolutas de ocorrência dos indivíduos machos, fêmeas e imaturos de *Plagioscion squamosissimus* por classes de tamanho.

Figura 8: Distribuição das frequências absolutas de ocorrência dos indivíduos machos, fêmeas e imaturos de *Plagioscion squamosissimus*, em cada época de coleta, segundo as classes de tamanho.

Figura 9: Relação peso total (Wt) / Comprimento total (Lt) para fêmeas e machos de *Plagioscion squamosissimus*

Figura 10: Distribuição dos valores médios de K e Kn dos machos de *Plagioscion squamosissimus*, coletados em 2003.

Figura 11: Distribuição dos valores médios de K e Kn das fêmeas de *Plagioscion squamosissimus*, coletadas em 2003.

Figura 12: Variação dos valores médios de Kn de machos (a) e fêmeas (b) nas coletas +/- o intervalo de confiança (IC).

Figura 13: Distribuição dos valores mínimos, médios e máximos de IGS em relação aos estádios de maturação gonadal dos machos e das fêmeas de *Plagioscion squamosissimus*.

Figura 14: Frequência relativa e estádios de maturação gonadal de machos e fêmeas de *Plagioscion squamosissimus* nos meses de fevereiro, junho, setembro e novembro de 2003, no reservatório de Bariri.

Figura 15: Distribuição da freqüência relativa dos estádios de maturação gonadal de *Plagioscion squamosissimus* (machos e fêmeas), nos meses amostrados durante o ano de 2003.

Figura 16: Variação dos valores médios do fator de condição relativo (Kn) +/- IC em relação aos estádios de maturação gonadal, para ambos os sexos de *Plagioscion squamosissimus*.

Figura 17: Variação dos valores médios do fator de condição relativo (Kn) e do IGS em cada época de coleta, para machos e fêmeas de *Plagioscion squamosissimus*.

Figura 18: Distribuição dos valores mensais de pluviosidade média (mm) e temperaturas média máxima (°C) e média mínima (°C) do ar obtidos em 2003.

Figura 19: Distribuição dos valores de pH, oxigênio dissolvido (mg/L), temperatura da água (°C) e condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$) nos quatro meses de coleta, no reservatório de Bariri.

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 1

Tabela 1: Parâmetros morfométricos e hidráulicos da bacia hidrográfica em estudo e do reservatório de Bariri.

Tabela 2: Classificação das águas dos rios, segundo a resolução 20/86 CONAMA.

Tabela 3: Nutrientes nitrogenados e fosfatados avaliados no presente estudo e seus respectivos métodos.

Tabela 4: Valores de temperatura do ar (° C) nos meses de coleta.

Tabela 5: Dados de precipitação (mm), vazão (m^3/s) e tempo de residência (dias) da água nos diferentes meses de coleta.

Tabela 6: Resultados das análises de componentes principais (PCA) para os grupos do período chuvoso e seco.

Tabela 7: Lista taxonômica das espécies coletadas no reservatório de Bariri

Tabela 8: Relação das espécies de peixes, com seus respectivos códigos, nome vulgar e abundância, presentes no reservatório de Bariri.

Tabela 9: Valores de diversidade (H') de Shannon e as respectivas riquezas e abundância das espécies, para as quatro épocas de coleta.

CAPÍTULO 2

Tabela 1: Relação das espécies de peixes capturadas no reservatório de Bariri, com seus respectivos códigos, nome vulgar e abundância, nos meses de fevereiro e junho de 2003.

Tabela 2: Cálculo do Qui-quadrado, com as frequências absolutas e relativas das classes de comprimento (cm) para a espécie *Apareiodon affinis* (sp 2).

Tabela 3: Cálculo do Qui-quadrado, com as frequências absolutas e relativas das classes de comprimento (cm) para a espécie *Astyanax altiparanae* (sp 4).

Tabela 4: Cálculo do Qui-quadrado, com as frequências absolutas e relativas das classes de comprimento (cm) para a espécie *Geophagus brasiliensis* (sp 13).

Tabela 5: Cálculo do Qui-quadrado, com as frequências absolutas e relativas das classes de comprimento (cm) para a espécie *Plagioscion squamosissimus* (sp 28).

Tabela 6: Cálculo do Qui-quadrado, com as frequências absolutas e relativas das classes de comprimento (cm) para a espécie *Tilapia rendalli* (sp 36).

Tabela 7: Cálculo do Qui-quadrado, com as frequências absolutas e relativas das classes de comprimento (cm) para a espécie *Triportheus signatus* (sp 37).

Tabela 8: Teste “t” de Student para comparação dos valores médios de Kn de *Apareiodon affinis* (sp 2) capturados nos meses de fevereiro e junho, respectivamente (Valor centralizador de kn = 1).

Tabela 9: Teste “t” de Student para comparação dos valores médios de Kn de *Astyanax altiparanae* (sp 4) capturados nos meses de fevereiro e junho, respectivamente (Valor centralizador de kn = 1).

Tabela 10: Teste “t” de Student para comparação dos valores médios de Kn de *Geophagus brasiliensis* (sp 13) capturados nos meses de fevereiro e junho, respectivamente (Valor centralizador de kn = 1).

Tabela 11: Teste “t” de Student para comparação dos valores médios de Kn de *Plagioscion squamosissimus* (sp 28) capturados nos meses de fevereiro e junho, respectivamente (Valor centralizador de kn = 1).

Tabela 12: Teste “t” de Student para comparação dos valores médios de Kn de *Tilapia rendalli* (sp 36) capturados nos meses de fevereiro e junho, respectivamente (Valor centralizador de kn = 1).

Tabela 13: Teste “t” de Student para comparação dos valores médios de Kn de *Triportheus signatus* (sp 37) capturados nos meses de fevereiro e junho, respectivamente (Valor centralizador de kn = 1).

Tabela 14: Teste “t” de Student para comparação dos valores médios de Kn de *Apareiodon affinis* (sp 2) em cada estágio de maturação gonadal (valor centralizador de kn=1).

Tabela 15: Teste “t” de Student para comparação dos valores médios de Kn de *Astyanax altiparanae* (sp 4) em cada estágio de maturação gonadal (valor centralizador de kn=1).

Tabela 16: Teste “t” de Student para comparação dos valores médios de Kn de *Geophagus brasiliensis* (sp 13) em cada estágio de maturação gonadal (valor centralizador de kn=1).

Tabela 17: Teste “t” de Student para comparação dos valores médios de Kn de *Plagioscion squamosissimus* (sp 28) em cada estágio de maturação gonadal (valor centralizador de kn=1).

Tabela 18: Teste “t” de Student para comparação dos valores médios de Kn de *Tilapia rendalli* (sp 36) em cada estágio de maturação gonadal (valor centralizador de kn=1).

Tabela 19: Teste “t” de Student para comparação dos valores médios de Kn de *Triportheus signatus* (sp 37) em cada estágio de maturação gonadal (valor centralizador de kn=1).

CAPÍTULO 3

Tabela 1: Valores de freqüência absoluta (FA), relativa (FR) e cálculo do Teste χ^2 para a proporção sexual de *Plagioscion squamosissimus*, na represa de Bariri em 2003.

Tabela 2: Cálculo do Qui-quadrado e as freqüências absolutas e relativas das classes de comprimento (cm) de *Plagioscion squamosissimus*.

Tabela 3: Teste “t” de Student para comparação dos valores médios de Kn de *Plagioscion squamosissimus*, sendo Kn = 1 o valor centralizador para todos os meses amostrados e ambos os sexos.

Tabela 4: Teste “t” de Student para comparação dos valores médios de Kn de *Plagioscion squamosissimus*, em cada estágio de maturação gonadal (valor centralizador de Kn = 1).

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

PCA – Análise de componente principal;

MANOVA –Análise de variância multivariada;

UPGMA – Ligação dos grupos pela média;

CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental.

SST – Sólidos totais (orgânico + inorgânico);

SSF – Sólidos suspensos fixos;

SSV – Sólidos suspensos voláteis;

CHLA –Clorofila;

pH – Potencial hidrogeniônico;

sp – Espécie;

p – Probabilidade;

ni – valor de importância de cada espécie;

N – somatório do valor de importância de todas as espécies;

S – número de espécies da amostra;

X^2 - Qui-quadrado.

RESUMO

Marciano, Fernanda T. (2005). Composição, abundância e aspectos reprodutivos das espécies de peixes do reservatório Álvaro de Souza Lima (Bariri, SP) e sua relação com as características ambientais do sistema. São Carlos 2005. 220f..Tese (doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

A construção dos reservatórios implica em alterações de caráter social, econômico e biológico, que podem interferir de maneira espacial e/ou temporal sobre o ecossistema. Neste contexto, as características das comunidades ícticas têm sido utilizadas para avaliação da degradação ambiental, por serem sensíveis indicadores de estresses diretos ou indiretos de todo ecossistema. Desta forma, com o intuito de analisar a comunidade íctica do reservatório de Bariri segundo a composição, a diversidade, a dominância das espécies e os aspectos reprodutivos das mesmas, fez-se necessário: 1. Calcular o Índice de Diversidade (Shannon), a riqueza e a abundância das trinta e sete espécies de peixes coletadas; 2. Aplicar o Índice Ponderal de Dominância; 3. Determinar a estrutura das populações de peixes em relação à composição em tamanho, sexo e proporção sexual; 4. Determinar a relação peso x comprimento e os fatores de condição das espécies; 5. Estabelecer uma escala de maturação e verificar, através da curva de maturação, o período reprodutivo e o tamanho do menor indivíduo em 1ª maturação para cada espécie dominante; 6. Identificar quais as espécies exóticas presentes neste sistema e se a introdução de *Plagioscion squamosissimus* e *Cichla cf. monoculus*, em especial, exerciam algum impacto sobre a dinâmica populacional das demais espécies e 7. Verificar quais os fatores ambientais que propiciaram o sucesso reprodutivo das espécies dominantes e de *Plagioscion squamosissimus* e *Cichla cf. monoculus*. Assim sendo, concluiu-se que a diversidade ictiofaunística revelou homogeneidade entre as quatro épocas de coleta e que as espécies parecem sofrer influência direta de algumas variáveis limnológicas. Verificou-se ainda, que a ictiofauna é composta por seis espécies dominantes, as quais foram classificadas em três estádios de maturação gonadal, possibilitando verificar que o crescimento era do tipo isométrico para todas as espécies dominantes, sem dimorfismo sexual. Até o presente momento não se pode considerar que, para este reservatório, a introdução das espécies *Plagioscion squamosissimus* e *Cichla cf. monoculus* tenham causado efeito aparente sobre as espécies nativas, diminuindo o tamanho da população destas ou ainda alterando a estrutura etária das demais espécies.

Palavras- chaves: ictiologia, reprodução, espécies exóticas, reservatórios e rio Tietê.

ABSTRACT

Marciano, Fernanda T. (2005). Composition, abundance and reproductive aspects of fishes from Álvaro de Souza Lima reservoir (Bariri, SP) and relationships with environmental factors of the system. São Carlos 2005. 220f. Thesis (doctorate) – Engineering School, University of São Paulo.

The construction of reservoirs cause changes of social, economic and biological alterations, that can interfere spatially and/or temporally upon the ecosystem. In this context, the characteristics of fish communities have been used in order to evaluate environmental degradation, because they are good indicators of direct and indirect stresses in the whole ecosystem. Therefore, aiming to analyze the fish community of Bariri reservoir regarding the species composition, diversity and dominance of species and also their reproductive aspects, it was necessary: 1. Calculate the Diversity Index (Shannon), the species richness and the abundance of the 37 species collected; 2. Apply the Ponderal Dominance Index; 3. To determine fish population structure regarding size structure, sex and sex ratio; 4. To determine length-weight relationships and their condition factor; 5. Establish a scale of maturation and to verify using the maturation curve, the reproductive period and the minimum individual size in the first reproduction, for each dominant species; 6. Identify which are the exotic species present in the system and to verify if the introduction of *Plagioscion squamosissimus* and *Cichla cf. monoculus*, especially had some impact on the population dynamics of other species, and 7. Verify which environmental factors have determined the reproductive success of the dominant species and *Plagioscion squamosissimus* and *Cichla cf. monoculus*. It was concluded that fish diversity was homogeneous among the four sampling periods and that the species seem to suffer the direct influence of some limnological variables. It was also verified that the fish community was composed by six dominant species, which were classified in three gonad maturation stages, allowing to verify that growth was isometric for all the dominant species, without sexual dimorphism. Up to now, for this reservoir, it was not possible to consider that the introduction of the species *Plagioscion squamosissimus* and *Cichla cf. monoculus* had an apparent effect on the native species of fish, decreasing their population size or changing the age structure of the other species.

Key Words : ichthyology, fish reproduction, exotic species, reservoirs and Tietê River.

APRESENTAÇÃO

A construção de reservatórios, para diversos fins, é uma das mais antigas e importantes intervenções humanas nos sistemas naturais, propiciando alterações significativas nos padrões de funcionamento dos ecossistemas aquáticos, que sofrem os efeitos de forças naturais e antropogênicas, em escalas sazonal e temporal diferenciadas. Mediante o incremento de novos empreendimentos hidroelétricos, as inovações metodológicas, a abordagem científica e a própria engenharia têm permitido que muitos desses ecossistemas artificiais estejam em pleno funcionamento, produzindo inúmeros benefícios locais e regionais (TUNDISI, 1999). Em contrapartida, sabe-se que a construção dos reservatórios traz uma série de alterações ao recurso hídrico, bem como às comunidades nele presente.

Os estudos sobre as comunidades de peixes têm aumentado desde a década de 80, em grande parte pelo interesse em avaliar os impactos causados pelos reservatórios e pelo aumento populacional que afetam a qualidade ambiental (LIMA *et al.*, 1995). Afinal, o comportamento biológico dos organismos depende das relações que são estabelecidas com o meio que os cercam, determinando o sucesso ou insucesso reprodutivo das espécies. Além de caracterizar o Reservatório de Bariri, que possui escassez de informações quando comparado aos demais reservatórios do sistema Tietê, esta Tese visa atender o projeto “PROBIO II - Monitoramento e desenvolvimento de tecnologias para o manejo de espécies exóticas em águas doces” (PROBIO/MMA, com ênfase nas espécies *Plagioscion squamosissimus* (corvina) e *Cichla cf. monoculus* (tucunaré)).

Com o intuito de facilitar a apresentação das informações obtidas, bem como da análise e da discussão mais ampla dos resultados, optou-se em apresentar a tese em três capítulos. No Capítulo I caracterizou-se o reservatório de Bariri, incluindo as variáveis limnológicas e a comunidade biótica. No Capítulo II foram analisadas as estruturas populacionais das seis espécies de peixes de maior dominância do reservatório de Bariri, calculadas por meio do Índice Ponderal de Dominância (BEAUMORD, 1991), coletadas nos meses de fevereiro e junho de 2003, e no Capítulo III focalizou-se as espécies *Plagioscion squamosissimus* (corvina) e *Cichla cf. monoculus* (tucunaré), as quais foram introduzidas nos reservatórios do rio Tietê.

CAPÍTULO I

Caracterização limnológica e a comunidade íctica
do reservatório Álvaro de Souza Lima (Bariri, SP)

Capítulo I – Caracterização limnológica e a comunidade íctica do reservatório Álvaro de Souza Lima (Bariri, SP)

1. Introdução

Segundo BRANCO & ROCHA (1977), a construção de reservatórios traz uma série de alterações de caráter hidrológico ao recurso hídrico, com repercussões climáticas e ecológicas que, de modo geral, afetam profundamente a flora e a fauna aquática e terrestre. Grandes variações de descarga podem, por exemplo, refletir na composição das assembléias de peixes (SCHLOSSER¹, 1985 *apud* MATTHEWS, 1998). Além disso, os crescimentos populacionais e industriais, favorecidos pelo melhor suprimento de energia e de água na região, levam à produção de maiores volumes de esgotos domésticos e resíduos poluidores em geral, os quais são portadores de altas cargas de nutrientes orgânicos e minerais e, eventualmente, de substâncias tóxicas, que devem, conseqüentemente, ser afastados das comunidades. O veículo natural de escoamento dessas impurezas será a própria água dos rios e reservatórios, a qual forçosamente terá suas características ecológicas modificadas.

MARGALEF (1983) e STRAŠKRABA & TUNDISI (1999) citam também como principais impactos da construção de reservatórios o aumento da transpiração e/ou evapotranspiração, ocasionando alterações climáticas locais ou regionais, a probabilidade de ocorrência de deslizamento de terras, o tremor de terras em virtude do peso das águas represadas e/ou da barragem, a elevação do lençol freático, a poluição orgânica, o aumento da contaminação e da toxicidade no sistema, a eutrofização acelerada, a alteração da biodiversidade, a geração de efeitos negativos à saúde humana, resultantes da deterioração da qualidade da água, o desmatamento e a redução da cobertura vegetal, que de maneira conjunta interferem na distribuição das espécies de peixes.

Segundo BIANCHINI (1999), os barramentos dos cursos d'água para as formações dos reservatórios determinam transformações de sistemas hídricos lóticos em lênticos, promovendo modificações significativas nas velocidades de corrente, características dos ambientes lacustres. Os contornos irregulares dos reservatórios permitem a formação de regiões de remanso, nas quais a velocidade

¹ Schlosser, I.J. 1985. Flow regime, juvenile abundance and the assemblage structure of stream fishes **Ecology**, 66, 1484-1490.

de circulação, as profundidades médias e as variáveis físicas, químicas e biológicas geralmente diferem dos corpos centrais. É comum observar nas regiões de remanso o desenvolvimento acentuado de comunidades de fitoplâncton e de macrófitas aquáticas. Neste contexto, estudos sobre a sucessão espacial e temporal das comunidades biológicas e sua relação com os processos hidrodinâmicos que operam dentro dos reservatórios são fundamentais para o acompanhamento do estágio de evolução desses ecossistemas (TUNDISI, 1988).

Em se tratando especificamente da comunidade íctica e dos impactos produzidos pela construção de reservatórios, estes devem ser analisados nas dimensões espaciais e temporais. Dentre as espaciais pode-se verificar os efeitos das alterações do fluxo e da qualidade da água vertida (efeitos a jusante), os originados das alterações das características físicas, químicas e biológicas da água, no trecho inundado da bacia hidrográfica (efeitos no corpo do reservatório), e os resultantes do confinamento seletivo de algumas espécies à parte de sua área original de distribuição e da propagação de outras a partir do ambiente represado (efeitos a montante). Há também efeitos decorrentes dos reservatórios em cascata, onde a poluição orgânica enriquecida de nutrientes aumenta a produção primária e o incremento na pesca, pois, em função dessa produção, a diversidade e a densidade do estoque pesqueiro aumentam cascata abaixo (PETRERE Jr., 1996). Porém, algumas exceções devem ser consideradas como é o caso do sistema em cascata do rio Tietê, onde a produção primária e a densidade do estoque pesqueiro são maiores no reservatório de Barra Bonita (o primeiro da cascata).

Em relação à dimensão temporal, o impacto pode ser avaliado como de natureza aguda, quando o limiar de tolerância de determinadas espécies é excedido levando a grandes mortandades ou fugas maciças. LEITE² (1993) *apud* PETRERE Jr. (1996) analisou os resultados de pescas experimentais de 1980 a 1987, quando, em 100 amostras, comparou 92248 indivíduos de 223 espécies de peixes, dentre as quais apenas 141 eram comuns antes e depois do represamento, 50 espécies ocorreram somente antes do represamento e 32, apenas depois. Outro impacto é o de natureza crônica, que surge em decorrência de interações de processos biológicos, físicos e químicos que ocorrem de maneira gradual. Esse grupo de

² Leite, R.A.N. 1993. Efeitos da Usina Hidroelétrica de Tucuruí sobre a composição da ictiofauna das pescarias experimentais de Malhadeiras realizadas no Baixo Rio Tocantins (Pará). Msc. Tese. INPA/FUA, Manaus.

impactos é mais complexo, pois exige monitoramento para a detecção de sua magnitude além das características do reservatório, das suas comunidades bióticas, da ação antrópica e do nível de conservação na bacia hidrográfica a montante da barragem (AGOSTINHO *et al.*, 1992). Em relação aos impactos da construção sobre os elementos biológicos do ecossistema, segundo KOZMA & NETO (1984), encontram-se alterações na fauna terrestre e em sua composição, alteração na avifauna, aumento da população de insetos e deslocamento de animais. Em relação à fauna aquática, sabe-se a construção não permite a passagem dos peixes jovens migradores, quebra a conectividade rio acima e rio abaixo, impede o movimento natural dos rios e de suas espécies de peixes (ALLAN, 1995), provoca a mortandade de peixes, reduz a oferta de alimentos e altera a desova das espécies de piracema.

O sistema de reservatórios construídos em cascata no rio Tietê possui seis reservatórios que tiveram suas construções iniciadas em meados da década de 50. Porém, atualmente, o mais estudado é o de Barra Bonita, que tem pesquisas envolvendo qualidade da água, fitoplâncton, zooplâncton, peixes, macrófitas, bentos, entre outros, em diferentes escalas temporais e espaciais (ESPÍNDOLA, 1994, 2001). Nos demais reservatórios, os estudos ainda são poucos quando comparados aos desenvolvidos em Barra Bonita, embora, a partir de 1998, novos estudos tenham sido conduzidos de maneira a sanar essa carência. Alguns dos projetos que abrangeram os demais reservatórios da cascata foram o “PRONEX/CNPq – A biodiversidade de ecossistemas de água doce naturais e artificiais, bases para o desenvolvimento sustentável” (nº convênio 66115/96-6) e “PROBIO/MMA – Fragmentação natural e artificial de rios: comparação entre os lagos do médio rio Doce (MG) e os reservatórios do médio e baixo Tietê (SP)”. Atualmente, encontra-se em desenvolvimento o projeto “PROBIO II - Monitoramento e desenvolvimento de tecnologias para o manejo de espécies exóticas em águas doces” (PROBIO/MMA), com ênfase nas espécies *Plagioscion squamosissimus* (corvina) e *Cichla cf. monoculus* (tucunaré), o qual possibilita a compilação de dados nos reservatórios menos estudados nesse sistema, como é o caso do reservatório de Bariri.

2. Objetivos

Este capítulo teve por objetivo caracterizar liminologicamente o reservatório de Bariri e analisar a comunidade íctica segundo a diversidade das espécies, em cada época de coleta. Para tanto, fez-se necessário: 1. Avaliar as características físicas e químicas da água; 2. Calcular a diversidade (Shannon), a riqueza e a abundância das espécies de peixes em ciclo sazonal (fevereiro, junho, setembro e novembro de 2003).

3. Caracterização da área de estudo

O Reservatório Álvaro de Souza Lima (Bariri) é o menor dos seis reservatórios (62,5 km) que pertencem ao complexo sistema em cascata do trecho médio do rio Tietê (Figura 1), localizado na região Centro-Oeste do Estado de São Paulo. O reservatório de Bariri foi construído em 1965 e está localizado a jusante da Usina de Barra Bonita e a montante da barragem de Ibitinga. Tem como principais afluentes os rios Lençóis, Jaú, Bauru e Ribeirão Grande e encontra-se entre os municípios de Bariri e Boracéia (22°06' S e 48°45' W), a uma altitude de 420 metros. Esses dois municípios somam hoje uma população de 33995 habitantes (IBGE, 2005).

De acordo com TUNDISI *et al.* (1991), esse reservatório tem importante significado ecológico, econômico e social, por estar entre um importante sistema de agricultura e industrial. Os parâmetros morfométricos e hidráulicos da bacia hidrográfica em estudo e do reservatório de Bariri são apresentados na Tabela 1.

Figura 1: Localização da área de estudo no sistema de reservatórios em cascata do rio Tietê

Tabela 1: Parâmetros morfométricos e hidráulicos da bacia hidrográfica em estudo e do reservatório de Bariri.

Área da bacia hidrográfica (km ²)	3.522
Comprimento total dos canais (km)	3.051
Número de canais	1.825
Índice de densidade hidrográfica (cursos/km ²)	0,51
Densidade de drenagem (km/km ²)	0,86
Índice de forma da bacia	1,46
Extensão do canal principal (km) de barragem a barragem	64
Gradiente do canal principal (%)	0,0031
Índice de margem do reservatório	6,89
Perímetro do reservatório (km)	193
Área do reservatório (km ²)	62,5
Volume total do reservatório (km ³)	0,544
Profundidade média (m)	8,70
Vazão média anual (m ³ /s)	387
Tempo de residência (TR) média anual (dias) em 1990	17,2
Tempo de residência média anual (dias) em 1998	13,2

Fonte: GANDOLFI (1968)³ *apud* SANDES (1990); FUJISAKI (2001).

3.1. Geologia

O reservatório de Bariri situa-se no início do Planalto Ocidental, é ladeado ao norte e ao sul pelas cuestas basálticas, limitando-se a leste diretamente com a depressão periférica. Insere-se na cobertura da plataforma representada pela seqüência sedimentar vulcânica da bacia do Paraná.

A bacia hidrográfica à qual pertence este reservatório localiza-se em uma área formada principalmente por rochas básicas da formação Serra Geral, cobertas por sedimentos do grupo Bauru, além de sedimentos aluvionares de idade neoceno-zóica. As rochas mais antigas que afloram na região correspondem aos basaltos da Formação Serra Geral, parte superior do grupo São Bento, da idade triássica. Essa formação aflora em aproximadamente 50% da área, concentrando-se a leste do reservatório (FUJISAKI, 2001).

³ Gandolfi, N. Bacia do Mogi-Guaçu: morfometria da drenagem, sedimentologia e investigações físico-químicas. Tese de Doutorado, 1968.

3.2. Clima

O clima predominante na região é do tipo CWA (clima mesotérmico com inverno seco e verão quente e úmido). A precipitação anual é, em média, de 1100 mm, com temperaturas médias anuais de 21°C (FUJISAKI, 2001).

3.3. Uso, ocupação do solo

A cobertura vegetal é composta de cerrados, cerradões, várzeas, capoeiras e matas, e os solos são destinados às atividades urbanas, industriais e agropecuárias (PEREIRA, 2003). De acordo com dados coletados pelo CONSELHO ESTADUAL DE RECURSOS HÍDRICOS (1990), a região possui como principais atividades agrícolas o cultivo da cana-de-açúcar e de citros e a pecuária, além das indústrias sucroalcooleiras, sucocítricas, alimentícias e mecânica (IBGE, 2005).

Na Figura 2 podem ser observados a extensão dos plantios de cana-de-açúcar, as áreas urbanas, os solos expostos e as áreas pós-queimadas, demonstrando um tipo de manejo ainda inadequado.

3.4. Qualidade da água

A água chega ao reservatório de Bariri principalmente pela vazão turbinada da barragem de Barra Bonita, que nos períodos quentes exporta água com baixas concentrações de oxigênio dissolvido e elevados valores de material orgânico, influenciando no estado trófico do reservatório a jusante (CESP, 1998). O índice de qualidade de água (IQA) medido nos dois pontos dos rios Tietê, tanto a jusante do reservatório de Barra Bonita como a de Bariri, registra água de boa qualidade (CETESB, 1999), embora no relatório de 1998 tenham sido registradas pequenas irregularidades nos padrões de OD, DBO, PT, cádmio, fenóis, alumínio e manganês. De acordo com os índices de clorofila *a* e de fósforo total os afluentes do rio Tietê no reservatório de Bariri são caracterizados como mesotróficos.

O rio Tietê e alguns rios que chegam ao reservatório de Bariri, como os rios Bauru e Jaú, estão enquadrados como Classe 2, 3 ou 4, conforme apresentado na Tabela 2. Deve-se mencionar ainda que os rios Bauru e Jaú percorrem centros urbanos de pequenos e médios portes, cujos efluentes industriais e domiciliares são lançados no corpo hídrico (ESPÍNDOLA, com. pess.).

Tabela 2: Classificação das águas dos rios, segundo a resolução 20/86 CONAMA.

Rio Tietê (jusante do reservatório de Barra Bonita)	Classe 2
Rio Tietê (jusante do reservatório de Bariri)	Classe 2
Rio Lençóis	Classe 3
Rio Bauru (até a confluência com o Ribeirão Grande)	Classe 4
Rio Bauru (da confluência com o Ribeirão Grande até a foz)	Classe 3
Rio Jaú (da confluência com o Córrego do Pires até a confluência com o Ribeirão Pouso Alegre)	Classe 4
Rio Jaú (da confluência com o Ribeirão Pouso Alegre até a foz)	Classe 3

3.5. Estudos prévios desenvolvidos no reservatório de Bariri

Várias dissertações e teses foram e estão sendo geradas, envolvendo qualidade de água (PARAGUASSÚ *et al.*, 1988; ESPÍNDOLA *et al.*, 2002), fitoplâncton (LIMA, 2004), zooplâncton (GUNTZEL, 2000; PEREIRA, 2003), macrófitas (TAVARES, 2003), aves (BRANCO, 2003), bentos (PAMPLIM, 2004; RODRIGUES, 2004), peixes (PEREIRA, 2001; STEFANI, 2001; SMITH, 2004) e estudos ecotoxicológicos (FRACÁCIO, 2001; RODGHER, 2001; ALMEIDA, 2002; PASCHOAL, 2002).

Em relação ao reservatório de Bariri, PARAGUASSÚ *et al.* (1988) apresentaram uma correlação entre a vida útil do reservatório de Bariri e a taxa de sedimentação, a mudança do regime de vazão, o tempo de retenção e o uso da bacia hidrográfica. Os autores concluíram que há acúmulo de sedimento no reservatório, proveniente das atividades agrícolas e do intenso uso do solo advindo do aumento da cultura mecanizada de cana-de-açúcar e também da idade dos reservatórios, sendo que os últimos da cascata, os reservatórios de construções mais recentes, têm menor acúmulo de sedimento (FRACÁCIO, 2001). O mesmo autor concluiu que a composição granulométrica diferenciada nos reservatórios em cascata do sistema Tietê interferiu, provavelmente, na retenção de poluentes e na toxicidade dos mesmos. No início do sistema, a argila e o silte apresentaram maior capacidade de reter poluentes, o que foi relacionado com as maiores porcentagens de mortalidade nos bioensaios de toxicidade crônica.

Figura 2– Localização das estações de coleta no reservatório de Bariri e usos e ocupação da área de entorno (Adaptado de EMBRAPA, 2002).

RODGER (2001), ao realizar bioensaios de toxicidade aguda com *Daphnia similis* em amostras de água do reservatório de Bariri, verificou toxicidade em duas estações de coleta (Bariri montante e jusante) e em dois períodos do ano (outubro de 1999 e fevereiro de 2000). Em relação aos testes realizados com o sedimento, estes não revelaram toxicidade efetivamente, porém, indícios de toxicidade foram registrados em outubro de 1999. Quanto aos bioensaios de toxicidade crônica com *Ceriodaphnia dubia* em amostras de água, o autor também verificou efeito tóxico em duas estações de coleta (a montante – 50% e a jusante – 60%), em outubro de 1999. Além destas, as análises feitas com o sedimento também apresentaram toxicidade nas estações Bariri a montante e a jusante em duas épocas do ano (outubro de 1999 e fevereiro de 2000). De maneira geral, não se observou um gradiente decrescente de toxicidade aguda ao longo da cascata dos reservatórios do rio Tietê, porém, para as análises de toxicidade crônica com *Ceriodaphnia dubia* esse padrão pode ser verificado tanto no compartimento água como sedimento.

ESTEVES *et al.* (1981), analisando os teores de metais biodisponíveis no sedimento de quatro reservatórios do sistema Tietê, verificaram valores elevados de cádmio e chumbo nos reservatórios de Barra Bonita e Bariri. Complementando esse estudo, RODGER (2001) verificou que, com exceção do cobre e do ferro, todos os demais metais biodisponíveis analisados estavam acima dos valores detectados por ESTEVES *et al.* (1981), o que evidenciou um processo de deterioração desses reservatórios ao longo do tempo.

Em relação ao fitoplâncton, GUNTZEL (2000), ao comparar os anos de 1979 e 1998, verificou o aumento da eutrofização nos reservatórios do rio Tietê, o que resultou no aumento da concentração da biomassa algal, principalmente nos primeiros reservatórios do sistema, além de mudanças na composição do fitoplâncton. FUJISAKI (2001), por sua vez, encontrou 84 táxons em 1998, dos quais Cryptoficeae e Cyanophyceae foram os mais abundantes. Quanto à composição do zooplâncton, especificamente Cladocera e Copepoda, GUNTZEL (2000) verificou em 1998 maior homogeneidade na composição das espécies desses grupos quando comparados ao ano de 1979, porém, observou heterogeneidade ambiental para os reservatórios de Barra Bonita, Bariri e Ibatinga.

Sobre as macrófitas, estudos realizados por TAVARES (2003), nos seis reservatórios amostrados do sistema Tietê, registraram 48 espécies de macrófitas distribuídas em 26 gêneros e 22 famílias (32 emersas, 4 submersas, 11 flutuantes –

enraizadas ou livres). Destas, 19 espécies tiveram sua ocorrência registrada no reservatório de Bariri, um dos locais que apresentou menor riqueza de espécie. As espécies predominantes em Bariri, *Eichhornia crassipes* e *Enydra* sp especialmente, são indicadoras de ambientes eutrofizados, desenvolvendo-se melhor em ambientes enriquecidos por esgoto ou esterco (POTT & POTT, 2000⁴, *apud* TAVARES, 2003). Estas espécies foram registradas como dominantes em todos os reservatórios que se encontravam em áreas urbanas e agrícolas, recebendo efluentes de esgotos (domésticos e industriais) e com altos valores de índice de estado trófico (IET), desempenhando, portanto, o papel de espécies bioindicadoras (TAVARES, 2003).

Em relação à avifauna, ao considerar todo o sistema em cascata do rio Tietê, foram avistados 1807 indivíduos no mês de julho de 2001, 2249 em novembro de 2001 e 2220 em agosto de 2002, dentre os quais, em Bariri, havia 256 (18 espécies), 399 (20 espécies) e 380 (14 espécies), respectivamente (BRANCO, 2003). Segundo esse autor, nesse reservatório foram registrados os maiores valores do índice de Margalef nos dois primeiros períodos (julho/2001 e novembro/2001) em relação aos demais reservatórios. O maior valor do índice de Menhinick foi registrado em Bariri, no mês de julho de 2001. Normalmente, a composição da fauna de aves está relacionada ao potencial pesqueiro dos reservatórios, pois onde o potencial pesqueiro é alto, existe predominância de aves piscívoras e patos filtradores (BRANCO, 2003), fato nem sempre observado no reservatório de Barra Bonita.

Em relação à comunidade íctica, PEREIRA (2001) avaliou a dieta alimentar das espécies presentes no reservatório de Bariri e no rio Jaú em duas épocas do ano. No total foram analisadas 9 espécies, sendo a maioria delas de hábitos especialistas, com exceção apenas de *Rhamdia* sp e *Plagioscion squamosissimus* que, na época chuvosa, se apresentaram generalistas. Para as mesmas estações de coleta, STEFANI (2001), com o estudo ecomorfológico das espécies de peixes, observou que no reservatório de Bariri existem espécies com o corpo comprimido lateralmente, que ocupam locais com baixa velocidade de corrente, utilizando as nadadeiras peitorais para produzir manobras, sendo representadas pelo tambiú (*Astyanax altiparanae*), lambari-corinthiano (*Moenkhausia intermedia*), pirambeba (*Serrassalmus spilopleura*), piava-do-lago (*Leporinus lacustris*), piapara (*Leporinus*

⁴ Pott, V.J. & Pott, A. Plantas Aquáticas do Pantanal. Centro de Pesquisa Agropecuária do Pantanal (Corumbá-MS). 1ª ed. **Embrapa**, Brasília. 2000. 404p.

obtusidens) e joaninha (*Crenicichla britskii*), além dos peixes com hábitos bentônicos que ficam no fundo, nadam pouco e utilizam suas nadadeiras peitorais como defletoras para se manterem no substrato, grupo esse representado pelos bagres (*Rhamdia* sp) e cascudos (*Hypostomus ancistroides*). No rio Jaú, o qual desemboca no reservatório de Bariri, existem peixes com os corpos altos, comprimidos lateralmente, com pedúnculo caudal comprido e cabeça grande (Corvina - *Plagioscion squamosissimus*, apaiari - *Astronotus ocellatus*, saguirú-branco - *Steindachnerina insculpta* e tilápia - *Tilapia rendalli*), além de espécies com corpo baixo, nadadores lentos com pouca manobrabilidade que, em geral, são habitantes de locais com alta velocidade de corrente (mandi - *Pimelodus maculatus*). O trabalho mais recente gerado nos reservatórios do rio Tietê é o de SMITH (2004), que apresenta um perfil geral do sistema, listando as espécies de peixes nativas, alóctones e exóticas, discutindo as consequências da introdução de espécies neste sistema.

4. Materiais e métodos

4.1. Periodicidade e local de amostragem

As coletas foram realizadas em fevereiro, junho, setembro e novembro de 2003, caracterizando os períodos seco (com menor temperatura) e chuvoso (temperaturas mais elevadas), além dos períodos intermediários entre ambos.

As coletas de amostras de água e as capturas dos exemplares de peixes foram efetuadas em três estações de coleta (Figura 2), que caracterizavam a região litorânea do reservatório, com profundidade máxima de 2,5 metros. As estações foram denominadas de Estação 1 (Início), Estação 2 (Meio) e Estação 3 (Baragem). A profundidade máxima da estação 1, registrada durante o período de desenvolvimento deste trabalho, foi de 2,0 metros, enquanto das estações 2 e 3 as profundidades máximas registradas foram 2,5 metros e 1,0 metro, respectivamente.

4.2. Caracterização limnológica

No presente estudo foram incluídas análises das variáveis físicas e químicas da água, permitindo a caracterização do ambiente e, possivelmente, a compreensão das principais interferências na estrutura da comunidade íctica. As variáveis limnológicas consideradas foram: temperatura da água, oxigênio dissolvido, pH, condutividade elétrica (medidos de meio em meio metro de profundidade, em cada estação de coleta, com multissensor Horiba modelo U-10), nitrogênio orgânico total, fósforo total, nitrito, nitrato, nitrogênio amoniacal, fosfato total dissolvido, fosfato inorgânico, material em suspensão e clorofila.

4.2.1. Nutrientes totais e dissolvidos

Para a análise da concentração de nutrientes dissolvidos, as amostras de água foram coletadas na subsuperfície, com garrafa de Van Dorn, e filtradas em filtros GF/C, Whatman 47 mm, logo após a coleta. Em seguida a água foi armazenada e congelada em garrafas de polietileno, para posterior análise em laboratório, onde tiveram suas leituras realizadas em espectrofotômetro de comprimento de onda específico para cada tipo de determinação. De forma semelhante, para determinação da concentração dos nutrientes totais, as amostras de água não filtradas foram congeladas nas garrafas de polietileno e,

posteriormente, analisadas em laboratório. A Tabela 3 mostra as variáveis e as metodologias que foram adotadas em cada análise química.

Tabela 3: Nutrientes nitrogenados e fosfatados avaliados no presente estudo e seus respectivos métodos.

VARIÁVEL	MÉTODO/AUTOR	LEITURA NO ESPECTROFOTÔMETRO
Nitrito (NO ₂)	Espectrofotometria/ Método de Bendorichneider e Robinson (1952), segundo Golterman (1978)	Cubeta de 5 cm Comprimento de onda de 543 nm
Nitrato (NO ₃)	Espectrofotometria/ Segundo Mackereth <i>et al.</i> (1978)	Cubeta de 1 cm Comprimento de onda de 543 nm
Nitrogênio amoniacal (NH ₄)	Espectrofotometria/ Segundo F. Koroleff (1976)	Cubeta de 1 cm Comprimento de onda de 630 nm
Nitrogênio total	Espectrofotometria/ Valderrama (1981)	Cubeta de 5 cm Comprimento de onda de 882 nm
Fosfato inorgânico	Espectrofotometria/ Strickland & Parsons (1960)	Cubeta de 5 cm Comprimento de onda de 882 nm
Fosfato total	Espectrofotometria/ Valderrama (1981)	Cubeta de 5 cm Comprimento de onda de 882 nm
Fosfato total dissolvido	Espectrofotometria/ Strickland & Parsons (1960)	Cubeta de 5 cm Comprimento de onda de 543 nm

4.2.2. Material em suspensão

As concentrações de material em suspensão orgânico, inorgânico e total foram determinadas pela técnica gravimétrica descrita por TEIXEIRA *et al.* (1965). As amostras do material ficam retidas em filtros GF/C, 47 mm, de peso conhecido (P₀) e, posteriormente, estes filtros são levados à estufa durante 24 horas a 60°C, resfriados e pesados para determinação do segundo peso (P₁), sendo calcinados em mufla durante 1 hora a 480°C e resfriados para determinação do último peso (P₂). As diferenças entre estes pesos forneceram as concentrações de material em suspensão total, inorgânico e orgânico, por meio das equações a seguir:

Material em suspensão total (orgânico + inorgânico) **MST = [(P₁-P₀)*1000]/Va**

Material em suspensão inorgânico **MSI = [(P₂-P₀)*1000]/Va**

Material em suspensão orgânico **MSO = MST-MSI**

Sendo:

P₀ = peso (gr) do filtro calcinado

P_1 = peso (gr) do filtro + amostra após secagem na estufa

P_2 = peso (gr) do filtro + amostra calcinada

V_a = volume filtrado da amostra em litros

4.2.3. Clorofila a e Feofitina

Após as coletas das amostras de água com garrafa de Van Dorn, as mesmas foram filtradas em filtros GF/C, com porosidade de 47 μm , e o volume de água variando de acordo com a quantidade de material em suspensão presente nas amostras. Após a filtração, o filtro foi acondicionado em envelopes de papel, dentro de um frasco escuro com sílica e conservado em baixa temperatura. No momento da extração, os filtros foram colocados em um almofariz para que se fizesse a maceração com algumas gotas de etanol (90%) frio e, em seguida, de 2 a 3 ml de etanol quente, induzindo um choque térmico. Após tal procedimento, o material macerado foi transferido em tubos de centrifuga de 10 ml, onde permaneceram por 24 horas até a extração se completar. Em seguida, o material foi centrifugado durante 10 minutos a 4000 rpm para então, em espectrofotômetro UV-visível a 665 e a 750 nm, procederem às leituras das amostras. Os cálculos de clorofila a e feofitina a foram efetuados segundo as equações de LORENZEN (1967).

$$[\text{Chla}]\mu\text{g/L} = \frac{27,91 (E_b - E_a) \cdot v}{V \cdot 1}$$

$$[\text{Feo}]\mu\text{g/L} = \frac{27,91 [(1,7 \cdot E_a) - E_b] \cdot v}{V \cdot 1}$$

Para:

E_b = absorbância do extrato a 665 nm antes da acidificação menos a absorbância a 750 nm;

E_a = absorbância do extrato a 665 nm depois da acidificação menos a absorbância a 750 nm;

v = volume do solvente usado no extrato (em ml);

V = volume da amostra filtrada (em litros);

1 = percurso óptico da cubeta (em cm);

27,91 = constante utilizada para o etanol 90% (calculada a partir do coeficiente de absorção específica).

4.3. Coleta do material zoológico

Os peixes foram capturados com redes de espera (malhadeiras), colocadas em cada uma das estações de coleta, totalizando três baterias de redes, localizadas na região litorânea da represa. As baterias de rede de espera tinham malhas de 3 a 12 cm entre nós opostos e foram colocadas no período da tarde entre às 16 e às 18 horas, sendo retiradas na manhã seguinte, permanecendo no mínimo 12 horas de espera.

Ainda em campo, foram feitos os registros das espécies coletadas com a sua respectiva abundância, para em seguida fixar cada indivíduo em formol 10%, colocando-os em sacos plásticos contendo as informações sobre a época e o local de coleta. Todo material fixado foi transportado até o laboratório, onde seguiram os procedimentos de biometria (peso corporal, comprimentos padrão e total).

Os exemplares foram identificados em laboratório com auxílio de chaves de identificação (BRITSKI *et al.*, 1984) e, posteriormente, sua classificação foi confirmada por especialistas da UFSCar (Departamento de Ecologia e Biologia Evolutiva) e do Museu de Zoologia da USP.

4.3.1. Análise da comunidade

Os dados bióticos que compreendem informações sobre abundância e número de espécies foram utilizados para calcular o índice de diversidade de Shannon (H'), segundo KREBS (1989) e MAGURRAN (1989), pela equação:

$$H' = - \sum_{i=1}^s p_i \ln p_i$$

Em que,

$p_i = n_i/N$

n_i : valor de importância de cada espécie;

N : total dos valores de importância, n° total de espécies ($\sum n_i$);

S : n° de espécies da amostra

(Logaritmo na base naperiana)

4.4. Análises estatísticas

Os métodos de análise multivariada podem avaliar tanto a estrutura como a função das comunidades bióticas, sendo também úteis para explorar os dados e gerar hipóteses relevantes para testes (RIBEIRO, 1994). Sendo assim, para interpretação e análise dos dados deste capítulo foram realizadas análises exploratórias multivariadas (MANOVA, PCA, Cluster), além de testes de hipótese.

A hipótese testada foi feita para verificar a possível existência de diferença sazonal sobre os resultados limnológicos. Em seguida, realizou-se uma análise de componentes principais (PCA), hierarquizando as variáveis limnológicas em cada época sazonal, e na sequência realizou-se a análise de agrupamento (Cluster) para verificar a semelhança entre as estações de coleta, dentro de cada época sazonal.

5. Resultados e discussão

5.1. Caracterização limnológica da região litorânea do reservatório de Bariri

Os resultados obtidos para pH, temperatura da água, oxigênio dissolvido e condutividade estão apresentados nos Anexos A a E e Figuras 3 a 6.

Os valores de temperatura da água (Anexo A) variaram de 22,1°C a 28,4°C nos meses de fevereiro e novembro, e de 18,8°C a 22,7°C nos meses de junho e setembro, o que confirma as expectativas de maiores médias de temperatura durante o período de maior precipitação (fevereiro e novembro) e as menores no período de seca (junho e setembro). A faixa de variação entre as temperaturas máxima e mínima foi de até 1,8°C nas coletas de fevereiro e novembro e de até 0,9°C nas coletas de junho e setembro. Os menores valores de temperatura foram observados nas estações Início (superior) e Barragem do mês de setembro (18,8°C), enquanto o maior registro foi de 28,4°C em fevereiro. Todas as medições foram realizadas entre 9 e 10 horas da manhã, com exceção das estações Meio e Barragem em fevereiro, as quais foram realizadas ao final da tarde. Esta exceção talvez justifique a ocorrência das maiores variações de temperatura justamente nessas estações de coleta.

Em geral, houve diminuição da temperatura da superfície para o fundo (Figura 3), e as diferenças de temperatura entre as mesmas estiveram entre 0,1 e 1,2°C (Anexo A). Quando analisado o perfil da temperatura na coluna d'água, em fevereiro, observa-se que na estação de coleta Início a temperatura se manteve constante da superfície até meio metro de profundidade. Na estação de coleta Meio, da superfície (28,4°C) até 2 metros de profundidade a temperatura diminuiu em 1,2°C. Na estação de coleta Barragem a temperatura diminuiu em 1,1°C da superfície (28,1°C) até meio metro de profundidade (27°C). De acordo com RIOS (1999), diferenças desta magnitude podem ser atribuídas ao horário da medição, bem como às características físicas do reservatório (diferenças de profundidade entre as estações) e também pela distância das estações em relação aos tributários que chegam ao reservatório, responsáveis por promoverem a circulação mais rápida das camadas de água. No reservatório de Bariri, dois importantes tributários localizam-se próximos às estações de coleta Meio e Barragem, que são os rios Bauru e Jaú, respectivamente.

Em junho, a temperatura da superfície, a 1,5 metro de profundidade, variou em 0,3°C (de 22,4 a 21°C) nas estações de coleta Início e Meio. Na Barragem, por sua vez, a diminuição foi de 0,2°C da superfície até 1 metro de profundidade. Nos meses de setembro e novembro, a temperatura manteve-se constante na estação de coleta Início, porém, a de setembro (18,8°C) foi menor que a de novembro (22,7°C). Na estação de coleta Meio, em setembro, a temperatura na superfície estava 0,1°C menor que os registros feitos de 0,5 a 1,5 metro de profundidade (19°C). Porém, a 2,5 metros de profundidade, a diferença de temperatura para a superfície (18,9°C) foi de 0,1°C para baixo. Este mesmo perfil pode ser observado na estação de coleta Barragem, durante o mês de novembro. Em setembro, na estação de coleta Barragem, da superfície (19,6°C) até 1 metro de profundidade a temperatura diminuiu 0,4°C. Embora os dados registrados tenham apresentado algumas variações de temperatura entre a superfície e o fundo, o sistema em cascata do rio Tietê é formado, em geral, por reservatórios de caráter polimítico e pouco profundos, o que não favorece o aparecimento de estratificações térmicas mais prolongadas (FUJISAKI, 2001).

Quanto aos valores de temperatura do ar (Tabela 4), verificou-se que entre os meses de seca as temperaturas variaram em média de 8,8 a 36,8°C e nos meses de fevereiro e novembro, de 11,7 a 36,4°C. Esses valores auxiliaram na análise integrada da temperatura da água, do oxigênio dissolvido e do pH.

Além da temperatura do ar, a radiação solar, a umidade relativa e a velocidade do vento são algumas das variáveis que influenciam na temperatura da água (STEFAN & PREUD'HOMME, 1993). Uma das variáveis limnológicas que apresentou relação direta e de ordem inversa com a temperatura da água foi o oxigênio dissolvido (OD). Pôde-se observar que nas maiores faixas de temperatura da água (Anexo A) foram também registrados, para o mesmo período, os menores valores de OD (Anexo B), comportamento esperado, visto que a solubilidade do oxigênio na água depende da temperatura e da pressão, em que quanto maior a temperatura, menor a solubilidade do oxigênio (WETZEL, 1983; ESTEVES, 1998).

Os valores obtidos de OD variaram de 3,23 a 7,96 mg/L em fevereiro e junho e nos meses de setembro e novembro variaram entre 6,3 e 10,13 mg/L, evidenciando os menores valores durante o verão.

As estações de coleta que apresentaram os maiores valores de OD nos meses de fevereiro e de novembro foram as estações Meio (6,40 mg/L) e Barragem

(7,96 mg/L), respectivamente. Porém, nos meses de junho e setembro, os maiores valores de OD foram 10,13 mg/L e 9,72 mg/L, ambos na estação de coleta Barragem.

Figura 3: Perfis verticais de temperatura da água (°C) nos diferentes meses de coleta, de acordo com a profundidade na coluna d'água.

Tabela 4: Valores de temperatura do ar (°C) nos meses de coleta.

Mês	Máxima	Mínima	Média	Média mensal	Média mensal
				máxima	mínima
Fevereiro	35,3	18,5	26,9	32,43	20,23
Junho	29,9	10,7	20,3	28,05	13,79
Setembro	36,8	8,8	22,8	30,06	13,88
Novembro	36,4	11,7	24,0	30,23	17,32

Nas estações de coleta Meio (fevereiro), Início-Meio-Barragem (junho), Meio-Barragem (setembro) e Barragem (novembro), a concentração de oxigênio dissolvido (OD) diminuiu da superfície até 2,5 metros de profundidade (Figura 4), embora em nenhuma estação ou mês de coleta verificou-se a ocorrência de anoxia, ou valores de OD abaixo de 3,23 mg/L. Em fevereiro, nas estações Início e

Barragem, a concentração de oxigênio dissolvido aumentou em 0,35 e 0,67 mg/L, respectivamente, da superfície até 0,5 metro de profundidade. Na estação de coleta Início, no mês de setembro, a concentração de OD aumentou em 0,24 mg/L até 1 metro de profundidade. Em novembro, da superfície (0 metro) ao fundo (2 metros), na estação Início, a concentração de OD diminuiu em 0,01 mg/L nos primeiros 0,5 m, porém, voltou a aumentar (com 1 metro) até atingir 7,01 mg/L no fundo (2 metros), sendo maior que a da superfície (6,76 mg/L). Na estação Meio, a variação da superfície (7,17 mg/L) ao fundo (7,24 mg/L) foi menor que em todas as demais estações observadas (0,07 mg/L).

De acordo com TUNDISI (1988), quando a coluna d'água apresenta-se estratificada, as concentrações de OD no fundo tendem a ser menores que os valores na superfície. Porém, para esse conjunto de dados, esse comportamento não pode ser observado em algumas estações de coleta (Início e Barragem em fevereiro; estação Início em setembro e estações Início e Meio em novembro), provavelmente pela pouca profundidade da coluna d'água, pois, segundo HENRY & NOGUEIRA (1999), o déficit de OD no hipolimnio é observado principalmente em locais mais profundos, onde as diferenças entre as concentrações na superfície e no fundo chegam a 5 mg/L. Para estas coletas, a maior diferença encontrada entre superfície e fundo foi de 3,15 mg/L (estação Meio, em fevereiro). Porém, foi verificada a presença de perfis ortogradados que podem representar a influência direta dos tributários localizados na área de estudo, o que corrobora com os resultados analisados por PEREIRA (2003).

Avaliando os valores registrados de OD no eixo longitudinal (estações Início, Meio e Barragem), foi possível observar que, exceto em fevereiro, todos os maiores valores de OD foram registrados na estação Barragem, que teve suas medições realizadas até 1 metro de profundidade.

Os valores de condutividade elétrica nas coletas de fevereiro e novembro (175 a 291 $\mu\text{S/cm}$) foram, em geral, menores que os registrados nos meses de junho e setembro (263 a 334 $\mu\text{S/cm}$). Com exceção dos valores registrados em fevereiro, todos os outros foram maiores que o máximo valor (219 $\mu\text{S/cm}$) registrado por FRACACIO (2001), em que o reservatório já era considerado como eutrófico. Dentro de cada período de coleta, o valor da condutividade decresce da estação Início para a Barragem, apresentando um gradiente horizontal montante–jusante, o que não

ocorreu em fevereiro, uma vez que o maior valor de condutividade ocorreu na estação Meio (Anexo C).

Figura 4: Perfis verticais de oxigênio dissolvido (OD) nas diferentes épocas de coleta, de acordo com a profundidade na coluna d'água.

Comparando os valores entre os meses de maior e menor precipitação, foi possível estabelecer uma relação direta entre a condutividade e os índices pluviométricos (Tabela 5) ocorridos durante o período de coleta, principalmente em fevereiro, registrando-se neste mês, nas datas de coleta, valores de precipitação diária de 3,9 a 11 mm (Anexo D), o que, conseqüentemente, promoveu o efeito diluidor das chuvas sobre os valores de condutividade, que tenderam a diminuir. De acordo com HENRY *et al.* (1999), esses efeitos também foram observados em outros trabalhos. Para o reservatório de Bariri, esse padrão sazonal da condutividade já havia sido constatado por RODGHER (2001), FRACÁCIO (2001) e PEREIRA (2003).

Dentro de cada período de coleta (Figura 5) verificou-se que o perfil de condutividade na coluna d'água foi praticamente estável em todas as estações, com exceção das estações Meio e Barragem em fevereiro e setembro, que oscilaram em 2 $\mu\text{S}/\text{cm}$ da superfície para o fundo. Foi possível verificar também que, com exceção

do mês de setembro, as demais coletas apresentaram os maiores valores de condutividade na camada mais profunda da coluna d'água, o que pode indicar liberação de materiais que desprendem do sedimento e retornam para a coluna d'água (ESPÍNDOLA *et al.*, 2004). Salienta-se que, na maioria das vezes, a condutividade elétrica indica presença de substâncias minerais, sendo diretamente proporcional à concentração dos cátions e ânions (MAIER *et al.*, 1986).

Uma vez que a condutividade elétrica é uma das variáveis limnológicas capazes de fornecer dados sobre o metabolismo do sistema aquático e sobre os fenômenos que ocorrem na bacia de drenagem (ESTEVES, 1998), vale ressaltar que em trabalhos realizados nos últimos dez anos os valores de condutividade registrados encontravam-se entre 162 e 167 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (TUNDISI *et al.*, 1991) e em 2001 obteve-se o valor máximo de 219 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (FRACACIO, 2001). Em 2003 essa variação foi de 175 a 334 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (mínimo e máximo, respectivamente), o que indica aumento das fontes poluidoras que chegam ao sistema.

Outras variáveis que interferem na dinâmica do sistema são a vazão e o tempo de residência da água (Tabela 5). Esta última, especialmente, exerce efeito sobre o padrão de circulação da água e a distribuição das comunidades biológicas nos reservatórios (ESPÍNDOLA, 2001). A variação da vazão (sazonal e espacial) e do tempo de residência da água nos reservatórios depende diretamente do sistema operacional da barragem e da necessidade de geração de energia, que estão normalmente relacionados com o nível da água dos tributários. PEREIRA (2003), que comparou o reservatório de Bariri com os demais reservatórios da cascata, verificou que o tempo de residência da água foi significativamente diferente entre os reservatórios, principalmente em função do volume e da vazão. FUJISAKI (2001) verificou que os maiores valores de vazão registrados durante seu trabalho ocorreram no mês de fevereiro. Este fato sugere que o reservatório de Bariri recebeu as maiores concentrações de nutrientes e de clorofila neste mesmo período, advindos do reservatório de Barra Bonita. De forma contrária, no período seco, o tempo de residência da água foi maior nos dois reservatórios, provocando, conseqüentemente, uma redução na entrada de nutrientes no reservatório de Bariri. Porém, para os dados avaliados no ano de 2003, este padrão não pode ser verificado, uma vez que o tempo de residência da água nos meses chuvosos (fevereiro e novembro) foi maior que o dos meses de junho e setembro, o que demonstra a influência direta do manejo da barragem.

Tabela 5: Dados de precipitação (mm), vazão (m³/S) e tempo de residência (dias) da água nos diferentes meses de coleta.

Mês	Pp total mensal (mm)	Pp Média (mm)	Vazão defluente (m ³ /s)	Tempo de residência (dias)
Fevereiro	116,3	4,2	480	35
Junho	11,8	0,4	204	14
Setembro	18,9	0,6	235	17
Novembro	231,2	7,7	467	33

Figura 5: Perfis verticais de condutividade (µS/cm) da água em diferentes meses de coleta, de acordo com a profundidade na coluna d'água.

Outra variável analisada neste estudo foi o pH (Anexo E), o qual nos meses de maior precipitação variou de 6,49 a 9,0 e nos meses de junho e de setembro de 5,87 a 7,77. Os valores de pH obtidos nas diferentes estações de coleta, ao longo da coluna d'água, podem ser observados na Figura 6.

Em fevereiro, nas estações Meio e Barragem, o valor de pH diminuiu da superfície para o fundo. Em junho, nas três estações, os valores de pH aumentaram da superfície para o fundo. De maneira contrária, nos meses de setembro e novembro somente a estação Barragem apresentou essa variação, pois os valores

de pH diminuíram da superfície para o fundo (estações Início e Meio). Nas coletas de fevereiro e junho de 2003 os valores médios de pH foram ligeiramente ácidos (6 a 6,87), enquanto nas demais coletas os valores de pH foram mais básicos. O pH é uma variável, segundo ESTEVES (1998), de alta correlação entre as comunidades vegetais e animais e o meio aquático e, considerando que os maiores valores de pH estão normalmente associados ao florescimento de algas (ESPÍNDOLA *et al.*, 1998; TONISSI, 1999; TEIXEIRA, 2000; LEITE, 2002; PEREIRA, 2003), é possível relacionar os valores de pH registrados no mês de junho com as menores concentrações de clorofila registradas (Figura 12) para a mesma época. Segundo estudos realizados por FUJISAKI (2001) e PEREIRA (2003) neste mesmo reservatório, os valores de pH podem ser diretamente influenciados pelas formas de CO₂ livre e pela alta concentração de carbono inorgânico no sistema, ambos advindos da matéria orgânica das regiões urbanizadas do entorno do reservatório. Desta maneira, torna-se viável inferir também que a ligeira acidificação do pH nas estações anteriormente relacionadas foi ocasionada por decomposição de matéria orgânica.

Figura 6: Perfis verticais de pH nos diferentes meses de coleta, de acordo com a profundidade na coluna d'água.

De acordo com ESTEVES (1998), o padrão de distribuição de oxigênio no ecossistema aquático é, na maioria das vezes, inverso ao do gás carbônico. Tal fato, segundo este autor, torna-se mais evidente em um dia ensolarado, quando ocorre na zona eufótica um intenso consumo de gás carbônico devido à fotossíntese, com alta produção de oxigênio. Em contrapartida, na zona afótica aumenta a produção de gás carbônico e correspondente consumo de oxigênio, em função das atividades microbianas de decomposição de matéria orgânica. Esse fenômeno foi observado por CAMARGO & MIYAI (1988) num lago raso no Pará, onde, a partir de dois metros de profundidade, observaram forte déficit de oxigênio e acentuado aumento de gás carbônico. No reservatório de Bariri, em fevereiro, este fato pôde ser observado porque foram registradas as mais altas temperaturas atmosféricas (Tabela 4) de todo o período de coleta, com a diminuição de até 3,15 mg/L de OD, da superfície até os dois metros de profundidade (Anexo B), e a conseqüente acidificação do meio por liberação de gás carbônico, que reflete em valores de pH na sua maioria menores que 7 (Anexo E).

As concentrações de fósforo total (Figura 7) variaram de 31,4 a 274,14 µg/L no período seco e de 65,01 a 284,89 µg/L no chuvoso (Anexo F). Em relação às variações dentro de cada período de coleta, a estação Meio nos meses de junho e setembro foi a mais representativa quando comparada às estações Início e Barragem. Em fevereiro e novembro, por sua vez, os maiores valores foram obtidos na estação Início. Em geral, as maiores concentrações de fósforo total ocorreram em novembro, o que provavelmente está associado à estiagem próxima à data da coleta (10 dias sem chuva), embora pertencente ao período chuvoso.

Em regiões bem desenvolvidas e povoadas, uma das principais causas das acentuadas variações na qualidade de água é a descarga de efluentes, sejam eles domésticos, industriais ou agrícolas (MAIER *et al.*, 1986), os quais aumentam significativamente a concentração de nutrientes na água. Entretanto, esta água não será necessariamente mais ativa do ponto de vista biológico (OTTAWAY, 1980). No caso dos reservatórios do médio Tietê, toda a sua área de entorno é destinada à agricultura e, em se tratando da prática da agricultura, sabe-se que esta também pode aumentar substancialmente a carga de nutrientes para o reservatório, podendo interferir na qualidade da água a jusante (COOKE & PREPAS, 1998). Embora um dos efeitos a jusante produzido num sistema de reservatórios em cascata seja o decréscimo na concentração de fósforo (STRAŠKRABA, TUNDISI & DUNCAN,

1993), os valores de fósforo total obtidos por FRACACIO *et al.* (2002) no reservatório de Barra Bonita (o primeiro reservatório da cascata) foram de 57,3 a 121,52 $\mu\text{g/L}$ e os de Bariri, um ano depois, já estavam entre 31,4 e 284,89 $\mu\text{g/L}$, considerando todos os períodos de coleta.

Figura 7: Concentração de fósforo total ($\mu\text{g/L}$) nas diferentes estações de coleta durante o período de estudo.

Sobre a hidrologia e a sua relação com a dinâmica dos nutrientes no reservatório, alguns autores mencionam que o tempo de residência da água (Tabela 5) nos sistemas lênticos exerce grande influência sobre a biomassa e a produção do fitoplâncton, a estratificação térmica e o balanço dos materiais do reservatório (KIMMEL *et al.*, 1990; KENNEDY, 1999), além de já observada por STRAŠKRABA *et al.*⁵ (1995, *apud* FUJISAKI, 2001) uma relação direta entre o aumento do tempo de residência e a retenção de fósforo total na água. Esse comportamento pode ser observado quando comparados os tempos de residência da água de junho e setembro (TR - menores) com os meses de fevereiro e novembro (TR - maiores). Ainda sobre este aspecto, STRAŠKRABA (1999) afirma que quanto menor o tempo de residência, maior a influência do fluxo de entrada para a represa, o que se intensifica em sistemas menores, como é o caso do reservatório de Bariri, em relação aos demais reservatórios da cascata.

⁵ Straškraba *et al.* Models of algal blooms. Harmonizing human life with lakes. **6th International conference of the conservation and management lakes**. Kasumigaura 95. International Lake Environment Committee 838-842. 1995.

Comparando as concentrações de fósforo total deste trabalho com os resultados de TUNDISI *et al.* (1991), também realizados nesse reservatório, foi possível verificar que o valor mais alto registrado pelos autores em 1991 foi de 47,15 µg/L, enquanto em 2003 as concentrações variaram de 33,69 a 284,89 µg/L. A este respeito, HOUSE *et al.* (1997) reportam que valores de fósforo de 60-1100 µg/L são esperados em rios que drenam áreas de uso de agricultura intensiva, atividades industriais e grande população humana (LAWLOR *et al.*, 1998). No caso desse reservatório, os altos valores indicam uma sobrecarga de matéria orgânica provavelmente advinda da área de entorno, predominantemente destinada à agricultura e, conseqüentemente, ao uso contínuo de fertilizantes, além dos rios Bauru e Jaú que deságuam no reservatório após terem percorrido centros urbanos de pequeno e médio portes.

Em relação às outras formas de fósforo, verifica-se, na Figura 8, que as concentrações de fosfato total dissolvido e inorgânico foram maiores em novembro e as de fosfato orgânico, em fevereiro (Anexo G). Ainda no mês de fevereiro, as concentrações de fosfato total dissolvido, orgânico e inorgânico apresentaram as maiores concentrações na estação Meio, o que está associado à entrada de nutrientes carregados pelo rio Bauru. Em junho, as maiores concentrações de fosfato total dissolvido e inorgânico ocorreram nas estações Início e Meio, respectivamente. Em setembro, a concentração de fosfato inorgânico foi maior na estação Início, enquanto os maiores valores de fosfato total e orgânico foram obtidos na estação Meio. No mês de novembro, por sua vez, todas as estações apresentaram altos valores de fosfato total dissolvido e de fosfato inorgânico, o que pode ter ocorrido em função da área de entorno ou, ainda, por conseqüência de material particulado de origem industrial, esgotos domésticos e/ou fertilizantes agrícolas e industriais provenientes do reservatório de Barra Bonita. Todos esses fatores são considerados fontes artificiais de fosfato (ESTEVES, 1998).

As menores concentrações de fosfato inorgânico ocorreram no período seco, especialmente no mês de setembro, que também correspondeu ao período de menor concentração de clorofila registrada neste trabalho. Tal fato pode significar que a retirada do fosfato inorgânico do sistema pode ocorrer em função não somente da floração de algas, mas também do material carregado para o corpo d'água através da chuva, sendo este um período de baixa pluviosidade e menor aporte de nutrientes no sistema.

Figura 8: Concentração de fosfato total (■), fosfato orgânico (□) e fosfato inorgânico (■) (µg/L) nas diferentes estações de coleta durante o período de estudo.

O período em que foram obtidos os valores mais elevados de nitrogênio total foi o mês de novembro, seguido por setembro, fevereiro e junho, respectivamente (Figura 9, Anexo H). Em novembro, a concentração de nitrogênio total variou de 3550,15 a 4176,35 µg/L, sendo a estação Início a de maior valor (4176,35 µg/L). Durante o mês de setembro, na estação Meio obteve-se a maior concentração (1798,07 µg/L), similarmente a fevereiro, porém, com a concentração menor (1704,14 µg/L). Em junho, na estação Início, foi obtida a maior concentração (880,93 µg/L). MELLANBY (1982) menciona que se um fertilizante for aplicado em solo saturado e houver uma forte chuva antes do material ser incorporado ao solo, tal adubo pode ser lavado. Além disso, esses resultados reforçam o que foi verificado por ALLAN (1995), que afirma que as concentrações de nutrientes nitrogenados e

fosfatados apresentam relação direta com o uso e a ocupação do solo na bacia hidrográfica.

Figura 9: Concentração de Nitrogênio total (µg/L) nas diferentes estações de coleta durante o período de estudo.

Em se tratando das formas dissolvidas de nitrogênio (Anexo I), a maior fração em todas as coletas ocorreu na forma de nitrato, uma vez que o ambiente, sendo oxigenado, favorece as baixas concentrações de nitrito (ESTEVES, 1998), em que quanto maiores as demandas de oxigênio, maiores serão as conversões de nitrito para nitrato. No período chuvoso (fevereiro e novembro), o valor mínimo de nitrato foi de 464,6 µg/L (estação Início - fevereiro) e o valor máximo foi de 1365,13 µg/L (estação Meio - em novembro). Nos meses de junho e setembro, as concentrações variaram de 193,07 µg/L a 515,19 µg/L (estação Início - em setembro). Essas concentrações atuais são menores que as registradas por FRACACIO *et al.* (2002), que para os meses correspondentes (fevereiro, maio e julho de 2000) obteve concentrações variando entre 717,92 e 1512,80 µg/L. O mês de novembro de 2003, por sua vez, se comparado à coleta realizada em outubro de 1999 por esses mesmos autores, apresentou maior concentração (1365,13 µg/L), pois o valor mais alto registrado de nitrato para esse reservatório em 1999 foi de 1349,20 µg/L. Estudos realizados por NEIL (1989) e OISHI (1996) mostraram que as concentrações de nitrato não dependem somente da aplicação de fertilizantes, mas também têm relação com a proporção das áreas cultivadas do entorno do

reservatório e da área total do mesmo, o que talvez seja responsável pelas altas concentrações de nitrato no reservatório de Bariri.

Com exceção da estação Início no mês de setembro, as maiores médias de nitrato ocorreram no período chuvoso, característica que se manteve também para o nitrito. Analisando os resultados de nitrito (fase intermediária entre a amônia, a forma mais reduzida, e o nitrato, a forma mais oxidada), é possível observar que nas diferentes estações de coleta, nos meses de junho e setembro, os valores obtidos foram de 2,17 a 56,38 $\mu\text{g/L}$ e de 50,48 a 115,92 $\mu\text{g/L}$ (Figura 10) no período chuvoso. Analisando cada período de coleta separadamente, a concentração de nitrito que diferiu das demais foi a obtida na estação Início, em junho, com o menor valor (10,4 $\mu\text{g/L}$). Em relação às concentrações obtidas por FRACACIO *et al.* (2002), em outubro de 1999 (54,74 a 97,20 $\mu\text{g/L}$), o único período de coleta em 2003 que apresentou valores mais elevados que os registrados por este autor foi o do mês de novembro, com valores entre 50,48 e 101,5 $\mu\text{g/L}$.

As maiores concentrações de amônio (Figura 10) foram observadas nas estações Início e Barragem durante o mês de setembro e na estação Meio em fevereiro. Portanto, de maneira oposta ao nitrato, os maiores registros de amônio corresponderam, na maioria das vezes, aos meses (e estações de coleta) com menores valores de nitrato. Este mesmo padrão de comportamento foi observado por LEITE (2002), que, em acordo com GOLDMAN & HORNE⁶ (1983, *apud* ESTEVES, 1998), sugere que tal efeito possa estar relacionado ao processo de amonificação, decorrente da conversão de nitrato em amônio. O amônio assume grande importância nos ecossistemas aquáticos por ser uma importante fonte de nitrogênio para os produtores primários, devendo apresentar baixas concentrações (WETZEL & LIKENS, 1991; ESTEVES, 1998). De maneira geral, a estação Meio, nos quatro meses de coleta, foi a que apresentou as maiores concentrações de amônio quando comparada com as estações Início e Barragem. Além disso, as concentrações registradas em 2003 estiveram acima das observadas por RODGHER (2001), que variaram entre 2,52 e 8,54 $\mu\text{g/L}$, nos meses de fevereiro e maio de 2000, respectivamente.

Os valores de amônio registrados neste trabalho, especificamente em fevereiro (172,9 $\mu\text{g/L}$ – estação Meio), não resultam em implicações ecológicas graves porque não influenciam na dinâmica do oxigênio dissolvido do meio, posto

⁶ Goldman, C.R. & Horne, A.J. 1983. *Limnology*. New York. McGraw Hill Book. 464p.

que em pH básico o íon se transforma em amônia (gasosa), que pode ser tóxica para alguns organismos (ESTEVES, 1998), o que não é o caso.

A variação dos valores de material em suspensão, em porcentagem, pode ser observada na Figura 11. As maiores concentrações de matéria orgânica ocorreram na estação Meio durante os meses de junho e fevereiro, seguidos por novembro (estação Barragem) e setembro (estação Barragem). Em contrapartida, a estação Meio apresentou a menor concentração em setembro. Nos meses de junho e de setembro, a maior contribuição (50%) do MST foi representada pela fração inorgânica, enquanto nas estações Início (fevereiro) e Barragem (fevereiro e novembro) a contribuição da fração inorgânica foi próxima a 30% (Anexo J).

Figura 10: Concentração de nitrato , nitrito e amônio (µg/L) nas diferentes estações de coleta durante o período de estudo.

Figura 11: Variação percentual de material em suspensão durante o período de estudo (MST (hatched), fração inorgânica (black) e fração orgânica (white)).

Em geral, a fração orgânica esteve mais representada nas coletas de fevereiro e novembro. Essa variável não apresentou nenhum padrão de distribuição longitudinal, vertical ou sazonal.

As concentrações de clorofila (Figura 12), em geral, foram maiores nos meses de fevereiro e novembro, com exceção da estação Meio, em setembro (Anexo L). Os valores de clorofila registrados foram considerados baixos, pois variaram de 0,94 a 7,59 ($\mu\text{g/L}$). Na estação Início (em fevereiro) foi obtido o maior valor de clorofila (20,10 $\mu\text{g/L}$) entre todas as coletas, fator este provavelmente associado aos “blooms” de algas que puderam ser observados em campo.

Segundo HENRY & SIMÃO (1988), a produtividade primária pelo fitoplâncton é controlada pela ação combinada de dois fatores: luz e nutrientes, que podem agir em sinergismo ou não. Assim, era de se esperar que os maiores valores de clorofila *a* fossem encontrados nas regiões intermediárias dos reservatórios estudados, onde havia relação entre luz e fósforo mais adequada à produtividade primária fitoplanctônica. No estudo de caso realizado por PAGIORO *et al.* (2005), o fósforo não apareceu como elemento importante na predição das concentrações de clorofila *a*. De fato, as regiões lacustres são pobres nesse elemento e em clorofila *a*, principalmente porque o fósforo já foi incorporado ou sedimentado antes de atingir a região lacustre. Segundo esses mesmos autores, os modelos preditivos em reservatórios, especialmente em relação à produtividade desses ambientes, devem levar em consideração, além das variações temporais (sazonais) comumente analisadas em estudos limnológicos, as dimensões espaciais, ou seja, os gradientes verticais da coluna de água, os longitudinais e os laterais. No reservatório de Bariri, de modo semelhante aos resultados encontrados por PAGIORO *et al.* (op. cit.), o fósforo total não pareceu ter relação direta com os valores de clorofila *a*, porém os maiores valores de transparência coincidiram com os maiores de clorofila *a* entre as épocas de coleta. Em contrapartida, no reservatório de São Simão (MG/GO), PINTO-COELHO *et al.* (2005) verificaram que as concentrações de clorofila *a* nas estações limnéticas aumentaram durante o período chuvoso, enquanto nos meses de seca essa variável permanecia, geralmente, com valores muito baixos ($<5 \mu\text{g.L}^{-1}$), garantindo, dessa forma, grande incremento na penetração da luz.

Em três estações de coleta (Início e Meio, no mês de junho, e Início, no mês de setembro) os valores de clorofila ativa não foram obtidos, o que pode indicar a degradação completa da mesma e o aumento dos valores de feofitina (Anexo L e Figura 12).

Os resultados obtidos nas análises de nutrientes, pH, condutividade, oxigênio dissolvido e temperatura da água, juntamente com os de temperatura do ar, vazão, tempo de residência e precipitação, foram relacionados com os períodos de coleta por meio de análises estatísticas multivariadas.

Figura 12: Concentração de clorofila a ($\mu\text{g/L}$) nos diferentes meses de coleta.

Na análise de variância multivariada (MANOVA) realizada sobre a matriz composta por dez variáveis abióticas testou-se o efeito da sazonalidade sobre o conjunto de dados (Anexo M). Admitindo-se que o nível de corte de probabilidade aceito foi de 5%, os resultados indicaram que a sazonalidade foi significativa para esse conjunto de dados ($p = 0,012$). Assim, optou-se por analisar as matrizes dos dados em função da semelhança entre os períodos chuvoso (fevereiro e novembro) e seco (junho e setembro).

O passo seguinte foi realizar uma Análise de Componentes Principais (PCA) sobre os dados de seca e de chuva (Tabela 6), de maneira a hierarquizar os indicadores que compunham cada uma dessas matrizes. Em seguida utilizou-se os escores obtidos nas PCAs para confeccionar a análise de cluster (Figuras 13 e 14), que consistiu em estabelecer os grupos naturais de objetos (formados a partir da distância ou similaridade entre eles) ou de descritores (estabelecidos pela dependência entre eles), de modo a reuni-los num mesmo conjunto. Dentre os métodos existentes, optou-se pelo agrupamento pela associação não ponderada (UPGMA), recomendado por Romesburg, por atribuir similaridade entre pares de grupos de forma menos extrema que os demais métodos e também por proporcionar a utilização de qualquer coeficiente de associação (RIBEIRO, 1994).

Para o grupo do período chuvoso, os dois primeiros componentes explicaram juntos 93,9% da variância total dos dados. O primeiro componente (85,3%) foi composto por quase todas as variáveis, exceto o nitrito e o fosfato orgânico (todas as variáveis com cargas superiores a 0,70). As variáveis que contribuíram negativamente para este eixo foram as que compõem o material em suspensão (MST, MSO, MSI), as temperaturas da água e do ar, a vazão e o tempo de residência. O segundo eixo explicou 8,6% da variância, tendo selecionado o nitrito (carga negativa) e o fosfato orgânico (carga positiva).

Para o grupo do período seco, os dois primeiros componentes explicaram juntos 92,7% da variância total dos dados. O primeiro componente (74,2%) foi composto também por quase todas as variáveis, com exceção do material em suspensão total e inorgânico (MST e MSI), fósforo total e oxigênio dissolvido, pertencentes ao segundo eixo. As variáveis que contribuíram negativamente para este eixo foram fosfato total, fosfato inorgânico e temperatura da água. O segundo eixo explicou 18,5% da variância, tendo selecionado o material em suspensão total e inorgânico (MST e MSI), fósforo total e oxigênio dissolvido, este último com carga negativa.

Partindo das PCAs realizadas anteriormente, procurou-se descobrir padrões de similaridade entre as estações estudadas. Foram realizadas, portanto, análises de agrupamento sobre a matriz dos escores do PCA em cada um dos distintos períodos de coleta, segundo a sazonalidade das mesmas. Foram calculados, em cada cluster, os coeficientes de correlação cofenética, que, segundo LEGENDRE & LEGENDRE (1983), devem ser aceitos valores superiores a 0,8. Em ambos os grupos foram utilizados a Distância Euclidiana Média e o método UPGMA de ligação.

Para o grupo do período chuvoso, o coeficiente de correlação cofenético foi de 0,8997 (Figura 13). À distância de 0,24 foi possível verificar a formação de dois grupos, sendo eles compostos pelas coletas dos meses de fevereiro e de novembro. No mês de fevereiro, as duas estações que mais se assemelharam foram Início e Barragem (distância de 0,140). Já dentro do grupo correspondente à coleta de novembro, as estações mais parecidas foram a Início e a estação Meio.

No grupo do período seco, o coeficiente de correlação cofenética foi de 0,9321 (Figura 14), e à distância de 0,38 também foi possível verificar a formação de dois grupos, sendo eles compostos pelas coletas dos meses de junho e de setembro. Dentro do mês de junho, as duas estações que mais se assemelharam

foram as estações Início e Barragem (distância de 0,176), enquanto dentro do grupo correspondente à coleta de setembro, as estações mais parecidas foram as estações Início e Meio. Em geral, pode-se observar que até o mês de junho as estações de coleta que mais se assemelharam foram a Início e a Barragem, enquanto em setembro e novembro houve uma mudança, passando a ser mais parecidas as estações Início e Meio.

Tabela 6: Resultados das análises de componentes principais (PCA) para os grupos do período chuvoso e seco.

VARIÁVEIS SELECIONADAS	Component loading (época de cheia)		Component loading (época de seca)	
	Comp 1	Comp 2	Comp 1	Comp 2
NITRITO	-0,427	-0,826	0,740	0,579
FOSFATO ORGÂNICO	-0,549	0,741	0,792	-0,506
MAT.SUSP. ORGÂNICO	-0,943	-0,327	0,988	0,030
MAT.SUSP. TOTAL	-0,960	-0,212	0,199	0,928
NITRATO	0,958	-0,204	0,939	0,042
TEMPERATURA DA ÁGUA	-0,972	0,149	-0,989	-0,134
MAT.SUSP. INORGÂNICO	-0,871	0,142	-0,485	0,746
FOSFATO TOTAL	0,955	0,136	-0,948	0,120
NITROGÊNIO TOTAL	0,972	0,120	0,980	0,058
pH	0,926	-0,116	0,977	-0,004
FOSFATO INORGÂNICO	0,974	0,082	-0,952	0,141
PRECIPITAÇÃO MÉDIA	0,990	-0,072	0,992	0,027
TEMPERATURA DO AR	-0,990	0,072	0,992	0,027
TEMPO DE RESIDÊNCIA	-0,990	0,072	0,992	0,027
VAZÃO	-0,990	0,072	0,992	0,027
FÓSFORO TOTAL	0,966	0,065	-0,485	0,822
OXIGÊNIO DISSOLVIDO	0,962	0,048	-0,459	-0,765
CONDUTIVIDADE	0,998	-0,038	0,985	0,084
% OF VARIANCE EXPLAINED	85,3	8,6	74,2	18,5
Total		93,9		92,7

*OBS: Os resultados das PCAs não incluíram as variáveis amônia e profundidade máxima de cada ponto.

Figura 13: Cluster dos escores do PCA do período chuvoso ($C_f = 0,8997$). Cases 1, 2 e 3 correspondem ao mês de fevereiro e às estações de coleta Início, Meio e Barragem, respectivamente. Cases 4, 5 e 6 correspondem ao mês de novembro e às estações de coleta Início, Meio e Barragem, respectivamente.

Figura 14: Cluster dos escores do PCA do período seco ($C_f = 0,9321$). Cases 1, 2 e 3 correspondem ao mês de junho e às estações de coleta Início, Meio e Barragem, respectivamente. Cases 4, 5 e 6 correspondem ao mês de setembro e às estações de coleta Início, Meio e Barragem, respectivamente.

Mesmo tendo admitido que a sazonalidade foi um fator importante para esse conjunto de dados, não foi possível caracterizar o reservatório sob os mesmos critérios utilizados por CALIJURI (1999) para o reservatório de Barra Bonita e por FUJISAKI (2001) para o reservatório de Bariri. Para ambos os autores foram estabelecidos dois períodos, o primeiro como sendo um período de maiores temperaturas e precipitação (verão) e o segundo, um período de menores temperaturas e precipitação (inverno). Dentre as variáveis que os autores relacionaram para o primeiro período estão a alta vazão, o menor tempo de residência, a baixa transparência da água, o aumento do material inorgânico em suspensão, a alta condutividade, as altas concentrações de nutrientes inorgânicos e as maiores concentrações de clorofila *a*.

No período em que foi realizado este trabalho (fevereiro a novembro de 2003), as variáveis vazão, condutividade, concentração de clorofila, precipitação, temperatura do ar e da água e concentrações de nutrientes inorgânicos caracterizaram muito bem os dois distintos períodos (verão e inverno). Porém, o tempo de residência da água, a transparência e as frações de material em suspensão não contemplam essa divisão dos períodos. O tempo de residência da água para o período chuvoso foi maior quando comparado ao período de seca. Porém, a vazão registrada neste mesmo período também foi maior quando comparada ao outro período (Tabela 5). Nas análises de material em suspensão, as maiores frações do período chuvoso foram de material orgânico e não de inorgânico. A transparência da água (Anexo N), por sua vez, foi apenas 40 cm maior no período seco, ainda que o tempo de residência tenha sido menor (Tabela 5). Então, partindo desses registros, algumas hipóteses que justificam o ocorrido podem ser levantadas como: a) O regime operacional da barragem que, em função de fatores climáticos ou econômicos, resulta no fechamento da barragem na época de maior vazão; b) Os maiores valores de vazão registrados no período da chuva não são decorrentes apenas das precipitações ocorridas no reservatório, mas também das ocorridas em todo o percurso dos rios Bauru e Jaú. Tal ocorrência incrementa a vazão registrada no reservatório; c) Uma vez registrados altos teores de matéria orgânica em suspensão, estes podem ser atribuídos à carga de nutrientes que é carregada para o reservatório pelos rios Bauru e Jaú; e d) Para este conjunto de dados, a transparência da água não apresentou valores significativamente diferentes nas

duas épocas de coleta ($p > 0,05$), o que não permitiu inferências sobre sua relação com a sazonalidade (Anexo M).

5.2. Composição, distribuição e abundância da comunidade íctica no reservatório de Bariri

A lista taxonômica da ictiofauna pertencente ao reservatório de Bariri é apresentada na Tabela 7. No total, foram coletados 3382 indivíduos pertencentes a 37 espécies e 15 famílias, das quais as famílias Characidae, Scianidae, Cichlidae, Parodontidae e Curimatidae apresentaram maior abundância de indivíduos (Tabela 8).

Em fevereiro foram capturadas 29 espécies, distribuídas em 14 famílias, dentre as quais *Characidae*, *Cichlidae* e *Scianidae* apresentaram maior abundância. As famílias que apresentaram maior riqueza foram *Characidae* (10 sp), *Cichlidae* (7 sp) e Anostomidae (5 sp). Nessa coleta foram capturados 717 indivíduos.

Na coleta de junho de 2003 foram capturadas 25 espécies, distribuídas em 10 famílias, dentre as quais *Parodontidae*, *Characidae* e *Scianidae* apresentaram as maiores abundâncias e as famílias *Characidae* (7 sp) e *Cichlidae* (5 sp), as maiores riquezas. Nessa coleta foram capturados 942 indivíduos.

Em setembro foram capturados 660 indivíduos, distribuídos em 24 espécies pertencentes a 10 famílias, das quais a de maior riqueza foi a *Cichlidae* (6 sp). As famílias com maiores abundâncias de indivíduos foram *Characidae* (328 ind.), *Parodontidae* (145 ind.) e *Cichlidae* (115 sp).

Na coleta de novembro de 2003 foram capturadas 27 espécies, distribuídas em 13 famílias, dentre as quais *Characidae* e *Cichlidae* apresentaram maior riqueza, enquanto as famílias *Characidae*, *Cichlidae* e *Scianidae* foram as de maior abundância. Foram capturados 1063 indivíduos.

Os dados obtidos neste trabalho indicaram que os Characiformes predominaram (em abundância) entre os peixes coletados, seguidos da ordem Perciforme. Outros autores também mostram o domínio dos Characiformes nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê, como AMARAL & PETRERE Jr. (1994) no reservatório de Promissão, CASTRO (1994) no reservatório de Barra Bonita e BARRELLA & PETRERE Jr. (2003) e SMITH (2004) nos reservatórios de Barra Bonita, Ibitinga, Promissão e Três Irmãos. Segundo SMITH (op. cit.), já era de se

esperar o predomínio de famílias pertencentes à ordem Characiformes, como Characidae, Anostomidae e Curimatidae, porque o processo do represamento favorece o aumento das espécies que preferem ambientes lênticos, como é o caso da maioria dos Characiformes coletados.

O impacto sobre a comunidade de peixes e, conseqüentemente, sobre sua diversidade dependerá de vários fatores. Esses índices de diversidade de espécies representam a comparação entre dois componentes, que são a distribuição dos indivíduos entre as espécies (evenness) e o número de espécies (riqueza) (MAGURRAN, 1989), ou seja, a diversidade de espécies é uma função do número de espécies presentes e a uniformidade com que os indivíduos são distribuídos entre essas espécies (MARGALEF, 1958; PIELOU, 1966).

Em relação aos fatores que influenciam a diversidade, no caso dos grandes rios e dos reservatórios, especificamente, destacam-se o tipo e o tamanho dos mesmos (a localização da barragem, os padrões de circulação, profundidade e área do lago artificial, presença de outras barragens a montante e procedimentos operacionais), manutenção da cobertura vegetal das margens, presença de tributários (utilizados para a reprodução de várias espécies) e introdução de espécies exóticas (BEAUMORD, 1991; AGOSTINHO *et al.*, 1995; STRAŠKRABA & TUNDISI, 1999). Além desses fatores, é importante considerar a diversidade morfológica e as estratégias de vida, as quais muitas vezes explicam a adaptação das espécies aos diferentes ambientes e às variações cíclicas ou abruptas que venham a ocorrer, o que também se reflete na diversidade. Deve-se considerar ainda que os teleósteos foram bem-sucedidos na ocupação dos mais variados habitats, por conta de grande diversidade e plasticidade das estratégias e táticas reprodutivas (VAZZOLER, 1996; MATTHEWS, 1998).

Os índices de diversidade (Shannon) obtidos nas quatro coletas (Tabela 9) foram 1,86, 2,02, 1,81 e 1,89, respectivamente. A maior diversidade ocorreu em junho (2,02 nat) e a menor, em setembro (1,81 nat). Estudos comparativos têm mostrado a forte influência da agricultura e do uso urbano da terra sobre a diversidade de peixes e outras comunidades em rios (KARR *et al.*, 1985⁷, *apud* STEEDMAN, 1988), além da biogeografia, da competição, da predação e dos distúrbios físicos (CROWDER, 1990). Para esse conjunto de dados, pode-se atribuir

⁷Karr, J. R.; Toth, L.A. & Dudley, D.R. Fish communities of midwestern rivers: a history of degradation. **BIOSCIENCE**, 35: 90-95. 1985.

o valor mais baixo de diversidade do mês de setembro à maior estabilidade ambiental encontrada no período seco em comparação ao período chuvoso, uma vez que a abundância de peixes e a riqueza de espécies estão associadas à heterogeneidade ambiental e à disponibilidade de abrigo em cada área do reservatório (MOTTA, 1996; RIBEIRO NETO *et al.*, 2001).

No levantamento realizado por SMITH (2004) em todo sistema Tietê, o reservatório de Bariri foi classificado como um dos que possui baixa riqueza de espécies, juntamente com Três Irmãos e outros dois tributários (Jacaré-Guaçu e Jaú), o que de certa forma refletiria na diversidade das espécies encontradas em cada estação de coleta. Porém, não se conhece a razão exata para a ocorrência dessa baixa riqueza, mas, talvez, um aspecto que possa contribuir para a mesma seja a introdução de espécies, o que foi detectado por Castro (1994) quando avaliou a diversidade das espécies de peixes do reservatório de Barra Bonita, também pertencente ao sistema Tietê. Além disso, o que se pode observar em sistemas com características comuns ao reservatório de Bariri é que as espécies mais resistentes aos impactos, como a traíra (*Hoplias malabaricus*), os sagüirus (*Cyphocharax modestus* e *Steindachnerina insculpta*), os lambaris (*Astyanax fasciatus* e *Astyanax altiparanae*), o mandi (*Pimelodus maculatus*) e a pirambeba (*Serrasalmus spilopleura*), ainda se mantêm com elevada abundância, como pode ser constatado em trabalhos realizados por TORLONI *et al.* (1993), CASTRO (1994), CASTRO & ARCIFA (1987), SMITH *et al.* (2002), BARRELLA & PETRERE Jr. (2003) e SMITH (2004), que mostraram o predomínio dessas espécies.

No reservatório de Bariri, a comunidade de peixes é constituída por uma espécie com abundância superior a 44% do total (*Astyanax altiparanae*), 11 espécies com abundância entre 1% e 14% (*Apareiodon affinis*, *Cyphocharax modestus*, *Geophagus brasiliensis*, *Moenkhausia intermedia*, *Oreochromis niloticus*, *Plagioscion squamosissimus*, *Schizodon nasutus*, *Serrasalmus spilopleura*, *Steindachnerina insculpta*, *Tilapia rendalli* e *Triportheus signatus*) e as demais espécies, todas com abundância abaixo de 1%, totalizando 25 espécies. Não foram realizados neste trabalho a comparação da diversidade entre o corpo central do reservatório e os seus tributários. Porém, pela bibliografia consultada, seria esperado que a diversidade fosse menor no corpo do reservatório quando comparada aos tributários (CECÍLIO *et al.*, 1997). Em recente estudo realizado no rio Tietê (SMITH, 2004), tal fator também não pode ser comprovado porque, segundo o

autor, há grande comprometimento da qualidade das águas nos tributários em decorrência da perda da mata ciliar.

Tabela 7: Lista taxonômica das espécies coletadas no reservatório de Bariri

Ordem CHARACIFORMES	
Família CURIMATIDAE	<i>Cyphocharax modestus</i> <i>Steindachnerina inculpta</i>
Família PROCHILODONTIDAE	<i>Prochilodus lineatus</i>
Família ANOSTOMIDAE	<i>Leporinus lacustris</i> <i>Leporinus</i> sp 1 <i>Leporinus</i> sp 2 <i>Leporinus obtusidens</i> <i>Schizodon nasutus</i>
Família CHARACIDAE	<i>Astyanax</i> sp 1 <i>Astyanax</i> sp 2 <i>Astyanax</i> sp 3 <i>Astyanax altiparanae</i> <i>Astyanax fasciatus</i> <i>Moenkhausia intermedia</i> <i>Triportheus signatus</i>
Subfamília SERRASALMINAE	<i>Serrasalmus spilopleura</i> <i>Metynnis maculatus</i>
Subfamília "INCERTAE SEDIS"	<i>Salminus hilarii</i>
Família PARODONTIDAE	<i>Apareiodon affinis</i>
Família ACESTORRHINCHIDAE	
Subfamília "INCERTAE SEDIS"	<i>Acestrorhynchus lacustris</i> <i>Oligosarcus pintoii</i>
Família ERYTHRINIDAE	
Subfamília "INCERTAE SEDIS"	<i>Hoplias malabaricus</i>
Ordem SILURIFORMES	
Família CALLICHTHYIDAE	<i>Hoplosternum littorale</i>
Família LORICARIIDAE	
Subfamília HYPOSTOMINAE	<i>Hypostomus ancistroides</i> <i>Liposarcus anisitsi</i>
Família HEPTAPTERIDAE	<i>Rhamdia quelen</i>
Família PIMELODIDAE	<i>Pimelodus maculatus</i>
Ordem GYMNOTIFORMES	
Família GYMNOTIDAE	<i>Gymnotus carapo</i>
Família STERNOPYGIDAE	<i>Eigenmannia virescens</i>
Ordem PERCIFORMES	
Família CICHLIDAE	
Subfamília GEOPHAGINAE	<i>Geophagus brasiliensis</i> <i>Satanoperca jurupari</i>
Subfamília PSEUDOCRENILABRINAE	<i>Oreochromis niloticus niloticus</i> <i>Tilapia rendalli</i>
Subfamília CICHLINAE	<i>Crenicichla britski</i> <i>Cichla cf. monoculus</i>
Subfamília ASTRONOTINAE	<i>Astronotus ocellatus</i>
Família SCIANIDAE	<i>Plagioscion squamosissimus</i>

Tabela 8: Relação das espécies de peixes, com seus respectivos códigos, nome vulgar e abundância, presentes no reservatório de Bariri.

Espécies coletadas	Nome vulgar	Código	Fev	Jun	Set	Nov	Total
<i>Acestrorhynchus lacustris</i>	Cadela	Sp1	1	1	0	1	3
<i>Apareiodon affinis</i>	Canivete	Sp2	6	129	145	51	331
<i>Astronotus ocellatus</i>	Oscar/Apaiari	Sp3	2	0	1	0	3
<i>Astyanax altiparanae</i>	Lambari	Sp4	331	365	310	493	1499
<i>Astyanax fasciatus</i>	Lambari	Sp5	1	0	1	3	5
<i>Astyanax</i> sp 1	Lambari	Sp6	1	1	0	0	2
<i>Astyanax</i> sp 2	Lambari	Sp7	0	10	0	0	10
<i>Astyanax</i> sp 3	Lambari	Sp8	0	0	0	3	3
<i>Cichla cf. monoculus</i>	Tucunaré	Sp9	0	1	0	3	4
<i>Crenicichla britski</i>	Jacundá	Sp10	0	1	2	2	5
<i>Cyphocharax modestus</i>	Sagüiru	Sp11	1	18	4	16	39
<i>Eigenmannia virescens</i>	Tuvira-amarela	Sp12	1	0	0	1	2
<i>Geophagus brasiliensis</i>	Cará	Sp13	24	57	44	84	209
<i>Gymnotus carapo</i>	Tuvira	Sp14	2	0	0	0	2
<i>Hoplias malabaricus</i>	Traíra	Sp15	1	0	0	2	3
<i>Hoplosternum littorale</i>	Caborja/Tamboatá	Sp16	10	0	1	2	13
<i>Hypostomus ancistroides</i>	Cascudo	Sp17	5	3	2	4	14
<i>Leporinus lacustris</i>	Piau-da-lagoa	Sp18	1	3	1	1	6
<i>Leporinus obtusidens</i>	Piapara	Sp19	0	20	1	0	21
<i>Leporinus</i> sp 1	Piava/Piau	Sp20	2	0	1	22	25
<i>Leporinus</i> sp 2	Piava/Piau	Sp21	2	0	0	0	2
<i>Lipossarcus anisitsi</i>	Cascudo	Sp22	1	2	3	6	12
<i>Metynnis maculatus</i>	Pacu-comum	Sp23	0	3	0	0	3
<i>Moenkhausia intermedia</i>	Corinthiano	Sp24	54	35	2	182	273
<i>Oligossarcus pintoii</i>	Peixe-cachorro	Sp25	1	3	0	0	4
<i>Oreochromis niloticus</i>	Tilápia	Sp26	7	0	30	0	37
<i>Pimelodus maculatus</i>	Mandi-amarelo	Sp27	7	6	8	7	28
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	Corvina	Sp28	158	181	40	82	461
<i>Prochilodus lineatus</i>	Curimbatá	Sp29	0	1	0	0	1
<i>Rhamdia quelen</i>	Bagre	Sp30	4	0	4	1	9
<i>Salminus hilarii</i>	Tabarana	Sp31	0	0	0	2	2
<i>Satanoperca jurupari</i>	Cará	Sp32	1	3	9	2	15
<i>Schizodon nasutus</i>	Ximborê	Sp33	8	12	8	7	35
<i>Serrasalmus spilopleura</i>	Piranha	Sp34	4	11	11	20	46
<i>Steindachnerina insculpta</i>	Sagüiru-papa-terra	Sp35	33	35	13	12	93
<i>Tilapia rendalli</i>	Tilápia	Sp36	18	32	13	48	111
<i>Triportheus signatus</i>	Sardinha	Sp37	30	9	6	6	51
Abundância total			717	942	660	1063	3382

Para CASTRO (1994), no reservatório de Barra Bonita, a diversidade ictiofaunística revelou uma relativa homogeneidade entre os locais de coleta, sugerindo uma possível adaptação das espécies aos seus nichos. MERONA (1981⁸, *apud* CASTRO, 1994) mencionava que a diversidade também estava associada com a variedade de habitats e que tamanho, variedade, sobreposição de nichos, estabilidade do ambiente, sucessão ou tempo geológico, produtividade e acúmulo de biomassa são todos fatores que podem interferir na diversidade. Complementando esta última afirmação, de acordo com o levantamento feito por PIANA *et al.* (2005), diferentes mecanismos podem regular a biomassa e as interações tróficas de comunidades aquáticas, atuando na base (produtores), no meio (consumidores) ou no topo (predadores) da cadeia trófica, o que reflete na diversidade das espécies presentes no reservatório. Alguns autores, inclusive, destacam que a produtividade primária fitoplanctônica é o principal fator limitante à produção de peixes em lagos e reservatórios (GOMES *et al.*⁹, 2002, *apud* PIANA *et al.*, 2005).

Segundo importantes considerações feitas por outros autores, os fatores físicos, genéticos, ambientais e o entendimento da complexidade das teias alimentares nos sistemas ecológicos podem afetar a diversidade das espécies (PAINE, 1966; MARTINEZ & LAWTON, 1995; McCANN *et al.*, 1998).

Em relação à variação sazonal da diversidade, não foi verificada diferença estatística significativa entre as quatro coletas. Este fator pode ser uma vantagem especialmente para as espécies que não dependem da sazonalidade para se reproduzirem, como é o caso das espécies de pequeno porte (AGOSTINHO *et al.*, 1992). Em contrapartida, a não variação sazonal da diversidade é um indicativo da diminuição das espécies reofílicas e das de maior porte, que em ambientes lênticos têm as áreas de desova reduzidas (lagoas marginais e zonas litorâneas) (SMITH, 2004).

A curva de importância das espécies com os dados agrupados das quatro coletas pode ser verificada na Figura 15. Esse modelo costuma ser aplicado a comunidades onde há maior preponderância de espécies com abundâncias intermediárias (KREBS, 1989; MAGURRAN, 1989). Segundo ODUM (1985), uma

⁸ Merona, B. Zonation ichthyologique du basin du Bandama (Cote d'Ivoire). **Ver. Hydrobiol. Trop.**, 14: 63-75. 1981.

⁹ Gomes, L.C.; Miranda, L.E. & Agostinho, A. A. Fishery yield relative to chlorophyll a in reservoirs of the Uper Paraná river, Brazil. **Fisheries Research**, Amsterdam, v.55, n°13: 335-340, 2002.

espécie é considerada rara quando representa 10% do total da abundância, intermediária quando representa 25% e muito abundante quando atinge 65% do total. Assim sendo, com exceção das espécies quatro (*Astyanax altiparanae*), que era muito abundante, e da espécie *Plagioscion squamosissimus* (espécie 28), de abundância intermediária, todas as demais podem ser consideradas espécies raras (com abundância até 10% do total).

Tabela 9: Valores de diversidade (H') de Shannon e as respectivas riquezas e abundância das espécies, para as quatro épocas de coleta.

MESES	ÍNDICE DE SHANNON (Nat)	RIQUEZA (n° de espécies)	ABUNDÂNCIA (n° de indivíduos)
FEVEREIRO	1,86	29	717
JUNHO	2,02	25	942
SETEMBRO	1,81	24	660
NOVEMBRO	1,89	27	1063

Figura 15: Curva de importância das espécies (Whittaker Plot) da coleção dos peixes coletada no reservatório de Bariri, durante o ano de 2003.

6. Conclusões

1. O tempo de residência da água nos meses analisados neste trabalho demonstra a influência direta do manejo da barragem.
2. Para o conjunto de dados avaliado no ano de 2003, a transparência da água não apresentou valores significativamente diferentes nas duas épocas de coleta ($p > 0,05$), em função da localização dos pontos de coleta, pertencentes à região litorânea do reservatório. Tal fator, portanto, não permitiu inferências sobre sua relação com a sazonalidade.
3. Na comunidade biológica estudada a maioria das espécies esteve representada por poucos indivíduos.
4. O maior valor do índice de diversidade (Shannon) foi obtido em junho, em função da maior estabilidade ambiental encontrada neste período (seco).
5. Não foi observada a extinção local de nenhuma família de peixes referenciada anteriormente por outros autores. Porém, da listagem citada por SMITH (2004), apenas uma espécie não foi capturada (*Galeocharax kneri*) neste trabalho.
6. Foram coletadas oito espécies além das que foram registradas por SMITH (2004) no reservatório de Bariri (*Leporinus lacustris*, *Leporinus obtusidens*, *Cyphocharax modestus*, *Steindachnerina insculpta*, *Acestrorhynchus lacustris*, *Oreochromis niloticus*, *Eigenmannia virescens* e *Gymnotus carapo*).
7. A espécie *Astyanax altiparanae* foi a espécie de maior abundância no reservatório de Bariri, nas quatro épocas de coleta.
8. 62,16% das espécies coletadas no reservatório de Bariri são nativas, 32,43%, alóctones e 5,41%, exóticas.

7. Referências bibliográficas

- AGOSTINHO, A. A.; JÚLIO Jr., H. F.; BORGHETTI, J. R. Considerações sobre os impactos dos represamentos na ictiofauna e medidas para sua atenuação. Um estudo de caso: reservatório de Itaipú. **Revista UNIMAR**, Maringá, v. 14, p. 89-107, 1992.
- AGOSTINHO, A. A.; VAZZOLER, A. E. A. M.; THOMAZ, S. M. The high River Paraná Basin: limnological and ichthyological aspects. In: TUNDISI, J. G.; BICUDO, C. E. M.; MATSUMURA-TUNDISI, T. (Eds.). **Limnology in Brazil**. Rio de Janeiro: ABC/SBL, 1995. p. 59-103.
- ALLAN, J. D. **Stream ecology: structure and function of running waters**. London: Chapman & Hall, 1995. 338p.
- ALMEIDA, C. A. de. **Estudo ecotoxicológico do sedimento de represa do rio Tietê com o organismo teste betônico *Chironomus xanthus* Rempel (Insecta: Díptera)**. 2002. 119 f. Dissertação (Mestrado) – EESC-USP, São Carlos.
- AMARAL, B. D.; PETRERE Jr., M. **Habitat fatores físico-químicos relacionados às comunidades de peixes do reservatório da UHE “Mário Lopes Leão-Promissão” (SP)**. In: I Encontro Brasileiro de Ciências Ambientais. Rio de Janeiro, 1994. p. 277-293.
- BARRELLA, W.; PETRERE Jr., M. Fish community alterations due to pollution and damming in Tietê and Paranapanema rivers (Brazil). **River Res. Applic.**, v. 19, p. 59-76, 2003.
- BIANCHINI Jr., I. A decomposição da vegetação e o consumo de oxigênio nos reservatórios: implicações ecológicas. In: HENRY, R. (Ed.). **Ecologia de reservatórios**. Botucatu: FUNDIBIO FAPESP, 1999. Cap. 21, p. 627-650.
- BRANCO, M. B. C. **Diversidade da avifauna aquática nas represas do médio e baixo rio Tietê (SP) e no sistema de lagos do médio rio Doce (MG) e sua relação com o estado trófico dos ecossistemas aquáticos**. 2003. 131 f. Dissertação (Mestrado) – Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.
- BRANCO, S. M.; ROCHA, A. A. **Poluição, proteção e usos múltiplos de represas**. São Paulo: Edgard Blucher, 1977. 185p.
- BRITSKI, H. A.; SATO, Y.; ROSA, A. B. S. **Manual de identificação de peixes da bacia do São Francisco – Brasília**. Câmara dos Deputados, Coordenação de Publicações – CODEVASF, Divisão de Piscicultura e Pesca, 1984. 143p.

- CALIJURI, M. C. **A comunidade fitoplanctônica em um reservatório tropical (Barra Bonita, SP)**. 1999. 211 f. Tese (Livre Docência) – EESC/USP.
- CAMARGO, A. F. M.; MIYAI, R. K. Caracterização limnológica do lago Uruçá: Lago de Várzea do rio Trombetas (Águas Claras), Pará. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 2, p. 153-180, 1988.
- CASTRO, A. C. L. **Ictiofauna do reservatório de Barra Bonita-SP: aspectos ecológicos da comunidade e dinâmica populacional da corvina, *Plagioscion squamosissimis* (Heckel, 1840) (Acanthopterygii, Scianidae)**. 1994. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos
- CASTRO, R.M.C; ARCIFA, M.S. Comunidades de peixes de reservatórios no sul do Brasil. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 47, n°4, p.493-500,1987.
- CECÍLIO, E. B. et al. Colonização ictiofaunística do reservatório de Itaipu e áreas adjacentes. **Revista. Bras. Zool.**, v. 14, n. 1, p. 1-14, 1997.
- CESP. **Conservação e manejo nos reservatórios: limnologia, ictiologia e pesca**. 1998. 163p.
- CETESB, São Paulo. **Relatório de qualidade de águas interiores do Estado de São Paulo**. CETESB – SP, 1998. 371p. (Série relatórios/ CETESB ISSN 0103-4103) 1999.
- CONSELHO ESTADUAL DE RECURSOS HÍDRICOS. **Plano Estadual de recursos hídricos: 1º plano do Estado de São Paulo, SP – DAEE**, 1990. 104p.
- COOKE, S. E.; PREPAS, E. E. Stream phosphorus and nitrogen export from agricultural and forested watersheds on the Boreal Plain. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.**, v. 55, p. 2292-2299, 1998.
- CROWDER, L. A. Community ecology. In: SCHRECK, C. B.; MOYLE, P. B. (Eds.). **Methods for fish biology**. USA: Exxon Company, 1990.
- DAJÓZ, R. **Ecologia geral**. EDUSP, 1973. 472p.
- ESPÍNDOLA, E. L. G. **Dinâmica da associação congênica das espécies de Notodiaptomus na represa de Barra Bonita, Estado de São Paulo**. 1994. 363 f. Tese (Doutorado) – EESC-USP, São Carlos.
- ESPÍNDOLA, E. L. G. et al. Avaliação ecotoxicológica do sedimento como instrumento de controle de qualidade da água do reservatório de Salto Grande, Americana – SP. In: SIMPÓSIO DE ECOSISTEMAS BRASILEIROS, ÁGUAS DE LINDÓIA, SP, 1998. **Anais... Águas de Lindóia**, 1998. v. 4, p. 99-111.

_____. **Limnologia de represas: alguns fatores determinantes.** 2001. 95 f. Tese (Livre Docência) – EESC-SHS-CRHEA, São Carlos.

ESPÍNDOLA, E. L. G. et al. A abordagem ecotoxicológica: um estudo de caso nos reservatórios do médio e baixo rio Tietê, São Paulo, Brasil. In: **Gerenciamento de substâncias tóxicas em lagos e reservatórios.** 2002. (Diretrizes para o gerenciamento de lagos, v. 4).

_____; ROCHA, O.; RIETZLER, A. C. Caracterização limnológica do Reservatório de Salto Grande (Americana, SP): uma análise espacial e temporal. In: ESPÍNDOLA, E. L. G.; LEITE, M. A.; DORNFELD, C. B. (Eds.). **Reservatório de Salto Grande (Americana, SP): caracterização, impactos e propostas de manejo.** São Carlos: RiMa, 2004. 484p.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos da limnologia.** Rio de Janeiro: Interciências FINEP, 1998. 602p.

ESTEVES, F. A. et al. Análises preliminares sobre o teor e a distribuição de metais em sedimentos de represas do Estado de São Paulo. In: SEMINÁRIO REGIONAL DE ECOLOGIA, 2., 1981, São Carlos. **Anais...** São Carlos: UFSCar, 1981. p. 323-342.

FRACÁCIO, R. **Utilização de bioensaios ecotoxicológicos com *Danio rerio* (Cypriniformes, Cyprinidae) e análises limnológicas para a avaliação ambiental dos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê (SP).** 2001. 233 f. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos.

FRACÁCIO, R. et al. Limnologia dos reservatórios em cascata do médio e baixo rio Tietê: uma análise espacial e temporal. In: ESPÍNDOLA, E. L. G.; MAUAD, F. F.; SCHALCH, V.; ROCHA, O.; FELICIDADE, N.; RIETZLER, A. C. (Eds.). **Recursos hidroenergéticos: usos, impactos e planejamento integrado.** São Carlos: RiMa, 2002. 346p.

FUJISAKI, E. T. **Produção primária e estrutura da comunidade fitoplanctônica nas zonas limnética e litorânea da represa Álvaro de Souza Lima (Bariri, SP) em quatro épocas do ano.** 2001. 105 f. Dissertação (Mestrado) – EESC-SHS-CRHEA, São Carlos.

GOLTERMAN, H. L.; CLYMO, R. S.; OHNSTAD, M. A. M. **Methods for physical and chemical analysis of freshwaters.** 2. ed. Oxford: Blackwell Scientific Publications (I.B.P. Handbook), 1978. 213p.

- GUNTZEL, A. M. **Variações espaço-temporais da comunidade zooplanctônica nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê/Paraná, SP.** 2000. 445 f. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.
- HENRY, R.; NOGUEIRA, M. G. A represa de Jurumirim (São Paulo): primeira síntese sobre o conhecimento limnológico. In: HENRY, R. (Ed.). **Ecologia de reservatórios.** Botucatu: FUNDIBIO FAPESP, 1999. Cap. 22, p. 651-686.
- _____; SANTOS, A. A. N.; CAMARGO, Y. R. Transporte de sólidos suspensos, N e P total pelos rios Paranapanema e Taquari e uma avaliação de sua exportação na represa de Jurumirim (São Paulo, Brasil). In: HENRY, R. (Ed.). **Ecologia de reservatórios.** Botucatu: FUNDIBIO FAPESP, 1999. Cap. 23, p. 687-710.
- _____; SIMÃO, C. A. Aspectos sazonais da limitação potencial por N, P, e Fe no fitoplâncton da represa de Barra Bonita (Rio Tietê, SP). **Revista Brasileira de Biologia**, Rio de Janeiro, v. 48, n. 1, p. 1-14, 1988.
- HOUSE, et al. Nutrient transport in the Humber rivers. **Sci. Tot. Environ.**, v. 194/195, p. 303-320, 1997.
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br>. Acesso em: setembro de 2005.
- KENNEDY, R. H. Reservoir design and operation limnological Implication and management opportunities. In: TUNDISI, J. G.; STRAŠKRABA, M. (Eds.). **Theoretical reservoir ecology and its applications.** 1999. p. 1-28.
- KIMMEL, B. L.; LIND, O. T.; PAULSON, L. J. Reservoir primary production. In: THORNTON, K. W.; KIMMEL, B. L.; PAYNE, F. E. (Eds.). **Reservoir limnology: ecologica perspectives.** John Wiley & Sons, Inc., 1990. 246p.
- KOROLEFF, F. Determination of nutrients. In: GRASSHOFF, K. (Ed.). **Methods of seawater analysis.** Verlag Chemie Weinhein, 1976. p. 117-181.
- KOZMA, M. C. F. S.; NETO, F. B. Grandes reservatórios: controle ambiental e aproveitamento múltiplo. CESP. In: SEMINARIO LATINO-AMERICANO SOBRE PRESAS Y EMBALSES, 1984. **Anais...** Bogotá, 1984. 22p.
- KREBS, C. J. **Ecological methodology.** NY, USA: Harper & Rnv., 1989.
- LAWLOR, A. J. et al. Dissolved nutrient concentrations and loads in some upland streams of the English lake district. **Hydrobiologia**, v. 337, p. 85-93, 1998.
- LEGENDRE, L. Measures of ecological resemblance. In: **Numerical ecology.** Developments in Environmental Modelling (3). E. Scientific Publishing Company, 1983. 317p.

- LEITE, M. A. **Análise do aporte, da taxa de sedimentação e da concentração de metais na água, plâncton e sedimento do Reservatório de Salto Grande, Americana – SP**. 2002. 199 f. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos – USP, São Carlos.
- LIMA, D de. **Análise da composição, abundância e distribuição da comunidade fitoplanctônica nos reservatórios do sistema em cascata do médio e baixo rio Tietê/SP**. 2004. 312 f. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos – USP, São Carlos.
- LORENZEN, C. J. Determination of chlorophyll and phaeopigments: spectrophotometric equations. **Limnol. Oceanogr.**, v. 12, p. 343-346, 1967.
- McCANN, K.; HASTINGS, A.; HUXEL, G. R. Weak trophic interactions and the balance of nature. **Nature**, v. 395, p. 794-797, 1998.
- MACKERETH, F. J. H.; HERON, J.; TALLING, J. F. **Water analysis: some revised methods for limnologists**. Kendal, Freshwater Biological Association. Scientific Publication, 86, 1978. 117p.
- MAGURRAN, A. E. **Diversidad ecológica y su medición**. Barcelona, España, 1989. 200p.
- MAIER, M. H.; TAKINO, M.; TOLENTINO, M. Ecologia da bacia do rio Jacaré-Pepira: íons dominantes, São Paulo – Brasil. **B. Inst. Pesca**, v. 13, n. 1, p. 135-151, 1986.
- MARGALEF, R. Information theory in ecology. **Gen. Syst.**, v. 3, p. 36-71, 1958.
- MARGALEF, R. **Limnología**. Barcelona: Ediciones Omega, 1983.
- MARTINEZ, N. D.; LAWTON, J. H. Scale and food-web structure from local to global. **Oikos**, v. 73, p. 148-154, 1995.
- MATTHEWS, W. J. **Patterns in freshwater fish ecology**. New York: Chapman & Hall, 1995.
- MELLANBY, K. **Biologia da poluição**. EDUSP, 1982. 89p.
- MOTTA, R. L. **Trama alimentar das comunidades animais em um curso de água corrente (Ribeirão do Atalho, Itatinga-SP)**. 1996. 154 f. Dissertação (Mestrado) – UNESP, Botucatu.
- NEILL, M. Nitrate concentration in river waters in the South-east of Ireland and their relationship with agricultural practice. **Wat. Res.**, v. 23, n. 11, p. 1339-1355, 1989.
- ODUM, E. P. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Editora Guanabara Koogan S.A., 1985. 434p.

- ODUM, E. P. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Editora Guanabara Koogan S.A., 1988. 434p.
- OISHI, M. K. **Caracterização do meio físico, das características físicas e químicas e de fluxo de nutrientes em tributários de sub-bacias hidrográficas da bacia hidrográfica do reservatório de Barra Bonita (médio Tietê-SP)**. 1996. 199 f. Tese (Doutorado) – EESC- CRHEA-USP, São Carlos.
- OTTAWAY, J. H. **Bioquímica da poluição**. São Paulo: EdUSP, 1980. 73p. (Coleção Temas de biologia, v. 29).
- PAGIORO, T. A. et al. Zonação longitudinal das variáveis limnológicas abióticas em reservatórios. In: RODRIGUES, L.; THOMAZ, S. M.; AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. (Eds.). **Biocenoses em reservatórios: padrões espaciais e temporais**. São Carlos: RiMa, 2005. p. 40-46.
- PAINE, R. T. Food web complexity and species diversity. **Am. Nat.**, v. 10, n. 910, p. 65-75, 1966.
- PAMPLIM, P. A. Z. **Estudo comparativo da estrutura da comunidade bentônica de duas represas com diferenças no grau de eutrofização**. 2004. 113 f. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.
- PARAGUASSÚ, A. B.; GALDOLFI, N.; LANDIM, P. M. B. C. Considerações sobre o assoreamento do reservatório de Álvaro de Souza Lima (Bariri). In: TUNDISI, J. G. (Ed.). **Limnologia e manejo de represas**. 1988. p. 165-205. (Série Monografia em limnologia, v. I).
- PASCHOAL, C. M. R. B. **Avaliação ecotoxicológica de sedimentos em reservatórios da bacia do rio Tietê, SP, com ênfase na aplicação do estudo de AIT – Avaliação e identificação da toxicidade**. 2002. 164 f. Tese (Doutorado) – EESC-USP, São Carlos.
- PEREIRA, C. C. G. F. **Caracterização alimentar das espécies de peixes exóticas e nativas dos reservatórios do médio e baixo rio Tietê**. 2001. (Relatório Científico FAPESP, Processo 00/04465-8).
- PEREIRA, R. H. G. **Análise da distribuição, densidade e diversidade de Copepoda Calanoida e Cyclopoida nos reservatórios e tributários do Médio e Baixo rio Tietê e sua relação com as características limnológicas do sistema**. 2003. 287 f. Tese (Doutorado) – EESC-USP-SHS-CRHEA, São Carlos.
- PETREIRE Jr., M. Fisheries in large tropical reservoirs in South America. **Lake Reservoirs Management**, v. 2, p. 111-133, 1996.

- PIANNA, P. A. et al. Predição e mecanismos reguladores da biomassa de peixes em reservatórios. In: RODRIGUES, L.; THOMAZ, S. M.; AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. (Eds.). **Biocenoses em reservatórios: padrões espaciais e temporais**. São Carlos: RiMa, 2005. p. 303-310.
- PIELOU, E. C. Species – diversity and pattern diversity in the study of ecological succession. **J. Theoret. Biol.**, v. 10, p. 370-383, 1966.
- PINTO-COELHO, R. M. et al. Origens e efeitos do aporte externo de nutrientes em um reservatório tropical de grande porte: Reservatório de São Simão (MG/GO). In: NOGUEIRA, M. G.; HENRY, R.; JACIN, A. (Eds.). **Ecologia de reservatórios: impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata**. São Carlos: RiMa, 2005. p. 127-164.
- RIBEIRO, M. C. L. B. **Conservação da integridade biótica das comunidades de peixes do Ribeirão Gama: área de proteção ambiental (APA) Gama/Cabeça de Veado**. Brasília, DF. 1994. Tese (Doutorado) – UNESP, Rio Claro.
- RIBEIRO NETO, F. B.; ISHIKAWA-FERREIRA, L.; HÖFLING, J. C. A comunidade de peixes do Reservatório de Salto Grande. In: ESPÍNDOLA, E. L. G.; LEITE, M. A.; DORNFELD, C. B. (Eds.). **Reservatório de Salto Grande (Americana, SP): caracterização, impactos e propostas de manejo**. São Carlos: RiMa, 2004. 484p.
- RODGHER, S. **Estudos ecotoxicológicos e limnológicos nos reservatórios em cascata do médio e baixo rio Tietê: uma análise espacial e temporal**. 2001. 213 f. Dissertação (Mestrado) – EESC-USP, São Carlos.
- RODRIGUES, M. H. S. **Limnologia, análise da comunidade de macroinvertebrados bentônicos e bioensaios de toxicidade para avaliação ambiental dos reservatórios em casacata do médio e baixo rio Tietê (SP)**. 2003. 205f. Tese (Doutorado) – EESC-USP, São Carlos.
- SANDES, M. A. L. **Flutuações de fatores ecológicos, composição e biomassa do fitoplâncton em curto período de tempo no reservatório Álvaro de Souza Lima (Bariri, SP)**. 1990. Dissertação (Mestrado) – EESC-SHS-CRHEA, São Carlos.
- SMITH, W. S. et al. Impactos dos reservatórios do médio e baixo Tietê (SP) na composição das espécies de peixes e na atividade de pesca. In: ESPÍNDOLA, E. L. G.; MAUAD, F. F.; SCHALCH, V.; ROCHA, O.; FELICIDADE, N.; RIETZLER, A. C. (Eds.). **Recursos hidroenergéticos: usos, impactos e planejamento integrado**. São Carlos: RiMa, 2002. p. 57-72.

- SMITH, W. S. **A importância dos tributários, a influência da fragmentação artificial de rios e da introdução de espécies exóticas na comunidade de peixes dos reservatórios do Médio e Baixo Tietê**. 2004. 295 f. Tese (Doutorado) – Universidade de São Paulo, CRHEA, São Carlos.
- STEEDMAN, R. J. Modification and assessment of an index of integrity biotic to quantify stream quality in Southern Ontario. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.**, v. 45, p. 492-501, 1988.
- STEFAN, H. G.; PREUD'HOMME, E. B. Stream temperature estimation from air temperature. **Water Resources Bulletin**, v. 29, n. 1, p. 27-45, 1993.
- STEFANI, P. M. **Estudo ecomorfológico das espécies de peixes exóticas e nativas dos reservatórios do médio e baixo Tietê**. 2001. (Relatório Científico FAPESP, Processo 00/04466-4).
- STRAŠKRABA, M. Retention time as a key variable of reservoir limnology. In: TUNDISI, J. G.; STRAŠKRABA, M. (Eds.). **Theoretical reservoir ecology and its applications**. 1999. p. 385-410.
- _____; TUNDISI, J. G.; DUNCAN, A. State the art of reservoir limnology and water management. In: STRAŠKRABA, M.; TUNDISI, J. G.; DUNCAN, A. (Eds.). **Reservoir limnology and water quality management**. Dordrecht: Kluwer Academic Publisher, 1993. Cap. 13, p. 213-288.
- _____; TUNDISI, J. G. **Reservoir water quality management**. Japão: ILEC/UNEP, 1999. 229p. (Guidelines of Lakes Management Handbook, v. 9).
- STRICKLAND, J. G.; PARSON, T. R. **A manual of sea water analysis with a special reference to more common micronutrients and particulate**. 1960.
- TAVARES, K. S. **A comunidade de macrófitas aquáticas em reservatórios do médio e baixo rio Tietê (SP) e em lagos do médio rio Doce (MG)**. 2003. 123 f. Dissertação (Mestrado) – Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.
- TEIXEIRA, D. **Avaliação da qualidade da água, custos de tratamento de efluentes e recuperação de um sistema eutrofizado (Represa de Salto Grande, Americana – SP)**. 2000. 198 f. Tese (Doutorado) – EESC/USP, São Carlos.
- TEIXEIRA, C.; TUNDISI, J. G.; KUTNER, M. B. Plankton studies in a mangrove II: the standing-stock and some ecological factors. **Bolm. Inst. Oceanogr.**, v. 24, p. 23-41, 1965.

- TONISSI, F. B. **Avaliação ecotoxicológica do reservatório de Salto Grande, Americana (SP), como subsídio para análise da qualidade ambiental do sistema.** 1999. 150 f. Dissertação (Mestrado) – EESC/USP, São Carlos.
- TORLONI, C. E. C. et al. **Produção pesqueira e composição das capturas em reservatórios sob concessão da CESP nos rios Tietê, Paraná e Grande, no período de 1986 a 1991.** CESP, 1993. 73p. (Série Produção Pesqueira, v. 1).
- TUNDISI, J. G. Impactos ecológicos da construção de represas: aspectos específicos e problemas de manejo. In: TUNDISI, J. G. (Ed.). **Limnologia e manejo de represas.** Monografia em limnologia. São Carlos: USP/EESC/CRHEA, 1988. v. I, p. 1-76.
- TUNDISI, J. G. et al. Comparative limnology of five reservoirs in the middle Tietê River, S. Paulo State. **Verh. Internat. Verein. Limnol.**, v. 24, p. 1489-1496, 1991.
- VALDERRAMA, J. C. The simultaneous analysis of total nitrogen and phosphorus in natural waters. **MARC. CHEM.**, v. 10, p. 109-112, 1981.
- WETZEL, R. G. **Limnologia.** Lisboa: Fundação Calouste Gulbekian, 1983. 912p.
- WETZEL, R. G.; LIKENS, G. E. **Limnological analyses.** 2. Ed. New York: Springer Verlag, 1991.

ANEXOS

ANEXO A - Valores da temperatura da água (°C) nos diferentes meses de coleta, de acordo com a profundidade na coluna d'água.

	Profundidade (m)	Início	Meio	Barragem	Mínimo	Máximo	<i>Amplitude de variação</i>
Fevereiro/03	0	26,6	28,4	28,1	26,6	28,4	1,8
	0,5	26,6	28	27			
	1,0		27,8				
	1,5		27,3				
	2,0		27,2				
Junho/03	0	22,4	22,1	22,7	21,8	22,7	0,9
	0,5	22,3	22,1	22,6			
	1,0	22,3	21,8	22,5			
	1,5	22,1					
Setembro/03	0	18,8	18,9	19,6	18,8	19,6	0,8
	0,5	18,8	19,0	19,6			
	1,0	18,8	19,0	19,2			
	1,5		19,0				
	2,0		18,9				
	2,5		18,8				
Novembro/03	0	22,7	22,2	23,1	22,1	23,2	1,1
	0,5	22,7	22,2	23,2			
	1,0	22,7	22,1	23,1			
	1,5	22,7	22,1				
	2,0	22,7					

ANEXO B - Valores das concentrações de oxigênio dissolvido (mg/L) nos diferentes meses de coleta, de acordo com a profundidade na coluna d'água.

	Profundidade (m)	Início	Meio	Barragem	Mínimo	Máximo	Amplitude de variação
Fevereiro/03	0	3,97	6,40	3,34	3,23	6,40	3,17
	0,5	4,32	5,71	4,01			
	1,0		4,99				
	1,5		3,23				
	2,0		3,25				
Junho/03	0	10,01	7,56	10,13	7,07	10,13	3,06
	0,5	8,87	7,29	9,87			
	1,0	8,55	7,07	9,77			
	1,5	8,23					
Setembro/03	0	6,30	8,51	9,57	6,3	9,72	3,42
	0,5	6,51	8,26	9,72			
	1,0	6,54	8,47	7,09			
	1,5		8,05				
	2,0		7,35				
	2,5		6,92				
Novembro/03	0	6,76	7,17	7,96	6,75	7,96	1,21
	0,5	6,75	7,08	7,96			
	1,0	6,80	7,32	7,73			
	1,5	6,92	7,24				
	2,0	7,01					

ANEXO C - Valores das condutividades ($\mu\text{S}/\text{cm}$) nos diferentes meses de coleta, de acordo com a profundidade na coluna d'água.

	Profundidade (m)	Início	Meio	Barragem	Mínimo	Máximo	<i>Amplitude de variação</i>
Fevereiro/03	0	175	190	180	175	190	15
	0,5	176	189	180			
	1,0		188				
	1,5		188				
	2,0		188				
Junho/03	0	275	269	263	263	275	12
	0,5	275	269	263			
	1,0	275	269	263			
	1,5	274					
Setembro/03	0	334	324	314	312	334	22
	0,5	334	324	313			
	1,0	334	323	312			
	1,5		324				
	2,0		324				
	2,5		324				
Novembro/03	0	291	279	272	272	291	19
	0,5	290	279	272			
	1,0	290	279	272			
	1,5	290	279				
	2,0	290					

ANEXO D - Valores da precipitação e das temperaturas mínima e máxima dos meses de coleta.

Fevereiro				Junho			
Máxima	Mínima	Chuva	Data	Máxima	Mínima	Chuva	Data
33,2	19,4	18,0	1/2/2003	28,4	13,2	0,0	1/6/2003
33,7	19,0	0,0	2/2/2003	28,6	13,5	0,0	2/6/2003
33,3	19,4	0,0	3/2/2003	29,0	15,8	0,0	3/6/2003
32,5	20,0	0,0	4/2/2003	24,0	16,8	6,0	4/6/2003
33,9	19,7	0,0	5/2/2003	21,0	15,4	0,8	5/6/2003
32,0	20,0	4,4	6/2/2003	23,6	15,0	5,0	6/6/2003
32,7	20,7	0,0	7/2/2003	28,7	14,7	0,0	7/6/2003
32,9	20,8	0,0	8/2/2003	29,0	14,4	0,0	8/6/2003
33,6	20,9	0,0	9/2/2003	29,0	14,7	0,0	9/6/2003
34,2	21,0	0,0	10/2/2003	28,9	15,5	0,0	10/6/2003
33,5	21,5	0,0	11/2/2003	28,7	15,6	0,0	11/6/2003
34,0	20,0	0,0	12/2/2003	29,0	15,3	0,0	12/6/2003
32,7	19,9	0,5	13/2/2003	29,4	14,0	0,0	13/6/2003
31,0	18,7	21,0	14/2/2003	29,9	14,4	0,0	14/6/2003
28,6	18,5	10,0	15/2/2003	29,7	14,6	0,0	15/6/2003
27,9	19,7	15,0	16/2/2003	29,5	14,5	0,0	16/6/2003
25,6	19,4	30,0	17/2/2003	29,0	14,6	0,0	17/6/2003
28,3	21,4	2,0	18/2/2003	29,3	15,0	0,0	18/6/2003
32,2	19,0	0,5	19/2/2003	29,0	14,2	0,0	19/6/2003
31,8	20,0	0,0	20/2/2003	28,8	13,7	0,0	20/6/2003
31,6	21,0	11,0	21/2/2003	28,5	13,0	0,0	21/6/2003
31,9	20,9	3,9	22/2/2003	28,8	10,7	0,0	22/6/2003
33,8	20,7	0,0	23/2/2003	28,8	11,0	0,0	23/6/2003
33,9	19,8	0,0	24/2/2003	27,8	11,8	0,0	24/6/2003
34,4	20,0	0,0	25/2/2003	27,9	12,5	0,0	25/6/2003
35,0	22,0	0,0	26/2/2003	27,6	12,0	0,0	26/6/2003
35,3	21,0	0,0	27/2/2003	27,8	12,0	0,0	27/6/2003
34,6	22,1	0,0	28/2/2003	28,3	12,4	0,0	28/6/2003
32,4	20,2	4,2		28,0	11,9	0,0	29/6/2003
35,3	22,1	30,0		25,6	11,6	0,0	30/6/2003
25,6	18,5	0,0		28,1	13,8	0,4	
				29,9	16,8	6,0	
				21,0	10,7	0,0	
Setembro				Novembro			
Máxima	Mínima	Chuva	Data	Máxima	Mínima	Chuva	Data
26,5	9,8	0,0	1/9/2003	30,6	16,5	0,0	1/11/2003
28,2	12,4	0,0	2/9/2003	31,0	14,4	7,6	2/11/2003
27,4	11,0	0,0	3/9/2003	24,8	14,0	3,0	3/11/2003
31,7	11,4	0,0	4/9/2003	26,4	11,7	0,0	4/11/2003
31,9	14,0	0,0	5/9/2003	27,7	13,2	0,0	5/11/2003
32,5	14,2	0,0	6/9/2003	29,5	14,7	0,0	6/11/2003
32,7	14,4	0,0	7/9/2003	31,0	16,6	1,0	7/11/2003
32,0	14,0	0,0	8/9/2003	33,4	16,0	0,0	8/11/2003
24,0	18,3	0,4	9/9/2003	33,7	15,4	0,0	9/11/2003
21,6	18,0	6,0	10/9/2003	34,7	14,9	0,0	10/11/2003
20,8	12,5	5,3	11/9/2003	36,4	18,7	0,0	11/11/2003
23,0	8,8	0,0	12/9/2003	35,0	21,4	0,0	12/11/2003
27,8	9,0	0,0	13/9/2003	25,0	19,8	36,0	13/11/2003

Continuação							
28,0	9,3	0,0	14/9/2003	28,0	18,5	12,6	14/11/2003
31,6	9,5	0,0	15/9/2003	33,6	18,7	0,0	15/11/2003
22,4	12,5	0,0	16/9/2003	32,0	19,6	0,0	16/11/2003
26,0	14,0	4,0	17/9/2003	27,0	16,4	54,0	17/11/2003
29,9	12,7	0,0	18/9/2003	28,7	19,3	76,1	18/11/2003
30,7	13,5	0,0	19/9/2003	23,4	18,7	1,6	19/11/2003
33,6	13,6	0,0	20/9/2003	30,0	16,2	0,0	20/11/2003
34,0	13,7	0,0	21/9/2003	30,9	17,0	0,0	21/11/2003
36,0	13,5	0,0	22/9/2003	31,7	17,4	0,0	22/11/2003
36,4	16,6	0,0	23/9/2003	31,0	17,7	0,0	23/11/2003
36,8	18,3	0,0	24/9/2003	27,8	17,0	1,7	24/11/2003
34,0	18,0	0,0	25/9/2003	31,4	19,7	12,0	25/11/2003
33,7	18,0	0,0	26/9/2003	27,4	20,4	1,6	26/11/2003
33,0	17,6	3,2	27/9/2003	30,3	20,0	23,0	27/11/2003
33,3	16,5	0,0	28/9/2003	30,7	20,0	1,0	28/11/2003
31,6	16,4	0,0	29/9/2003	31,7	17,8	0,0	29/11/2003
30,6	15,0	0,0	30/9/2003	32,0	17,8	0,0	30/11/2003
30,1	13,9	0,6		30,2	17,3	7,7	
36,8	18,3	6,0		36,4	21,4	76,1	
20,8	8,8	0,0		23,4	11,7		

ANEXO E - Valores de pH nos diferentes meses de coleta, de acordo com a profundidade na coluna d'água.

	Profundidade (m)	Início	Meio	Barragem	Mínimo	Máximo	Amplitude de variação
Fevereiro/03	0	7,28	6,82	6,49	6,49	7,28	0,79
	0,5	6,88	6,66	6,85			
	1,0		6,94				
	1,5		6,87				
	2,0		7,09				
Junho/03	0	5,8	6,0	6,2	5,8	6,3	0,5
	0,5	6,0	6,0	6,2			
	1,0	6,0	6,1	6,3			
	1,5	6,1					
Setembro/03	0	7,66	7,69	6,74	6,74	7,77	1,03
	0,5	7,61	7,74	7,08			
	1,0	7,59	7,77	7,23			
	1,5		7,76				
	2,0		7,70				
	2,5		7,61				
Novembro/03	0	9,0	8,71	7,68	7,68	9,0	1,32
	0,5	8,88	8,62	7,76			
	1,0	8,82	8,57	7,76			
	1,5	8,78	8,57				
	2,0	8,74					

ANEXO F – Concentração de fósforo total ($\mu\text{g/L}$) nas diferentes estações de coleta durante o período de estudo.

	início	meio	barragem
Fevereiro	75,45	74,79	65,01
Junho	62,72	274,14	31,4
Setembro	43,8	48,04	33,69
Novembro	284,89	182,45	154,4

ANEXO G – Concentração de fosfato total dissolvido ($\mu\text{g/L}$), fosfato orgânico ($\mu\text{g/L}$) e inorgânico ($\mu\text{g/L}$) nas diferentes estações de coleta durante o período de estudo.

Fevereiro		início	meio	barragem
	Fosfato Total	31,43	67,79	33,87
	Fosfato Orgânico	13,78	25,22	15,35
	Fosfato Inorgânico	17,65	42,57	18,53
Junho		início	meio	barragem
	Fosfato Total	35,4	34,18	24,71
	Fosfato Orgânico	8,66	5,1	7,35
	Fosfato Inorgânico	26,74	29,08	17,35
Setembro		início	meio	barragem
	Fosfato Total	14,93	16,15	15,54
	Fosfato Orgânico	9,3	12,28	12,26
	Fosfato Inorgânico	5,63	3,87	3,28
Novembro		início	meio	barragem
	Fosfato Total	180,25	125,24	123,1
	Fosfato Orgânico	15,42	3,81	10,76
	Fosfato Inorgânico	164,83	121,44	112,35

ANEXO H – Concentração de nitrogênio total ($\mu\text{g/L}$) nas diferentes estações de coleta durante o período de estudo.

	início	Meio	barragem
Fevereiro	1265,79	1704,14	871,8
Junho	880,93	869,19	856,15
Setembro	1766,76	1798,07	1331,02
Novembro	4176,35	3674,08	3550,15

ANEXO I – Concentração de nitrato, nitrito e amônio ($\mu\text{g/L}$) nas diferentes estações de coleta durante o período de estudo.

Fevereiro		início	meio	barragem
	Nitrato	464,6	504,27	623,27
	Nitrito	63,53	77,38	115,92
	Amônio	28,31	172,9	27,53
Junho		início	meio	barragem
	Nitrato	193,07	201,57	229,91
	Nitrito	10,4	24,2	2,17
	Amônio	69,51	70,29	38,42
Setembro		início	meio	barragem
	Nitrato	515,13	449,02	298,85
	Nitrito	56,38	32,09	38,78
	Amônio	93,61	59,4	106,82
Novembro		início	meio	barragem
	Nitrato	1247,08	1365,13	1275,41
	Nitrito	53,71	101,5	50,48
	Amônio	8,1	48,52	8,1

ANEXO J – Variação de material em suspensão total (MST), fração orgânica (MSO) e inorgânica (MSI) durante o período de estudo (mg).

Fevereiro		início	meio	barragem
	MST	10,18	6,86	9,16
	MSI	5,5	2,66	2,68
	MSO	4,68	4,2	6,48
Junho		início	meio	barragem
	MST	2,28	22,44	3,6
	MSI	0,66	20,84	1,6
	MSO	1,62	1,6	2
Setembro		início	meio	barragem
	MST	10,18	6,86	9,16
	MSI	0,78	0,24	3,16
	MSO	9,4	6,62	6
Novembro		início	meio	barragem
	MST	1,88	3,58	2,02
	MSI	0,44	0,84	1,76
	MSO	1,44	2,74	1,86

ANEXO L – Concentração de clorofila e de feofitina (µg/L) nas diferentes estações de coleta durante o período de estudo.

	início		meio		barragem	
	clorofila	feofitina	clorofila	feofitina	clorofila	feofitina
Fevereiro	20,10	3,35	3,08	4,83	7,59	4,29
Junho	0,00	7,81	0,00	4,57	0,94	1,69
Setembro	0,00	4,08	6,31	22,58	1,47	35,32
Novembro	4,24	28,13	2,23	16,52	3,13	15,94

ANEXO M – MANOVA e teste de hipótese sobre os dados abióticos.

Effects coding used for categorical variables in model.
Categorical values encountered during processing are:
SAZON (2 levels)

1, 2

Number of cases processed: 12

Dependent variable means

VAZ	TR	MST	MSI	MSO
2.509	1.380	0.839	0.478	0.651
COND	NO2	NO3	NH4	TRANSP
2.413	1.590	2.692	1.655	0.328

Estimates of effects $B = (X'X)^{-1} X'Y$

		VAZ	TR	MST	MSI
CONSTANT			2.509	1.380	0.839
SAZON	1		0.167	0.164	-0.079
		MSO	COND	NO2	NO3
CONSTANT			0.651	2.413	1.590
SAZON	1		-0.024	-0.058	0.283
		NH4	TRANSP		
CONSTANT			1.655	0.328	
SAZON	1		-0.193	-0.002	

Test for effect called: SAZON

Univariate F Tests

Effect	SS	df	MS	F	P
VAZ	0.334	1	0.334	574.263	0.000
Error	0.006	10	0.001		
TR	0.323	1	0.323	312.894	0.000
Error	0.010	10	0.001		
MST	0.075	1	0.075	0.941	0.355
Error	0.797	10	0.080		

Continuação

MSI	0.002	1	0.002	0.013	0.911
Error	1.323	10	0.132		
MSO	0.007	1	0.007	0.132	0.724
Error	0.540	10	0.054		
COND	0.041	1	0.041	6.300	0.031
Error	0.064	10	0.006		
NO2	0.958	1	0.958	8.290	0.016
Error	1.155	10	0.116		
NO3	0.609	1	0.609	15.170	0.003
Error	0.402	10	0.040		
NH4	0.445	1	0.445	3.467	0.092
Error	1.285	10	0.128		
TRANSP	0.000	1	0.000	0.005	0.945
Error	0.086	10	0.009		

Multivariate Test Statistics

Wilks' Lambda =	0.000				
F-Statistic =	4469.661	df =	10,	1	Prob = 0.012
Pillai Trace =	1.000				
F-Statistic =	4469.661	df =	10,	1	Prob = 0.012
Hotelling-Lawley Trace =	44696.605				
F-Statistic =	4469.661	df =	10,	1	Prob = 0.012

ANEXO N – Transparência máxima da coluna d'água (disco de Secchi) nos respectivos meses de coleta.

Profundidade (m)	Início	Meio	Barragem
Fevereiro	0,5	2,0	0,5
Junho	1,5	1,0	1,0
Setembro	1,0	2,5	1,0
Novembro	2,0	1,5	1,0

CAPÍTULO II

Dinâmica populacional e aspectos reprodutivos das
espécies de peixes dominantes do reservatório de
Bariri

Capítulo II – Dinâmica populacional e aspectos reprodutivos das espécies de peixes dominantes do reservatório de Bariri

1. Introdução

Vários autores relatam que o represamento gera mudanças na composição e na estrutura das assembléias de peixes. Nestes sistemas, pode ocorrer a excessiva proliferação de algumas espécies e a diminuição ou mesmo a extinção de outras (AGOSTINHO *et al.*, 1992). Nos reservatórios do rio Tietê esses fatos puderam ser comprovados por SMITH (2004), que constatou em sua pesquisa sobre a série histórica das espécies que várias delas tornaram-se mais abundantes após o represamento e outras tiveram redução na sua abundância ou, ainda, a extinção local, especialmente as espécies migradoras e as dependentes da mata ciliar. Assim, pode-se dizer que neste sistema predominam as espécies não migradoras e algumas introduzidas.

Diferentes são os fatores que possibilitam o sucesso reprodutivo de algumas espécies e o insucesso de outras. CHALCRAFT & RESETARITS (2003), em seu trabalho, citam uma extensa revisão das interações entre as espécies e a influência das mesmas na adaptação individual dos organismos na dinâmica da população e na estrutura da comunidade. Dentre estas adaptações deve-se incluir as diferenças entre as estratégias e as táticas reprodutivas de cada espécie. A estratégia reprodutiva é o padrão geral típico de reprodução mostrado por indivíduos da mesma espécie e as táticas reprodutivas, por sua vez, são as variações dessa estratégia, por meio da qual o peixe responde às flutuações do ambiente (WOOTTON, 1984). DIAS (1989) relata que os atributos mais flexíveis das estratégias (as táticas) são o período e, possivelmente, o local de desova, enquanto outros, como cuidado parental e tipo de gametas, são mais inflexíveis (SUZUKI *et al.*, 2005).

Peixes com diferentes estratégias de vida freqüentemente coexistem no mesmo habitat, embora uns respondam rapidamente às ações do represamento e outros gradualmente por anos ou décadas, dependendo da sua natureza trófica (WINEMILLER, 1995; AGOSTINHO *et al.*, 1999). Ainda assim, há uma expectativa de crescimento populacional de piscívoros em decorrência do aumento na abundância das espécies forrageiras à medida que os reservatórios envelhecem (AGOSTINHO *et al.*, 1999). Em contrapartida, participações expressivas de

detritívoros tendem a ser mais comuns em represamentos recentes, em decorrência do alagamento de biomassa terrestre durante a formação dos reservatórios (AGOSTINHO *et al.*, 1977; AGOSTINHO *et al.*, 1999; ABELHA *et al.*, 2005).

Após o impacto inicial do fechamento do rio e o aumento do nível da água, ocorre uma reorganização total do sistema, que se estabiliza. Essa estabilização em volume e morfometria levam alguns anos, de forma que, dependendo do volume de água, da área inundada, do tempo de retenção e da morfometria, o reservatório pode ter uma estrutura ecológica mais definida e estável. Algumas vezes, o rápido aumento das atividades agrícolas e industriais, o uso e o despejo intensivo dos agrotóxicos e das substâncias tóxicas nos sistemas aquáticos, em geral, podem produzir amplas modificações pela alteração da biota e pela contaminação dos sedimentos dos rios, represas e lagoas marginais (TUNDISI *et al.*, 1999). Esse tipo de interferência no sistema pode incorrer em alterações na estrutura e organização das assembléias de peixes, embora alguns autores considerem essa organização resultado da combinação de três fatores: 1) eventos evolucionários, 2) predação e 3) competição, provavelmente nessa ordem de importância (BALTZ & MOYLE, 1993).

Sobre a composição das espécies de peixes de um reservatório, sabe-se que esta é primariamente dependente da fauna do rio que foi represado, sendo que cada região zoogeográfica tem uma distinta fauna de peixe. Espécies pré-adaptadas a ambientes lacustres são recrutadas e passam a fazer parte do ambiente limnológico (FERNANDO & HOLCICK, 1991), e a relação existente entre o tamanho, a ecomorfometria das espécies e o metabolismo dos organismos faz com que as comunidades tenham uma estrutura trófica definida, a qual, muitas vezes, caracteriza determinado tipo de ecossistema (ODUM, 1985). Essa estrutura é uma propriedade fundamental que tende a se restabelecer quando uma comunidade for agudamente perturbada (HEATWOLD & LEVINE, 1972¹⁰, *apud* ODUM, 1985).

Outro aspecto bem definido dos represamentos é a interrupção dos ciclos migratórios alimentares e reprodutivos de algumas espécies de peixes reofílicas de alto valor comercial, além da presença de uma ictiofauna menos complexa que a de seus rios formadores. Nestes casos, há predomínio de espécies de pequeno porte já presentes na fase rio (nativas), que conseguem suportar tais impactos, sendo consideradas pré-adaptadas às novas condições lacustres (CASTRO & ARCIFA,

¹⁰ Heatwold, H. & Levine, K. Trophic structure, stability and faunal change during recolonization. *Ecology*, 53:531-534. 1972.

1987; LOWE-McCONNELL, 1987; FERNANDO & HOLCICK, 1991; WOYNAROVICH, 1991; PETRERE Jr., 1996). De acordo com FERNANDO & HOLCICK (1991), as comunidades de peixes dos reservatórios assemelham-se com as comunidades de lagos jovens, e a fauna das regiões litorâneas dos reservatórios tropicais é normalmente dominada por ninhos (tocas) de espécies onívoras. Nos reservatórios tropicais os Cichlideos têm provado ser especialmente mais adaptados a se reproduzirem ante flutuações no nível da água, pois têm prolongada estação reprodutiva e cuidado parental, que são atributos que correspondem a uma estratégia de equilíbrio (WINEMILLER, 1989). Em contrapartida, nos reservatórios de clima temperado alguns Cyprinideos, Catostomideos e Percideos desenvolvem-se similarmente, embora com habilidades não completamente comparáveis (FERNANDO & HOLCICK, 1991).

Nos sistemas rios/planície de inundação, responsáveis pela formação das lagoas temporárias, o regime hidrológico é a principal força condutora, sendo o pulso de inundação de importância crucial para a manutenção da alta produtividade e diversidade desses ecossistemas complexos e frágeis (JUNK *et al.*, 1989). As lagoas marginais são formadas durante o período de cheia dos rios, quando estes invadem as áreas mais baixas. Essas lagoas são essenciais para reprodução dos peixes, considerando que, durante o período de cheia, milhares de ovos e larvas jovens são carregados para dentro dessas lagoas, que se tornam berçários naturais de peixes. Além de essas áreas serem criadouros naturais de várias espécies de peixes, elas se constituem em ambientes de extrema importância para outras espécies animais que lá habitam, como os invertebrados, anfíbios, répteis, aves e mamíferos (FISCHER *et al.*, 1992).

No caso específico dos peixes, esse *habitat* é importante para os estágios iniciais de desenvolvimento dos mesmos, devido aos recursos alimentares naturais que possui, especialmente plâncton e os abrigos promovidos pelas macrófitas (VERÍSSIMO, 1994; SMITH & BARRELLA, 2000).

Dentre os impactos que freqüentemente ocorrem na área de entorno dos corpos d'água está o desmatamento e a redução da cobertura vegetal, que trazem como uma das suas principais conseqüências a siltação (entrada e deposição de sedimentos) e a diminuição de proteção nos *habitats* aquáticos (BARRELLA & PETRERE Jr., 1995). Isso ocorre visto que o solo sofre erosão, liberando sedimentos que sobrecarregam a drenagem final dos rios e reservatórios e

corroboram para destruição das áreas de margens responsáveis pela alimentação, reprodução e refúgio dos peixes. A presença de partículas em suspensão decorrentes da erosão também contribui para perturbações físicas e químicas ao ambiente aquático. Desta forma, a presença da vegetação marginal torna-se essencial ao equilíbrio ecológico dos cursos d'água (FISCHER *et al.*, 1992; SMITH *et al.*, 2003).

A dinâmica populacional e o sucesso reprodutivo das espécies envolvem, portanto, uma complexidade de fatores endógenos e exógenos que incluem variações ambientais, fisiológicas e comportamentais das espécies de peixes. Em se tratando de ações comportamentais, existem três tipos de migração adotados pelas espécies que são: a migração reprodutiva: a mais observada, que se refere aos movimentos ascendentes de grandes amplitudes, que são imprescindíveis à maturação das gônadas (GODOY, 1975); a migração trófica: quando peixes ocupam áreas inundadas periodicamente (movimento lateral do canal, LOWE McCONNELL, 1964¹¹, *apud* GARUTTI & GARUTTI, 2000); e a migração ontogênica: na qual em pelo menos um dos estádios do ciclo de vida ocorre em biótopo diverso dos demais, assim a espécie requer pelo menos dois biótopos para completar seu ciclo. Isso acontece com algumas espécies que utilizam a planície de inundação para o crescimento inicial (GARUTTI & GARUTTI, 2000).

Com o intuito de verificar quais fatores estabeleciam relação com o período reprodutivo das espécies de peixes dominantes no reservatório de Bariri, algumas variáveis ambientais foram relacionadas com as populações de peixes, além do estudo das dinâmicas populacionais destas mesmas espécies.

¹¹ Lowe McConnell. The fishes of the Rupununi savanna district of British Guiana, South America. Part I. Ecological groupings of fish species and effects of the seasonal cycle on the fish. **J. Linn. Soc. Zool.**, London, v. 45, n°.304, p. 103-144, 1964.

2. Objetivos

Este capítulo teve por objetivo identificar quais eram as espécies abundantes do reservatório de Bariri, coletadas nos meses de fevereiro e junho de 2003, e analisar a estrutura populacional e os fatores ambientais que propiciaram o sucesso reprodutivo das mesmas.

Para tanto se fez necessário: 1. Aplicar o Índice Ponderal de Dominância sobre as 37 espécies de peixes coletadas; 2. Determinar a estrutura das populações das espécies de maior dominância deste sistema em relação à composição em tamanho, sexo e proporção sexual das diferentes espécies; 3. Determinar a relação peso x comprimento e os fatores de condição das espécies; 4. Estabelecer uma escala de maturação para as espécies de peixes mais abundantes; 5. Verificar, através da curva de maturação, o período reprodutivo e o tamanho do menor indivíduo em 1ª maturação para cada espécie dominante; e 6. Relacionar a comunidade com as variáveis ambientais analisadas para cada época de coleta.

3. Materiais e métodos

3.1. Local, periodicidade e forma de coleta

Em função do número elevado de exemplares coletados em cada mês de coleta (fevereiro, junho, setembro e novembro), optou-se por utilizar neste capítulo uma subamostra dos dois primeiros meses, contemplando, desta forma, as épocas chuvosa e seca. As coletas dos peixes foram realizadas em três estações denominadas Início, Meio e Barragem (vide Cap. 1), com três baterias de rede localizadas uma em cada estação de coleta. As baterias de rede de espera tinham malhas de 3 a 12 cm entre nós opostos, sendo colocadas no período da tarde entre às 16 e 18 horas, e retiradas na manhã seguinte, permanecendo no mínimo 12 horas de espera. Ainda em campo, foram feitos os registros das espécies coletadas em cada rede e em cada estação de coleta, para em seguida os indivíduos serem fixados em formol 10% e acondicionados em sacos plásticos contendo as informações sobre a época de coleta e o ponto em que foi coletado. Todo material fixado foi transportado até o laboratório, onde seguiram os procedimentos de biometria (peso corporal, comprimentos padrão e total).

3.2. Estrutura da comunidade íctica

Com o objetivo de reconhecer quais eram as espécies de maior dominância do reservatório de Bariri, em duas épocas de coleta (fevereiro e junho de 2003), aplicou-se o Índice Ponderal de Dominância (BEAUMORD, 1991), que considera a contribuição do número de indivíduos capturados e a biomassa correspondente:

$$ID (\%) = \frac{(N_i * P_i)}{\sum (N_i * P_i)} \times 100$$

em que ID (%) = Índice Ponderal de Dominância;

N_i = número de indivíduos capturados da espécie i ;

P_i = peso total dos indivíduos capturados da espécie i .

Em seguida, as espécies foram classificadas pelo índice, de maneira que:

$ID (\%) \geq 1\% \rightarrow$ Espécies dominantes

$0,01\% < ID (\%) < 1\% \rightarrow$ Espécies de baixa dominância

$ID (\%) \leq 0,01\% \rightarrow$ Espécies raras

3.3. Estrutura da população das espécies de peixes dominantes do reservatório de Bariri

A análise dos parâmetros populacionais foi realizada para as espécies de peixes de maior dominância. A estrutura da população foi analisada pela sua composição em sexo e comprimento total (Lt). Para a caracterização da população por classes de tamanho, estas foram estabelecidas pelo Método de Sturges (STURGES, 1926).

$$N^{\circ} \text{ de classes} = 1 + 3,22 \cdot \log_{10} N$$

Em que N = abundância total dos indivíduos.

Para constatar a possível diferença entre a distribuição de frequência de fêmeas e machos em relação às classes de tamanho (Lt), foi aplicado o Teste Qui-quadrado para a verificação da independência ou da associação significativa entre

os sexos e as categorias de tamanho (SNEDECOR & COCHRAN, 1971; FRAGOSO, 2000).

A diferença significativa da proporção sexual foi analisada pela aplicação do Teste Qui-quadrado (χ^2) ($p < 0,05$) aos dados de frequência absoluta de fêmeas e machos nos quatro meses de amostragem (SNEDECOR & COCHRAN, 1971).

3.3.1. Relação peso/comprimento

Para determinar a relação entre peso e comprimento foi aplicada a metodologia sugerida por LE CREN (1951), segundo a qual as variáveis foram lançadas em gráficos segundo a expressão:

$$Wt = a \cdot Lt^b$$

No qual, Wt = peso total (g);

Lt = comprimento total (cm);

a = coeficiente de condição definido pelo grau de engorda (fator de condição);

b = coeficiente de crescimento relativo da espécie.

Os dados de peso e comprimento total de cada espécie, em cada época de coleta, foram logaritmizados (valores de Wt e Lt) e linearizou-se a expressão matemática da curva, chegando-se à relação de Pearson.

$$\ln Wt = \ln a + b \cdot \ln Lt$$

No qual, b = coeficiente angular da relação linear;

$\ln a$ = coeficiente linear da relação linear.

Em seguida, aplicou-se o método dos mínimos quadrados, estimando-se os valores de ambos os coeficientes.

3.3.2. Fatores de condição

Para o cálculo do fator de condição alométrico (K), também foi utilizada a expressão matemática indicada por LE CREN (1951):

$$K = Wt / Lt^b$$

No qual, Wt = Peso total em gramas;

Lt = Comprimento total em centímetros;

b = coeficiente de crescimento relativo.

Com todos os valores de peso total (Wt) e comprimento total (Lt), ajustou-se a curva da relação $Wt = a.Lt^b$ e estimaram-se os valores dos coeficientes **a** e **b**, empregados no cálculo dos valores teoricamente esperados de peso total (We)¹². Esse cálculo do We é o mais adequado quando se deseja comparar subgrupos (ou populações) que possuem o valor de **b** semelhante ou, ainda, no auxílio da seleção de fêmeas para a reprodução induzida (VERANI *et. al.*, 1997) e no estudo das condições fisiológicas de larvas de peixes (SÁ, 1998).

Os valores de **b** (coeficiente associado ao tipo de crescimento relativo da espécie) estimados na relação peso-comprimento total foram comparados ao valor 3 (teste “t” de Student, 95% de confiança, $\alpha = 0,05$), a fim de verificar a existência significativa da isometria no crescimento relativo das espécies. Tal teste possibilita a comparação entre os machos e as fêmeas (VIEIRA, 1999).

De acordo com LE CREN (1951), o valor de **b**, usualmente, varia de 2,5 a 4,0, sendo 3 o valor que representa o tipo de crescimento isométrico, que é o teoricamente ideal. Neste caso, o indivíduo mantém as proporções corporais ao longo de todo o processo de crescimento. Valores acima de 3 representam crescimento alométrico positivo e abaixo deste, crescimento alométrico negativo.

Na seqüência, foram calculados os valores do fator de condição relativo (Kn), que, segundo LE CREN (op. cit.), permite identificar diferenças na condição de populações de peixes em diferentes períodos ou locais. Este cálculo exprime o quociente entre o peso observado e o peso teoricamente esperado para um dado comprimento:

$$Kn = Wt / We$$

Calculados os valores de **K** e **Kn** para ambos os sexos, estimou-se as médias e os intervalos de confiança correspondentes às respectivas épocas de coleta e aos estádios de maturação gonadal.

Assim, verificada a existência de relação linear estimou-se os coeficientes das retas de regressão (método dos mínimos quadrados) e, posteriormente, os coeficientes da expressão matemática da curva da relação peso-comprimento de

¹² $WE = a. Lt^b$

cada espécie. O fator de condição relativo foi calculado para cada indivíduo e, posteriormente, estimou-se as médias desses valores para cada espécie em cada época do ano.

$$\overline{Kn} = \sum Kn / n$$

Para, Kn = Fator de condição relativo;

$\overline{Kn}$ = Valor médio do fator de condição relativo de uma espécie em cada época de coleta;

Wt = Peso total observado para cada exemplar;

We = Peso total teoricamente esperado para cada exemplar, estimado pela expressão matemática da relação peso-comprimento de cada espécie;

n = número de exemplares de cada espécie em cada uma das épocas de coleta.

Através da aplicação do teste “t” de Student foi verificado se os valores médios de Kn diferiam do valor 1,0, que é o teoricamente esperado para uma “Condição relativa normal”. Valores de Kn menores que 0,95 representam “Condição relativa inferior”, maiores que 1,05, “Condição relativa superior” (VIEIRA, 1999).

Para os valores de Kn correspondentes às épocas amostradas e aos estádios de maturação gonadal dos machos e das fêmeas foi aplicado o Teste de Kruskal-Wallis, a fim de verificar as diferenças significativas entre as épocas de coleta e os valores de referência (FRAGOSO, 2000).

3.3.3. Reprodução - Escala de maturação gonadal – índice gonadossomático (IGS)

Para a subamostra estabelecida pelo método de Sturges (de separação de classes), fez-se uma análise macroscópica da gônada estabelecendo-se uma escala de maturidade para a espécie, considerando também os valores do IGS:

$$IGS = (wg/Wt). 100$$

Sendo, Wg = peso das gônadas em gramas;

Wt = peso total do peixe em gramas.

Em seguida, foi calculada a frequência percentual de ocorrência dos estádios de maturação gonadal para cada sexo e então plotados os resultados em gráficos para a análise. A curva de maturação foi estabelecida pela distribuição dos valores

médios estimados do IGS _{médio} para as fêmeas e para os machos, em cada uma das coletas:

$$\text{IGS}_{\text{médio}} = \sum \text{IGS} / n$$

Sendo, $\sum \text{IGS}$ = somatório dos valores individuais de IGS;

n = número total de peixes amostrados nas épocas de coleta.

A curva de maturação foi graficamente comparada às curvas de distribuição dos valores de K_n para as distintas épocas de coleta. Para verificar a associação ou diferença significativa entre as categorias reprodutivas nas distintas épocas de coleta também foi aplicado o teste “t” de Student ($\alpha = 0,05$ e $H_0 \rightarrow K_n \text{ médio} = 1$).

Em função de os indivíduos estarem fixados e dificultarem a classificação pela coloração, optou-se por considerar apenas três estádios de maturação gonadal para ambos os sexos:

- **Imaturo (ou indiferenciado):** Impossível de distinguir o estágio e o sexo.
- **Em maturação:** Os ovários ocupam cerca de 1/3 a 2/3 da cavidade abdominal, com intensas redes capilares, sendo possível observar os ovócitos a olho nu. Da mesma maneira, os testículos apresentam-se desenvolvidos, com forma lobulada, cuja membrana se rompe com certa pressão, eliminando esperma leitoso, viscoso.
- **Maduro:** Os ovários apresentam-se túrgidos, ocupam quase a cavidade abdominal completa e observam-se, a olho nu, os ovócitos maduros. Os testículos apresentam-se túrgidos, esbranquiçados, ocupam grande parte da cavidade e seu líquido é menos viscoso que do estágio anterior (VAZZOLER, 1981).

Os exemplares com gônadas deterioradas foram classificados como “estádio não determinado”.

3.4. Tamanho da primeira maturação gonadal

O tamanho da primeira maturação gonadal, tanto de fêmeas como de machos, foi estabelecido segundo SATO & GODINHO (1988), que propõem que este seja indicado pelo menor indivíduo capturado em maturação gonadal avançada. A escolha deste método foi feita em função da dificuldade para diferenciar os indivíduos imaturos dos indivíduos em repouso.

4. Resultados e discussão

4.1. Estrutura da comunidade íctica

A construção de reservatórios impulsionou a introdução de peixes, principalmente de espécies alóctones, a partir de 1960, realizada, pelo que consta, pelo setor elétrico com o intuito de incrementar a pesca. Porém, trouxe como consequência a redução dos estoques de inúmeras espécies nativas, como foi o caso do dourado, do pintado, do jaú e da piracanjuba (SMITH, 2004). Segundo AGOSTINHO & JULIO JR. (1996), as razões para introdução de espécies são: oferecimento de uma nova opção de pesca, desenvolvimento da pesca esportiva e turismo, oferta de formas forrageiras e o controle de organismos. Este tipo de introdução ocorreu com duas espécies de Cichlidae (*Tilapia rendalli* e *Cichla ocellaris*) em nove reservatórios do estado de São Paulo, que tiveram seus estudos realizados na década de 80 pelo Departamento de Ecologia da Universidade de São Paulo, como verificado por CASTRO & ARCIFA (1987).

O crescimento exponencial da população é comum entre espécies predadoras introduzidas, que incorrem em maior competição intraespecífica por espaço e alimento (BEDARF *et al.*, 2001¹³, *apud* GOMIERO & BRAGA, 2004). Como consequência pode decrescer a biomassa das espécies introduzidas (WILLIAMS *et al.*, 1998).

No reservatório de Bariri foram identificadas 37 espécies de peixes, dentre as quais espécies nativas, exóticas e alóctones. Porém, neste capítulo, optou-se por analisar a dinâmica populacional de uma parcela dessas espécies, a qual incluiu somente as espécies consideradas dominantes em fevereiro e junho de 2003. Assim sendo, sobre a relação das espécies capturadas nos dois meses (Anexos A1 e A2), aplicou-se o Índice Ponderal de Dominância (BEAUMORD, 1991).

Os resultados (Tabela 1) indicaram que no mês de fevereiro 19 espécies foram raras, 13, de baixa dominância e 5, dominantes. Em junho, 18 espécies foram raras, 14, de baixa dominância e 5 foram dominantes. Algumas delas, como é o caso de *Apareiodon affinis* (sp 2), podem apresentar baixa dominância num período, porém ser dominante em outro. Este tipo de constatação também foi feito por

¹³ Bedarf *et al.* Initial six-year expansion of na introduced piscivorous fish in a tropical Central American lake. **Biological Invasions**, v. 3, p.391-404, 2001.

PAVANELLI & CARAMASCHI (1997) em dois afluentes do alto Paraná, onde esta mesma espécie também foi considerada ocasional.

Com base na análise de dominância, os parâmetros populacionais foram obtidos apenas para as seis espécies dominantes, selecionadas de acordo com o cálculo do Índice Ponderal de Dominância. As espécies selecionadas foram: *Apareiodon affinis* (sp 2), *Astyanax altiparanae* (sp 4), *Geophagus brasiliensis* (sp 13), *Plagioscion squamosissimus* (sp 28), *Tilapia rendalli* (sp 36) e *Triportheus signatus* (sp 37). Com exceção das espécies *Apareiodon affinis* (sp 2) e *Triportheus signatus* (sp 37), todas as demais espécies foram dominantes nas duas coletas.

Tabela 1: Relação das espécies de peixes capturadas no reservatório de Bariri, com seus respectivos códigos, nome vulgar e abundância, nos meses de fevereiro e junho de 2003.

Espécies coletadas	Cód	Fev/2003	Jun/2003
<i>Acestrorhynchus lacustris</i>	Sp1	RARA	RARA
<i>Apareiodon affinis</i>	Sp2	BAIXA DOMINÂNCIA	DOMINANTE
<i>Astronotus ocellatus</i>	Sp3	RARA	RARA
<i>Astyanax altiparanae</i>	Sp4	DOMINANTE	DOMINANTE
<i>Astyanax fasciatus</i>	Sp5	RARA	RARA
<i>Astyanax sp 1</i>	Sp6	RARA	RARA
<i>Astyanax sp 2</i>	Sp7	RARA	BAIXA DOMINÂNCIA
<i>Astyanax sp 3</i>	Sp8	RARA	RARA
<i>Cichla cf. monoculus</i>	Sp9	RARA	RARA
<i>Crenicichla britski</i>	Sp10	RARA	RARA
<i>Cyphocharax modestus</i>	Sp11	RARA	BAIXA DOMINÂNCIA
<i>Eigenmania sp</i>	Sp12	RARA	RARA
<i>Geophagus brasiliensis</i>	Sp13	DOMINANTE	DOMINANTE
<i>Gymnotus carapo</i>	Sp14	RARA	RARA
<i>Hoplias malabaricus</i>	Sp15	BAIXA DOMINÂNCIA	RARA
<i>Hoplosternum littorale</i>	Sp16	BAIXA DOMINÂNCIA	RARA
<i>Hypostomus margaritifer</i>	Sp17	BAIXA DOMINÂNCIA	BAIXA DOMINÂNCIA
<i>Leporinus lacustris</i>	Sp18	RARA	RARA
<i>Leporinus obtusidens</i>	Sp19	RARA	BAIXA DOMINÂNCIA
<i>Leporinus sp1</i>	Sp20	BAIXA DOMINÂNCIA	RARA
<i>Leporinus sp2</i>	Sp21	BAIXA DOMINÂNCIA	RARA
<i>Lipossarcus anisitsi</i>	Sp22	RARA	BAIXA DOMINÂNCIA
<i>Metynnis maculatus</i>	Sp23	RARA	BAIXA DOMINÂNCIA
<i>Moenkhausia intermedia</i>	Sp24	BAIXA DOMINÂNCIA	BAIXA DOMINÂNCIA
<i>Oligossarcus pinto</i>	Sp25	RARA	RARA
<i>Oreochromis niloticus</i>	Sp26	BAIXA DOMINÂNCIA	RARA
<i>Pimelodus maculatus</i>	Sp27	BAIXA DOMINÂNCIA	BAIXA DOMINÂNCIA
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	Sp28	DOMINANTE	DOMINANTE
<i>Prochilodus lineatus</i>	Sp29	RARA	BAIXA DOMINÂNCIA
<i>Rhamdia quelen</i>	Sp30	BAIXA DOMINÂNCIA	RARA
<i>Salminus hilarii</i>	Sp31	RARA	RARA
<i>Satanoperca jurupari</i>	Sp32	RARA	BAIXA DOMINÂNCIA
<i>Schizodon nasutus</i>	Sp33	BAIXA DOMINÂNCIA	BAIXA DOMINÂNCIA
<i>Serrasalmus spilopleura</i>	Sp34	BAIXA DOMINÂNCIA	BAIXA DOMINÂNCIA
<i>Steindachnerina insculpta</i>	Sp35	BAIXA DOMINÂNCIA	BAIXA DOMINÂNCIA
<i>Tilapia rendalli</i>	Sp36	DOMINANTE	DOMINANTE
<i>Triportheus signatus</i>	Sp37	DOMINANTE	BAIXA DOMINÂNCIA

A análise das freqüências absolutas das categorias estabelecidas pelo ID indicou que o reservatório de Bariri apresentou maior freqüência de espécies raras, seguida de espécies de baixa dominância e de dominantes, sucessivamente, para os dois meses de coleta (Figura 1).

Figura 1: Freqüências absolutas das categorias estabelecidas pelo ID, para os meses de fevereiro e junho de 2003, no reservatório de Bariri.

No mês de fevereiro as espécies raras representaram 51,4% do total coletado, enquanto as espécies de baixa dominância e dominantes, 35,1% e 13,5%, respectivamente. Em junho as espécies dominantes também representaram 13,5% do total coletado, porém, as espécies raras foram menos representativas que no mês anterior (48,7%). As de baixa dominância, em junho, encontravam-se em maior número (37,8%) que em fevereiro.

4.2. Estrutura da população

Do total de 1659 indivíduos coletados (considerando somente a subamostra dos meses de fevereiro e junho), 41,95% foram da espécie *Astyanax altiparanae*, 20,43%, da *Plagioscion squamosissimus*, 8,14%, de *Apareiodon affinis*, 4,88%, de *Geophagus brasiliensis*, 3,01%, da espécie *Tilapia rendalli* e 2,35%, de *Triportheus signatus* (Figura 2). Os 19,3% estavam distribuídos entre as outras 30 espécies.

Figura 2: Frequências absoluta e relativa das espécies de peixes dominantes no reservatório de Bariri, em fevereiro e junho de 2003 (*Apareiodon affinis* (sp 2), *Astyanax altiparanae* (sp 4), *Geophagus brasiliensis* (sp 13), *Plagioscion squamosissimus* (sp 28), *Tilapia rendalli* (sp 36) e *Triportheus signatus* (sp 37)).

Os indivíduos machos foram predominantes em relação às fêmeas nas espécies *Astyanax altiparanae* (sp 4), *Geophagus brasiliensis* (sp 13), *Tilapia rendalli* (sp 36) e *Triportheus signatus* (sp 37), como pode ser observado na Figura 3. Na espécie *Apareiodon affinis* (sp 2) as fêmeas estiveram em maior número que os machos e na espécie *Plagioscion squamosissimus* (sp 28) a predominância foi dos indivíduos indiferenciados em relação aos machos e fêmeas.

Ao observar a composição em sexo das espécies dominantes analisadas nos meses de fevereiro e junho (Figura 4), constatou-se que para a espécie *Apareiodon affinis* (sp 2) a categoria mais representativa foi a das fêmeas. Em relação à espécie *Astyanax altiparanae* (sp 4), no mês de fevereiro, a proporção entre indivíduos machos e fêmeas foi praticamente a mesma (Figuras 4 e 5), enquanto para o mês de junho, os machos estiveram em maior número, seguidos pelos indivíduos indiferenciados e fêmeas, respectivamente (Figura 4). Para a espécie *Geophagus brasiliensis* (sp 13), as proporções entre machos e fêmeas foram muito próximas, porém, em ambos os meses houve a predominância de indivíduos machos (Figuras 5 e 6). A espécie *Plagioscion squamosissimus* (sp 28), no mês de fevereiro, apresentou mais indivíduos machos, seguidos pelas fêmeas e pelos indiferenciados (Figura 4). No mês de junho os indivíduos indiferenciados superaram os machos e

as fêmeas (Figura 4). A proporção entre machos e fêmeas da espécie *Tilapia rendalli* (sp 36) foi exatamente a mesma (Figura 5) no mês de fevereiro. Em junho, por sua vez, havia mais machos do que fêmeas e indivíduos indiferenciados (Figura 4). Em relação à espécie *Triportheus signatus* (sp 37), a maior abundância ficou com as fêmeas no mês de fevereiro, seguidas pelos indivíduos machos e indiferenciados, respectivamente, enquanto no mês de junho, a predominância foi dos indivíduos machos sobre as fêmeas e o indivíduos indiferenciados (Figuras 4 a 6).

Como se pode observar, algumas espécies tiveram grande número de indivíduos imaturos ou indiferenciados e, de acordo com ODUM (1988), esta alta proporção de indivíduos jovens é um indicativo de que a população cresce rapidamente.

A proporção sexual diferiu significativamente de 1:1 apenas no mês de junho, para as espécies *Apareiodon affinis* (sp 2), *Astyanax altiparanae* (sp 4), *Plagioscion squamosissimus* (sp 28) e *Triportheus signatus* (sp 37), como pode ser verificado no Anexo B. De modo geral, para essas espécies, os machos foram mais numerosos que as fêmeas, com exceção dos indivíduos de *Apareiodon affinis* (sp 2), que tinham mais fêmeas. As diferenças significativas foram consideradas com valor crítico de $\chi^2 = 3,84$, para grau de liberdade igual a um.

No mês de fevereiro, embora as espécies *Apareiodon affinis* (sp 2) e *Triportheus signatus* (sp 37) tenham apresentado maior número de fêmeas em relação aos machos e as espécies *Astyanax altiparanae* (sp 4), *Geophagus brasiliensis* (sp 13) e *Plagioscion squamosissimus* (sp 28), maior número de machos em relação às fêmeas, todas essas diferenças não foram estatisticamente significativas (Anexo C).

De acordo com VAZZOLER (1996), a proporção sexual dos peixes pode variar ao longo do seu ciclo de vida, sendo a mortalidade e o crescimento os fatores que atuam diferencialmente sobre os sexos, nas diferentes fases de crescimento.

Figura 3: Proporção sexual das espécies de peixes dominantes nos meses de fevereiro e junho de 2003, no reservatório de Bariri (considerada a abundância total).

Figura 4: Composição em sexo das espécies dominantes nos meses de fevereiro (a) e junho (b) de 2003 (*Apareiodon affinis* (sp 2), *Astyanax altiparanae* (sp 4), *Geophagus brasiliensis* (sp 13), *Plagioscion squamosissimus* (sp 28), *Tilapia rendalli* (sp 36) e *Triportheus signatus* (sp 37)).

Figura 5: Frequências relativas de machos e fêmeas das espécies de peixes dominantes no reservatório de Bariri, em fevereiro de 2003 *Apareiodon affinis* (sp 2), *Astyanax altiparanae* (sp 4), *Geophagus brasiliensis* (sp 13), *Plagioscion squamosissimus* (sp 28), *Tilapia rendalli* (sp 36) e *Triportheus signatus* (sp 37).

Figura 6: Frequências relativas de machos e fêmeas das espécies de peixes dominantes no reservatório de Bariri, em junho de 2003, com destaque para as espécies que apresentaram diferença significativa entre a proporção de machos e fêmeas (* $p < 0,05$). *Apareiodon affinis* (sp 2), *Astyanax altiparanae* (sp 4), *Geophagus brasiliensis* (sp 13), *Plagioscion squamosissimus* (sp 28), *Tilapia rendalli* (sp 36) e *Triportheus signatus* (sp 37).

De acordo com ORSI *et al.* (2000), a composição em comprimento de uma população pode dar indicativos da estratégia de sobrevivência da espécie. Sobre esse aspecto os exemplares analisados neste trabalho foram agrupados entre seis e quinze classes modais, que variaram de acordo com cada espécie.

Os exemplares de *Apareiodon affinis* (sp 2), capturados no reservatório de Bariri, foram agrupados em oito classes de tamanho (Figura 7). De modo geral, as fêmeas estavam representadas em todas as classes de tamanho, com exceção da classe modal de 13,78 a 14,40 cm. Da mesma maneira, também foram encontrados machos em todas as classes modais, com exceção da mesma classe modal em que as fêmeas estiveram ausentes. A classe modal que apresentou maior número de machos e fêmeas analisados foi a de 11,89 a 12,51 cm. Os indivíduos indiferenciados, por sua vez, concentraram-se somente nas menores classes de tamanho.

Os indivíduos de *Astyanax altiparanae* (sp 4) foram agrupados em nove classes de tamanho (Figura 8), com indivíduos machos representados em todas as classes. Nenhuma das fêmeas coletadas pertencia à última classe modal (de 12,4 a 13,1 cm). A classe com maior número de fêmeas foi a de 9,2 a 9,9 cm, enquanto para os machos esta foi a segunda classe mais numerosa, pois a primeira foi no intervalo de 6,8 a 7,5 cm. Como na espécie anteriormente citada, os indivíduos indiferenciados também se concentraram principalmente nas menores classes de tamanho. Trabalhos realizados com *Astyanax bimaculatus* e *Astyanax fasciatus* no reservatório do Lobo (SILVA, 1991) apresentaram a dominância de fêmeas durante todo o período estudado, na maioria das classes de comprimento, com maior captura registrada nas maiores classes etárias. Segundo NIKOLSKY (1963)¹⁴, *apud* RODRIGUES *et al.* (1990), em muitos casos o suprimento alimentar é o fator determinante na proporção entre machos e fêmeas, pois o autor verificou em seus estudos que as fêmeas foram predominantes quando o alimento foi abundante, contrariamente aos machos, que eram mais abundantes em ambientes oligotróficos. Embora o reservatório de Bariri não seja classificado como um sistema oligotrófico, foi registrado maior número de machos quando comparado às fêmeas.

Os machos e as fêmeas de *Geophagus brasiliensis* (sp 13) capturados foram agrupados em sete classes de tamanho (Figura 9). Nas terceira e quarta classes modais, as fêmeas estiveram em maior número que os machos. Porém, na classe de 15,4 a 17,4 cm os machos foram mais abundantes que as fêmeas, da mesma forma que nas últimas classes modais. Os indivíduos indiferenciados preencheram somente as duas primeiras classes de tamanho.

¹⁴ Nikolsky, G.V. **The ecology of fishes**. London, Academic Press, 1963, 352p.

Figura 7: Distribuição das frequências absolutas de ocorrência dos indivíduos machos, fêmeas e imaturos da espécie *Apareiodon affinis* (sp 2) no reservatório de Bariri, em relação às classes de tamanho (cm), para os meses de fevereiro e junho de 2003.

Figura 8: Distribuição das frequências absolutas de ocorrência dos indivíduos machos, fêmeas e imaturos da espécie *Astyanax altiparanae* (sp 4) no reservatório de Bariri, em relação às classes de tamanho (cm), para os meses de fevereiro e junho de 2003.

Figura 9: Distribuição das freqüências absolutas de ocorrência dos indivíduos machos, fêmeas e imaturos da espécie *Geophagus brasiliensis* (sp 13) no reservatório de Bariri, em relação às classes de tamanho (cm), para os meses de fevereiro e junho de 2003.

Na espécie *Plagioscion squamosissimus* (sp 28), as fêmeas só não estiveram representadas nas três últimas classes de tamanho (Figura 10), porém, ocorreram em maior número nas classes modais de 12,2 a 14,2 cm (em relação aos machos), de 16,4 a 18,4 cm e de 22,7 a 24,7 cm. Os machos, por sua vez, foram encontrados em quase todas as classes de tamanho, exceto entre 33,2 e 35,2 cm e 35,3 e 37,3 cm, com maior freqüência no intervalo de classe de 18,5 a 20,5 cm. Os indivíduos indiferenciados concentram-se principalmente nas menores classes de tamanho, porém, com maior freqüência em relação aos machos e fêmeas. Conforme citado anteriormente, de acordo com ODUM (1988), as altas proporções de indivíduos jovens é uma provável evidência de que a população cresce rapidamente.

Os exemplares de *Tilapia rendalli* (sp 36) foram agrupados em sete classes de tamanho (Figura 11). Os machos foram encontrados em todas as classes, tendo destaque para as classes de 17,9 a 20,6 cm e de 23,5 a 26,2 cm. As fêmeas, por sua vez, não ocorreram na última classe de tamanho, mas estiveram em maior número na classe de 20,7 a 23,4 cm. Os indivíduos indiferenciados concentraram-se entre as menores classes modais, estando em maior número na classe de 15,1 a 17,8 cm.

Os indivíduos da espécie *Triportheus signatus* (sp 37) foram agrupados em apenas seis classes de tamanho (Figura 12), com indivíduos machos representados em todas as classes. Porém, nas menores classes modais foram encontrados apenas indivíduos machos e indiferenciados. As fêmeas concentraram-se nas maiores classes de tamanho, com destaque para o intervalo de 20,7 a 23,4 cm, seguidas pelos machos, que ocorreram em maior número na última classe modal (de 20,3 a 22,7 cm), quando realizada a comparação entre a proporção dos sexos.

Figura 10: Distribuição das freqüências absolutas de ocorrência dos indivíduos machos, fêmeas e imaturos da espécie *Plagioscion squamosissimus* (sp 28) no reservatório de Bariri, em relação às classes de tamanho (cm), para os meses de fevereiro e junho de 2003.

Figura 11: Distribuição das freqüências absolutas de ocorrência dos indivíduos machos, fêmeas e imaturos da espécie *Tilapia rendalli* (sp 36) no reservatório de Bariri, em relação às classes de tamanho (cm), para os meses de fevereiro e junho de 2003.

Figura 12: Distribuição das freqüências absolutas de ocorrência dos indivíduos machos, fêmeas e imaturos da espécie *Triportheus signatus* (sp 37) no reservatório de Bariri, em relação às classes de tamanho (cm), para os meses de fevereiro e junho de 2003.

Sob o conjunto de dados de frequência das classes de tamanho, calculou-se o Qui-quadrado para detectar diferenças significativas entre os tamanhos atingidos pelos indivíduos machos e fêmeas em todas as espécies dominantes (Tabelas 2 a 7). Desta forma, constatou-se que para a espécie *Apareiodon affinis* (sp 2), nas classes modais de 11,89 a 12,51 cm e de 12,52 a 13,14 cm, existe diferença entre machos e fêmeas em relação ao comprimento-padrão dos indivíduos coletados (Tabela 2). Para *Astyanax altiparanae* (sp 4), verificou-se diferenças nas classes modais de 6,8 a 7,5 cm e de 8,4 a 9,1 cm (com maior número de machos) e de 10 a 10,7 cm e de 10,8 a 11,5 cm, com maior número de fêmeas (Tabela 3). A espécie *Geophagus brasiliensis* (sp 13) apresentou diferença significativa entre os tamanhos dos indivíduos machos e fêmeas nas duas últimas classes modais, com intervalo de 17,5 a 19,5 cm e 19,6 a 21,6 cm (Tabela 4). As espécies *Plagioscion squamosissimus* (sp 28) e *Tilapia rendalli* (sp 36) não apresentaram diferença significativa entre os indivíduos machos e fêmeas (Tabelas 5 e 6). Para a espécie *Triportheus signatus* (sp 37), constatou-se diferença significativa entre machos e fêmeas quando foi considerado o comprimento-padrão dos indivíduos coletados para a classe modal de 10,3 a 12,7 cm (Tabela 7).

Tabela 2: Cálculo do Qui-quadrado, com as frequências absolutas e relativas das classes de comprimento (cm) para a espécie *Apareiodon affinis* (sp 2).

Proporção Sexual					
Comprimento-padrão (cm)	Fêmea		Macho		X ²
	f absoluta	f relativa	f absoluta	f relativa	
10 a 10,62	3	3,29	2	5,56	0,20
10,63 a 11,25	9	9,89	3	8,34	3,00
11,26 a 11,88	15	16,48	8	22,23	2,13
11,89 a 12,51	43	47,25	14	38,89	14,75*
12,52 a 13,14	11	12,09	2	5,56	6,23*
13,15 a 13,77	9	9,89	7	19,42	0,25
13,78 a 14,40	0	0	0	0	0,00
14,41 a 15,03	1	1,11	0	0	1,00
X ² crítico = 3,84 p/ gL=1					

Tabela 3: Cálculo do Qui-quadrado, com as freqüências absolutas e relativas das classes de comprimento (cm) para a espécie *Astyanax altiparanae* (sp 4).

Proporção Sexual					
Comprimento-padrão (cm)	Fêmea		Macho		X ²
	f absoluta	f relativa	f absoluta	f relativa	
6 a 6,7	15	6,28	20	6,69	0,71
6,8 a 7,5	25	10,46	82	26,20	30,36*
7,6 a 8,3	18	7,53	26	8,30	1,45
8,4 a 9,1	25	10,46	62	19,80	15,74*
9,2 a 9,9	65	27,19	75	23,96	0,71
10 a 10,7	59	24,69	39	12,46	4,08*
10,8 a 11,5	30	12,55	6	1,91	16,00*
11,6 a 12,3	2	0,84	1	0,32	0,33
12,4 a 13,1	0	0	2	0,66	2,00

Tabela 4: Cálculo do Qui-quadrado, com as freqüências absolutas e relativas das classes de comprimento (cm) para a espécie *Geophagus brasiliensis* (sp 13).

Proporção Sexual					
Comprimento-padrão (cm)	Fêmea		Macho		X ²
	f absoluta	f relativa	f absoluta	F relativa	
7 a 9	1	3,33	1	2,22	0,00
9,1 a 11,1	0	0	1	2,22	1,00
11,2 a 13,2	5	16,67	2	4,44	1,29
13,3 a 15,3	10	33,33	3	6,67	3,77
15,4 a 17,4	13	43,34	20	44,44	1,48
17,5 a 19,5	1	3,33	12	26,67	9,31*
19,6 a 21,6	0	0	6	13,33	6,00*

Tabela 5: Cálculo do Qui-quadrado, com as freqüências absolutas e relativas das classes de comprimento (cm) para a espécie *Plagioscion squamosissimus* (sp 28).

Proporção Sexual					
Comprimento-padrão (cm)	Fêmea		Macho		X ²
	f absoluta	f relativa	f absoluta	f relativa	
8 a 10	0	0	0	0	0,00
10,1 a 12,1	9	10,71	10	9,09	0,05
12,2 a 14,2	5	5,95	4	3,65	0,11
14,3 a 16,3	3	3,57	8	7,28	2,27
16,4 a 18,4	21	25	20	18,19	0,02
18,5 a 20,5	22	26,19	33	30	2,20
20,6 a 22,6	11	13,09	22	20	3,67
22,7 a 24,7	10	11,90	6	5,45	1,00
24,8 a 26,8	1	1,20	1	0,90	0,00
26,9 a 28,9	1	1,20	1	0,90	0,00
29 a 31	0	0	2	1,82	2,00
31,1 a 33,1	1	1,20	2	1,82	0,33
33,2 a 35,2	0	0	0	0	0,00
35,3 a 37,3	0	0	0	0	0,00
37,4 a 39,4	0	0	1	0,90	1,00

Tabela 6: Cálculo do Qui-quadrado, com as freqüências absolutas e relativas das classes de comprimento (cm) para a espécie *Tilapia rendalli* (sp 36).

Proporção Sexual					
Comprimento-padrão (cm)	Fêmea		Macho		X ²
	f absoluta	f relativa	f absoluta	f relativa	
12,3 a 15	2	10	2	8,33	0,00
15,1 a 17,8	4	20	1	4,17	1,80
17,9 a 20,6	2	10	5	20,83	1,29
20,7 a 23,4	7	35	6	25	0,08
23,5 a 26,2	4	20	7	29,17	0,82
26,3 a 29	1	5	1	4,17	0,00
29,1 a 31,8	0	0	2	8,33	2,00
X ² crítico = 3,84 p/ gL=1					

Tabela 7: Cálculo do Qui-quadrado, com as freqüências absolutas e relativas das classes de comprimento (cm) para a espécie *Triportheus signatus* (sp 37). X² crítico = 3,84 e gL=1.

Proporção Sexual					
Comprimento-padrão (cm)	Fêmea		Macho		X ²
	f absoluta	f relativa	f absoluta	f relativa	
7,8 a 10,2	0	0	3	16,67	3,00
10,3 a 12,7	0	0	4	22,22	4,00*
12,8 a 15,2	0	0	1	5,56	1,00
15,3 a 17,7	2	14,29	2	11,11	0,00
17,8 a 20,2	7	50	2	11,11	2,78
20,3 a 22,7	5	35,71	6	33,33	0,09

A relação peso (Wt) versus comprimento-padrão (Lt) descreve matematicamente a variação do peso dos indivíduos em função da variação do comprimento dos mesmos, indicando o bem-estar geral do peixe e do desenvolvimento gonadal (LE CREN, 1951; VIEIRA, 1999). É através dessa relação que se pode determinar como ocorre o crescimento relativo da espécie, ou seja, proporcionalmente qual o incremento de peso em relação ao comprimento da mesma e vive-versa (FRAGOSO, 2000). De acordo com LE CREN (op. cit.), o valor de **b**, usualmente, varia de 2,5 a 4,0, sendo 3 o valor que representa o tipo de crescimento isométrico, que é o teoricamente ideal. Neste caso, o indivíduo mantém as proporções corporais ao longo de todo o processo de crescimento. Valores acima de 3 representam crescimento alométrico positivo e abaixo deste, crescimento alométrico negativo.

A relação Wt x Lt para os machos de *Apareiodon affinis* (sp 2) resultou em uma curva com valor de $b = 2,99$ e para as fêmeas, $b = 2,88$ (Figura 13). Embora ambos os valores estejam abaixo do teoricamente ideal (3), nenhum deles

apresentou diferença estatisticamente significativa em relação a esse valor de referência (Anexo D). As equações obtidas entre Wt e Lt foram: $Wt = 0,01801.Lt^{2,99}$ para os machos e $Wt = 0,023742.Lt^{2,88}$ para as fêmeas (Anexo N). Como pode ser observada na Figura 13, a curva de Lt x Wt dos machos e das fêmeas encontram-se muito próximas, o que não indica haver diferença do tipo de crescimento entre os sexos (Anexo D).

Esses resultados corroboram com os de BARBIERI & BARBIERI (1989) no rio Passa Cinco, na cidade de Ipeúna, onde a equação obtida entre Wt e Lt foi: $Wt = -4,636 + 2,991Lt (0,009700.Lt^{2,991})$, caracterizando o tipo isométrico de crescimento para a mesma espécie.

Figura 13: Relação peso total (Wt) / comprimento total (Lt) para fêmeas e machos da espécie *Apareiodon affinis* (sp 2) no reservatório de Bariri.

A relação Wt x Lt para os machos de *Astyanax altiparanae* (sp 4), por sua vez, resultou em uma curva com valor de $b = 3,10$ e para as fêmeas, $b = 3,22$ (Figura 14). As equações obtidas entre Wt e Lt foram: $Wt = 0,023892.Lt^{3,10}$ para os machos e $Wt = 0,019222.Lt^{3,22}$ para as fêmeas (Anexo N). Os valores de b para ambos os sexos também não indicam diferença significativa entre o valor teoricamente ideal (Anexo E), indicando, portanto, crescimento do tipo isométrico. O coeficiente de Pearson (r) para os machos foi de 0,986 e para as fêmeas, de 0,983.

Ambos os valores encontrados foram menores que os calculados por BARBIERI & BARBIERI (1988), que registraram 0,998 e 0,999 para machos e fêmeas de *Astyanax bimaculatus*, respectivamente. Porém, os valores de b , de Φ e r^2 ($b = 3,002$, $\Phi = 0,0159$ e $r^2 = 0,9818$), calculados por ORSI *et al.* (2004) para a população de *Astyanax altiparanae* do médio rio Paranapanema, foram muito próximos aos encontrados neste trabalho.

Figura 14: Relação peso total (Wt) / comprimento total (Lt) para fêmeas e machos da espécie *Astyanax altiparanae* (sp 4) no reservatório de Bariri.

A relação $Wt \times Lt$ para a espécie *Geophagus brasiliensis* (sp 13) resultou em uma curva com valor de $b = 3,14$ para os machos e $b = 3,18$ para as fêmeas. As equações obtidas entre Wt e Lt foram: $Wt = 0,028337.Lt^{3,14}$ para os machos e $Wt = 0,026094.Lt^{3,18}$ para as fêmeas. As curvas de $Lt \times Wt$ dos machos e das fêmeas encontram-se muito próximas, o que não indica haver diferença entre o crescimento de ambos (Figura 15 e Anexos F e N). Para essa espécie também se verificou um crescimento do tipo isométrico.

Comparando esses resultados aos encontrados por BARBIERI *et al.* (s.d.), no reservatório do Lobo (valores de $b = 2,96$ e $2,97$), foi possível constatar que em Bariri os resultados de b foram superiores, embora em ambos os locais os valores estejam em torno de 3. Em relação aos valores do coeficiente de regressão linear de Pearson (r) encontrados para os machos, estes foram idênticos nos dois

trabalhos (0,987), enquanto para as fêmeas os valores foram muito próximos (0,980 em Bariri e 0,978 no reservatório do Lobo).

Para a espécie *Plagioscion squamosissimus* (sp 28), a relação Wt x Lt resultou em uma curva com valor de $b = 2,99$ para os machos e $b = 3,02$ para as fêmeas (Figura 16). Embora o valor de b calculado para os machos esteja abaixo do valor teoricamente ideal de 3, o teste t de Student (95% de confiança, $\alpha = 0,05$) não indicou diferença significativa entre o crescimento dos mesmos (Anexo G). Ambos os valores de b caracterizaram crescimento isométrico. As equações obtidas entre Wt e Lt foram: $Wt = 0,021494.Lt^{3,14}$ para os machos e $Wt = 0,019644.Lt^{3,02}$ para as fêmeas (Anexo N).

Figura 15: Relação peso total (Wt) / comprimento total (Lt) para fêmeas e machos da espécie *Geophagus brasiliensis* (sp 13) no reservatório de Bariri.

A relação Wt x Lt para os machos de *Tilapia rendalli* (sp 36) resultou em uma curva com valor de $b = 2,92$ e para as fêmeas, $b = 2,83$ (Figura 17). As equações obtidas entre Wt e Lt foram: $Wt = 0,051303.Lt^{2,92}$ para os machos e $Wt = 0,068563.Lt^{2,83}$ para as fêmeas (Anexo N). Ambos os casos indicaram um tipo de crescimento isométrico. Os valores de b calculados neste trabalho coincidiram com os cálculos realizados por BARBIERI *et al.* (1986), cujos valores de b foram 2,92 para ambos os sexos, e também com os cálculos de outro trabalho (BARBIERI &

BARBIERI, 1988), cujos valores de b foram 2,931 para machos e 2,929 para fêmeas. Embora os valores encontrados estejam abaixo do teoricamente ideal (3) e dos valores encontrados em outros trabalhos realizados com tilápias (MAINARDES PINTO, 1989¹⁵, *apud* MEDRI *et al.*, 2000), os mesmos não apresentaram diferença estatisticamente significativa (Anexo H) em relação ao valor 3. Os valores da correlação linear de Pearson (r), para esta espécie, foram 0,992 para machos e 0,991 para fêmeas, valores estes um pouco menores que os calculados para *O. niloticus* (0,997 em média) alimentados em cativeiro (MEDRI *et al.*, 2000) e para os indivíduos avaliados por BARBIERI *et al.* (1986), na bacia do rio Monjolinho (São Carlos).

Figura 16: Relação peso total (Wt) / comprimento total (Lt) para fêmeas e machos da espécie *Plagioscion squamosissimus* (sp 28) no reservatório de Bariri.

¹⁵ Mainardes Pinto, C. R. Criação de tilapia. **Boletim técnico, Instituto de Pesca**, São Paulo, nº10, 1989, 13p.

Em relação à espécie *Triportheus signatus* (sp 37), os valores de b na equação de Wt foram de 3,01 para os machos e de 2,32 para as fêmeas (Figura 18). Os resultados do teste t de Student (95% de confiança, $\alpha = 0,05$) não indicaram diferença significativa entre o tipo do crescimento (Anexo I), sendo do tipo isométrico para ambos os sexos. As equações obtidas entre Wt e Lt para esta espécie foram: $Wt = 0,017953.Lt^{3,01}$ para os machos e $Wt = 0,154124.Lt^{2,32}$ para as fêmeas (Anexo N).

Para todas as regressões, o coeficiente de regressão linear de Pearson (r) foi acima de 0,924 (Anexo J), com exceção das fêmeas da espécie *Triportheus signatus* (sp 37), no qual o coeficiente foi de 0,899. Esses resultados indicaram correlação linear significativa entre as variáveis peso total e comprimento-padrão transformados logaritmicamente, corroborando para o ajuste das curvas da relação $Wt \times Lt$, por meio do modelo matemático representado pela expressão exponencial $Wt = a.Lt^b$.

Figura 17: Relação peso total (Wt) / comprimento total (Lt) para fêmeas e machos da espécie *Tilapia rendalli* (sp 36) no reservatório de Bariri.

Figura 18: Relação peso total (Wt) / comprimento total (Lt) para fêmeas e machos da espécie *Triportheus signatus* (sp 37) no reservatório de Bariri.

4.2.1. Fatores de condição

A relação peso x comprimento pode revelar a condição fisiológica de uma espécie e é expressa numericamente pelo cálculo do fator de condição, dado pela expressão $K = Wt/Lt^b$, que considera os crescimentos tanto alométrico quanto isométrico. Assim sendo, os fatores de condição indicam o “bem-estar” dos peixes (LE CREN, 1951; VAZZOLER, 1996).

Uma vez que a estrutura da comunidade íctica é influenciada por aspectos físicos, químicos e biológicos, em especial pela disponibilidade e a competição por alimento, áreas de vida e habitats (CORDIVIOLA DE YUAN & PIGNALBERI, 1981), torna-se possível inferir que o fator de condição sofre influência direta das condições ambientais e, conseqüentemente, das interações tróficas do sistema.

Observando os valores de K e Kn para os dois períodos de coleta (Figuras 19 e 20) e ambos os sexos, foi possível verificar um padrão de variação entre os mesmos apenas para os machos. As fêmeas, por sua vez, não apresentaram um padrão entre K e Kn. Independentemente deste fator, optou-se por trabalhar com os valores de Kn (fator de condição relativo) que, de acordo com VERANI *et al.* (1997), permitem a comparação estatística através do teste “t” de Student, com o valor centralizado 1 (um). Outra vantagem é que o valor centralizado de Kn é satisfatório

independentemente da espécie de peixe a ser analisada. O fator alométrico K não permite tais comparações porque depende diretamente do peso e do comprimento dos animais (FRAGOSO, 2000).

Apesar de os valores de **b** não terem apresentado diferença significativa entre os machos e as fêmeas (Anexos D a I), as comparações entre os períodos foram realizadas calculando uma média do valor de Kn para cada um dos períodos e para cada sexo. Assim, tem-se uma forma analítica de comparação da condição de cada um desses grupos da mesma espécie, em diferentes épocas do ano. Sendo Kn = 1 um indicativo de boas condições dos peixes, verificam-se nas Tabelas 8 a 13 e na Figura 21 os valores médios de Kn para os machos e para as fêmeas com o intervalo de confiança (IC) e seus respectivos testes “t” de Student ($\alpha = 0,05$ e $H_0 \rightarrow \text{Kn médio} = 1$), para cada mês de coleta. Para as espécies *Apareiodon affinis* (sp 2), *Astyanax altiparanae* (sp 4) e *Tilapia rendalli* (sp 36), os testes indicaram que nos meses de fevereiro e junho, para ambos os sexos, os valores de Kn foram iguais a 1 ($p > 0,05$). Para a espécie *Geophagus brasiliensis* (sp 13), o valor de Kn para as fêmeas em fevereiro foi maior que 1 ($p < 0,05$), indicando fator de condição relativa superior. Porém, para as fêmeas no mês de junho e para os machos, nas duas coletas, o valor de Kn foi igual a 1 ($p > 0,05$). Para a espécie *Plagioscion squamosissimus* (sp 28), de ambos os sexos, em fevereiro, o fator de condição relativo foi superior a 1 ($p < 0,05$). Em contrapartida, em junho, o fator de condição relativo foi inferior a um ($p < 0,05$). Em relação à espécie *Tilapia rendalli* (sp 36), os valores de Kn para os machos e as fêmeas, em fevereiro, foram iguais a 1 ($p > 0,05$), porém, para os machos, em junho, o valor de Kn indicou um fator de condição relativo inferior ($p < 0,05$).

BARBIERI & BARBIERI (1988) apresentaram valores de fator de condição como bons indicativos da época de desova dos peixes, com os valores mais altos no mês de outubro para a espécie *Astyanax bimaculatus* e em novembro para a espécie *Astyanax fasciatus*, ambos em torno de 0,025. No caso do reservatório de Bariri, considerando apenas dois meses de análise temporal, esses valores puderam ser observados para ambos os sexos em fevereiro (Figuras 19 e 20). Já comparando os resultados de Kn obtidos neste trabalho (Figura 21) com os avaliados por ORSI *et al.* (2004), verificou-se que, para o mês de fevereiro, os valores foram praticamente os mesmos (variando entre 0,9 e 1). Porém, para o mês de junho, constatou-se diferença entre os valores, sendo que os calculados neste trabalho estiveram acima

dos valores encontrados por ORSI *et al.* (2004), que não ultrapassaram 0,9. Este fato se deve provavelmente às diferentes condições ambientais entre o rio Tibaji, que podem interferir na duração da época reprodutiva desta espécie, ou mesmo na sua nutrição.

Figura 19: Distribuição dos valores médios de K e Kn dos machos capturados em fevereiro e junho de 2003 (respectivamente) no reservatório de Bariri, sendo: *Apareiodon affinis* (sp 2), *Astyanax altiparanae* (sp 4), *Geophagus brasiliensis* (sp 13), *Plagioscion squamosissimus* (sp 28), *Tilapia rendalli* (sp 36) e *Triportheus signatus* (sp 37).

Figura 20: Distribuição dos valores médios de K e Kn das fêmeas capturadas em fevereiro e junho de 2003 (respectivamente) no reservatório de Bariri, sendo: *Apareiodon affinis* (sp 2), *Astyanax altiparanae* (sp 4), *Geophagus brasiliensis* (sp 13), *Plagioscion squamosissimus* (sp 28), *Tilapia rendalli* (sp 36) e *Triportheus signatus* (sp 37).

Para a espécie *Geophagus brasiliensis* (sp 13), os fatores de condição encontrados neste trabalho foram 0,0196 para as fêmeas e 0,0215 para os machos, enquanto para esta mesma espécie, no reservatório do Lobo, os valores foram próximos a 0,0860 para as fêmeas e 0,0940 para os machos (BARBIERI *et al.*, s.d.). De acordo com LE CREN (1951), essas variações podem ser interpretadas de acordo com as várias características biológicas, com o teor de gordura do peixe, com o ambiente em que ele se encontra ou com o estágio gonadal.

Tabela 8: Teste “t” de Student para comparação dos valores médios de Kn de *Apareiodon affinis* (sp 2) capturados nos meses de fevereiro e junho, respectivamente. Kn = 1 é o valor centralizador para todos os meses amostrados e ambos os sexos.

Espécies capturadas	N Total	Kn Médio	Teste “t” de Student	Desvio-padrão	P (0,05)
MACHOS					
FEVEREIRO	1	1,049			
JUNHO	35	1,015	1,243	0,070	0,223
FÊMEAS					
FEVEREIRO	5	1,052	1,388	0,084	0,238
JUNHO	86	1,015	1,731	0,082	0,087
Ns = diferença não significativa: aceita H_0 onde $Kn = 1$ ($p > 0,05$)					
* = diferença significativa: rejeita H_0 , portanto, $Kn \neq 1$, sendo $Kn < 1$ ou $Kn > 1$ para $p < 0,05$					

Tabela 9: Teste “t” de Student para comparação dos valores médios de Kn de *Astyanax altiparanae* (sp 4) capturados nos meses de fevereiro e junho, respectivamente. Kn = 1 é o valor centralizador para todos os meses amostrados e ambos os sexos.

Espécies capturadas	N Total	Kn Médio	Teste “t” de Student	Desvio-padrão	P (0,05)
MACHOS					
FEVEREIRO	145	0,994	-0,897	0,084	0,371
JUNHO	166	1,012	1,865	0,083	0,064
FÊMEAS					
FEVEREIRO	144	0,998	-0,244	0,100	0,807
JUNHO	97	1,014	1,670	0,082	0,098
Ns = diferença não significativa: aceita H_0 onde $Kn = 1$ ($p > 0,05$)					
* = diferença significativa: rejeita H_0 , portanto, $Kn \neq 1$, sendo $Kn < 1$ ou $Kn > 1$ para $p < 0,05$					

Tabela 10: Teste “t” de Student para comparação dos valores médios de Kn de *Geophagus brasiliensis* (sp 13) capturados nos meses de fevereiro e junho, respectivamente. Kn = 1 é o valor centralizador para todos os meses amostrados e ambos os sexos.

Espécies capturadas	N Total	Kn Médio	Teste “t” de Student	Desvio-padrão	P (0,05)
MACHOS					
FEVEREIRO	13	1,048	2,002	0,087	0,068
JUNHO	31	0,987	-0,743	0,100	0,463
FÊMEAS					
FEVEREIRO	10	1,079	2,562	0,097	0,031*
JUNHO	21	0,970	-1,640	0,085	0,117
Ns = diferença não significativa: aceita H_0 onde Kn = 1 ($p > 0,05$)					
* = diferença significativa: rejeita H_0 , portanto, Kn $\neq$ 1, sendo Kn < 1 ou kn > 1 para $p < 0,05$					

Tabela 11: Teste “t” de Student para comparação dos valores médios de Kn de *Plagioscion squamosissimus* (sp 28) capturados nos meses de fevereiro e junho, respectivamente. Kn = 1 é o valor centralizador para todos os meses amostrados e ambos os sexos.

Espécies capturadas	N Total	Kn Médio	Teste “t” de Student	Desvio-padrão	P (0,05)
MACHOS					
FEVEREIRO	56	1,022	2,220	0,074	0,031*
JUNHO	54	0,973	-2,599	0,076	0,012*
FÊMEAS					
FEVEREIRO	52	1,024	2,861	0,060	0,006*
JUNHO	32	0,945	-3,721	0,083	0,001*
Ns = diferença não significativa: aceita H_0 onde Kn = 1 ($p > 0,05$)					
* = diferença significativa: rejeita H_0 , portanto, Kn $\neq$ 1, sendo Kn < 1 ou kn > 1 para $p < 0,05$					

Tabela 12: Teste “t” de Student para comparação dos valores médios de Kn de *Tilapia rendalli* (sp 36) capturados nos meses de fevereiro e junho, respectivamente. Kn = 1 é o valor centralizador para todos os meses amostrados e ambos os sexos.

Espécies capturadas	N Total	Kn Médio	Teste “t” de Student	Desvio-padrão	P (0,05)
MACHOS					
FEVEREIRO	7	1,046	1,601	0,075	0,160
JUNHO	17	0,970	-1,445	0,084	0,168
FÊMEAS					
FEVEREIRO	7	1,042	1,337	0,083	0,230
JUNHO	13	0,984	-0,765	0,077	0,459
Ns = diferença não significativa: aceita H_0 onde Kn = 1 ($p > 0,05$)					
* = diferença significativa: rejeita H_0 , portanto, Kn $\neq$ 1, sendo Kn < 1 ou kn > 1 para $p < 0,05$					

Tabela 13: Teste “t” de Student para comparação dos valores médios de Kn de *Triportheus signatus* (sp 37) capturados nos meses de fevereiro e junho, respectivamente. Kn = 1 é o valor centralizador para todos os meses amostrados e ambos os sexos.

Espécies capturadas	N Total	Kn Médio	Teste “t” de Student	Desvio-padrão	P (0,05)
MACHOS					
FEVEREIRO	11	1,057	1,653	0,114	0,129
JUNHO	7	0,924	-3,451	0,058	0,014*
FÊMEAS					
FEVEREIRO	13	0,999	-0,034	0,083	0,974
JUNHO	1	0,957			

Ns = diferença não significativa: aceita H_0 onde $Kn = 1$ ($p > 0,05$)
 * = diferença significativa: rejeita H_0 , portanto, $Kn \neq 1$, sendo $Kn < 1$ ou $Kn > 1$ para $p < 0,05$

Figura 21: Variação dos valores médios de Kn de machos (a) e fêmeas (b) nas coletas (+/- o intervalo de confiança -IC), sendo *Apareiodon affinis* (sp 2), *Astyanax altiparanae* (sp 4), *Geophagus brasiliensis* (sp 13), *Plagioscion squamosissimus* (sp 28), *Tilapia rendalli* (sp 36) e *Triportheus signatus* (sp 37).

4.2.2. Reprodução das espécies de peixes dominantes do reservatório de Bariri

A reprodução, processo pelo qual uma espécie se perpetua, depende das relações que os organismos estabelecem com o meio, conseqüentemente sob a influência de fatores físicos e químicos (BASILE-MARTINS *et al.*, 1975; VAZZOLER, 1996). Quando um ambiente torna-se alterado ou é inapropriado para o desenvolvimento completo do ciclo de vida de uma espécie, esta deve se adaptar a novas condições, para poder ocupar o espaço e completar seu ciclo de vida sob essas diferentes condições (WOOTTON, 1984; BRAGA, 2001). Assim sendo, o sucesso reprodutivo de um peixe vai depender de quando e onde ele se reproduz, além dos recursos que ele aloca para sua reprodução (WOOTTON, 1984).

O índice gonadosossomático fornece informações sobre o investimento energético do peixe, servindo para quantificar a preparação reprodutiva (KAMLER, 1992). De acordo com MATTHEWS (1998), o alto investimento reprodutivo expresso em índice gonadosossomático é considerado vantajoso tanto para ambientes naturais (rios com regime sazonal de cheias) como para ambientes modificados artificialmente (reservatórios de usinas hidrelétricas). E, ao avaliarmos este índice, é necessário atentar que os baixos valores do mesmo não significam que a eficiência da reprodução será menor, pois a eficiência dependerá também de fatores posteriores à fecundação, que definirão o recrutamento, como é o caso do cuidado parental (AGOSTINHO, 1994; VAZZOLER, 1996; BARBIERI *et al.*, 2000).

Na Figura 22 estão representados os valores mínimo, médio e máximo do índice gonadosossomático dos machos (item a) e das fêmeas (b) de *Apareiodon affinis* (sp 2). Para os machos, o valor médio para o estágio em maturação foi de 0,81. Para as fêmeas, os valores de 0,78 e 6,27 foram registrados para os indivíduos em maturação e maduros, respectivamente. Para ambos os sexos, o valor médio do estágio imaturo foi de 0,003.

Na Figura 23 estão representados os valores mínimo, médio e máximo do índice gonadosossomático dos machos (item a) e das fêmeas (b) de *Astyanax altiparanae* (sp 4). Para os machos, o valor médio para o estágio em maturação foi de 0,67 e de 2,04 para os indivíduos maduros. Para as fêmeas, foram registrados os valores de 3,04 para os indivíduos em maturação e para os maduros registrou-se o valor médio de 16,36. Para ambos os sexos não foi registrado peso nas gônadas para os indivíduos imaturos e, conseqüentemente, não se obteve o valor médio do IGS.

Na Figura 24 estão representados os valores mínimo, médio e máximo do índice gonadosomático dos machos (item a) e das fêmeas (b) de *Geophagus brasiliensis* (sp 13). Para os machos, o valor médio para o estágio em maturação foi de 0,17 e para os machos maduros, o valor médio de IGS foi de 0,87. Para as fêmeas, os valores de 0,26 e 4,02 foram registrados para os indivíduos em maturação e maduros, respectivamente. Da mesma maneira que na espécie anterior, não foi registrado peso nas gônadas para os indivíduos imaturos e, conseqüentemente, não se obteve o valor médio do IGS.

Na Figura 25 estão representados os valores mínimo, médio e máximo do índice gonadosomático dos machos (item a) e das fêmeas (b) de *Plagioscion squamosissimus* (sp 28). Para os machos, o valor médio para o estágio em maturação foi de 0,14 e para o estágio maduro foi de 0,39. Para as fêmeas no estágio em maturação registrou-se o valor médio de IGS de 0,19 e para os indivíduos maduros, o valor de 1,53. Para ambos os sexos o valor médio do estágio imaturo foi de 0,002.

Figura 22: Distribuição dos valores mínimos, médios e máximos de IGS em relação aos estádios de maturação gonadal dos machos (a) e das fêmeas (b) da espécie *Apareiodon affinis* (sp 2).

Figura 23: Distribuição dos valores mínimos, médios e máximos de IGS em relação aos estádios de maturação gonadal dos machos (a) e das fêmeas (b) da espécie *Astyanax altiparanae* (sp 4).

Figura 24: Distribuição dos valores mínimos, médios e máximos de IGS em relação aos estádios de maturação gonadal dos machos (a) e das fêmeas (b) da espécie *Geophagus brasiliensis* (sp 13).

Figura 25: Distribuição dos valores mínimos, médios e máximos de IGS em relação aos estádios de maturação gonadal dos machos (a) e das fêmeas (b) da espécie *Plagioscion squamosissimus* (sp 28).

Na Figura 26 estão representados os valores mínimo, médio e máximo do índice gonadosomático dos machos (item a) e das fêmeas (b) de *Tilapia rendalli* (sp 36). Para os machos, o valor médio do IGS para o estágio em maturação foi de 0,107, não havendo nenhum indivíduo capturado no estágio maduro. Para as fêmeas, os valores de 0,27 e 2,38 foram registrados para os indivíduos em maturação e maduros, respectivamente.

Na Figura 27 estão representados os valores mínimo, médio e máximo do índice gonadosomático dos machos (item a) e das fêmeas (b) de *Triportheus signatus* (sp 37). Para os machos em maturação, o valor médio do IGS foi 0,56, enquanto para os indivíduos maduros foi de 0,74. Para as fêmeas, os valores de 3,16 e 8,02 foram registrados para os indivíduos em maturação e maduros, respectivamente. Para estas duas últimas espécies analisadas não foi registrado peso nas gônadas para os indivíduos imaturos, não havendo, portanto, valores de IGS registrados.

Figura 26: Distribuição dos valores mínimos, médios e máximos de IGS em relação aos estádios de maturação gonadal dos machos (a) e das fêmeas (b) da espécie *Tilapia rendalli* (sp 36).

A relação entre o peso das gônadas e o peso do corpo (IGS), expressa em porcentagem, tem sido utilizada por vários autores, segundo ISAAC-NAHUM & VAZZOLER (1987), porque mede a atividade gonadal e determina estádios de maturação e épocas de desova. Entretanto, SANTOS (1978) aconselha o uso desse índice somente se houver uma relação linear entre o peso da gônada e o peso total, de maneira que o IGS seja constante, mudando apenas com o estágio de maturação.

Para este conjunto de dados os valores de IGS puderam ser utilizados e indicaram que o investimento das fêmeas em tecido gonadal foi sempre superior ao dos machos. As fêmeas de *Astyanax altiparanae* (sp 4) tiveram maior percentual de investimento do seu peso em tecido gonadal, resultando em 16,4% (Figura 23b). Em contrapartida, as fêmeas que menos investiram em seu peso foram as da espécie *Plagioscion squamosissimus* (sp 28) (Figura 25b). Os machos, por sua vez, que também tiveram maior investimento do peso em tecido gonadal pertenciam à espécie *Astyanax altiparanae* (sp 4) (Figura 23a). Os machos com menor

investimento de seu peso em tecido gonadal eram da espécie *Tilapia rendalli* (sp 36) (Figura 26a).

Figura 27: Distribuição dos valores mínimos, médios e máximos de IGS em relação aos estádios de maturação gonadal dos machos (a) e das fêmeas (b) da espécie *Triportheus signatus* (sp 37).

Resultados encontrados em trabalhos anteriores com a espécie *Astyanax bimaculatus* também apontavam as fêmeas como maiores investidoras de peso corpóreo para tecido gonadal, quando comparadas aos machos da mesma espécie (BARBIERI & BARBIERI, 1988).

No mês de fevereiro, de todos os indivíduos machos de *Apareiodon affinis* (sp2) analisados, 100% estavam em maturação, enquanto no mês de junho, apenas 60% encontravam-se neste estágio (Figura 28). As fêmeas da mesma espécie, no mês de fevereiro, apresentaram 80% dos indivíduos analisados em estágio mais avançado de maturação (maduros), com uma pequena parcela ainda em maturação. No mês de junho, por sua vez, mais de 80% das fêmeas analisadas ainda estavam em maturação (Figura 28).

Figura 28: Frequência relativa e estádios de maturação gonadal dos machos e fêmeas da espécie *Apareiodon affinis* (sp 2), em fevereiro e junho de 2003.

Para a espécie *Astyanax altiparanae* (sp 4) (Figura 29), pode-se observar que no mês de fevereiro a maioria dos machos (70%) apareceram em maturação, enquanto as fêmeas dividiram-se proporcionalmente em dois estádios: em maturação e maduro. No mês de junho, uma parcela de 10% dos machos era de indivíduos maduros, enquanto os outros 90% dividiram-se entre indivíduos em maturação e imaturos. As fêmeas apresentaram mais de 50% dos indivíduos imaturos, com uma parcela ínfima de indivíduos maduros (menos de 10%).

No mês de fevereiro, de todos os indivíduos machos de *Geophagus brasiliensis* (sp 13) analisados (Figura 30), a minoria era de imaturos (menos de 10%), 20% estavam maduros e 70%, em estágio intermediário de maturação (em maturação).

As fêmeas, por sua vez, tinham mais de 50% dos indivíduos maduros e apenas 15% imaturos. Em junho, os machos analisados apareceram em sua maioria no estágio em maturação, tendo apenas 10% dos indivíduos maduros. Da mesma maneira que os machos, as fêmeas analisadas em junho também apresentaram a maioria de seus indivíduos (quase 70%) em maturação. Os outros 30% dividiram-se entre indivíduos imaturos (20%) e maduros (10%).

Essa espécie, de acordo com BRITSKI (1972), tem ampla distribuição espacial, pois ocorre em rios, riachos e lagoas. Tem o hábito de desovar em substratos duros, inclusive em ambientes lênticos e, em geral, cuida da prole. Além

disso, alimenta-se de plâncton, insetos e eventualmente lodo, o que torna a espécie bem-sucedida em vários reservatórios (CASTRO & ARCIFA, 1987), haja vista ser uma das espécies dominantes também no sistema Tietê.

Nos meses de fevereiro e junho, de todos os indivíduos machos analisados da espécie *Plagioscion squamosissimus* (sp 28), quase 100% se dividiram entre imaturos e em maturação (Figura 31). Para as fêmeas, em fevereiro, da mesma maneira que os machos, menos de 5% da espécie estavam maduros, pois a maioria se dividiu em indivíduos imaturos e em maturação. No mês de junho, pouco mais de 70% das fêmeas eram imaturas.

Para os machos de *Tilapia rendalli* (sp 36), no mês de fevereiro, pouco mais de 60% estavam em maturação, com o restante ainda imaturo (Figura 32).

Figura 29: Frequência relativa e estágios de maturação gonadal dos machos e fêmeas da espécie *Astyanax altiparanae* (sp 4), em fevereiro e junho de 2003.

Figura 30: Frequência relativa e estádios de maturação gonadal dos machos e fêmeas da espécie *Geophagus brasiliensis* (sp 13), em fevereiro e junho de 2003.

Figura 31: Frequência relativa e estádios de maturação gonadal dos machos e fêmeas da espécie *Plagioscion squamosissimus* (sp 28), em fevereiro e junho de 2003.

As fêmeas analisadas apresentaram uma pequena parcela de indivíduos maduros (10%), sendo o restante dividido em indivíduos imaturos (em torno de 30%) e em maturação (pouco mais de 50%). No mês de junho, os machos apresentaram quase 100% dos indivíduos em estágio intermediário de maturação. Porém, as fêmeas se dividiram em três estádios: imaturos (menos de 10%), em maturação (pouco mais de 70%) e maduros (pouco mais de 10%).

Para a espécie *Triportheus signatus* (sp 37), no mês de fevereiro, pode-se observar que os machos se dividiram nos três estádios de maturação, estando cerca de 30% deles imaturos, 40% em maturação e pouco mais de 10% maduros (Figura 33). As fêmeas, por sua vez, também apresentaram indivíduos nos três estádios de maturação, porém, 30% dos mesmos estavam maduros, cerca de 20%, em maturação e o restante, imaturos. No mês de junho, tanto os machos como as fêmeas tinham 50% dos indivíduos maduros. Ainda no mês de junho, havia 35% dos indivíduos machos em maturação e 10% imaturos, ao passo que, dos indivíduos fêmeas analisados, 50% ainda estavam imaturos.

Figura 32: Frequência relativa e estádios de maturação gonadal dos machos e fêmeas da espécie *Tilapia rendalli* (sp 36), em fevereiro e junho de 2003.

O fator de condição, segundo LE CREN (1951), por se tratar de um parâmetro relacionado com o estado fisiológico do peixe, pode variar segundo o teor de gordura, adequabilidade ambiental, condições alimentares, idade e desenvolvimento gonadal (BARBIERI & VERANI, 1987). Na maioria dos casos, esse fator mostra flutuações acentuadas durante o ano, com valores máximos ocorrendo simultaneamente em períodos de alta frequência de fêmeas maduras e, portanto, com os mais elevados valores do índice gonadosomático (BARBIERI & VERANI, op. cit.).

Figura 33: Frequência relativa e estádios de maturação gonadal dos machos e fêmeas da espécie *Triportheus signatus* (sp 37), em fevereiro e junho de 2003.

Com os valores de Kn apresentados nas Tabelas 14 a 19 e Figura 34, para machos e fêmeas das espécies dominantes, em cada estágio de maturação aplicou-se o teste “t” de Student ($\alpha = 0,05$ e $H_0 \rightarrow \text{Kn médio} = 1$: Anexo K).

Para a maioria das espécies e ambos os sexos, nos diferentes estádios de maturação, os resultados indicaram valores iguais a 1 (teoricamente ideal). Porém, ocorreram duas exceções: a primeira foi com os machos da espécie *Apareiodon affinis* (sp 2), que estavam em maturação e apresentaram valor de Kn acima do teoricamente ideal, indicando fator de condição relativo superior ($p < 0,05$); a segunda ocorreu por conta das fêmeas maduras de *Astyanax altiparanae* (sp 4), que também apresentaram valor de Kn acima do teoricamente ideal, indicando fator de condição relativo superior ($p < 0,05$).

Tabela 14: Teste “t” de Student para comparação dos valores médios de Kn de *Apareiodon affinis* (sp 2) em cada estágio de maturação gonadal (valor centralizador de kn = 1).

ESTÁDIOS	N Total	Kn Médio	Teste “t” de Student	Desvio-padrão	P (0,05)
MACHOS					
IMATURO	7	1	-0,015	0,026	0,988
EM MATURAÇÃO	12	1,038	2,362	0,055	0,038*
FÊMEAS					
IMATURO	7	1	-0,015	0,026	0,988
EM MATURAÇÃO	43	1,020	1,676	0,079	0,101
MADURO	4	1,063	1,355	0,093	0,268
Ns = diferença não significativa: aceita H_0 onde $Kn = 1$ ($p > 0,05$)					
* = diferença significativa: rejeita H_0 , portanto, $Kn \neq 1$, sendo $Kn < 1$ ou $kn > 1$ para $p < 0,05$					

Tabela 15: Teste “t” de Student para comparação dos valores médios de Kn de *Astyanax altiparanae* (sp 4) em cada estágio de maturação gonadal (valor centralizador de kn = 1).

ESTÁDIOS	N total	Kn Médio	Teste “t” de Student	Desvio-padrão	P (0,05)
MACHOS					
IMATURO	144	1,004	0,464	0,091	0,644
EM MATURAÇÃO	100	0,998	-0,259	0,085	0,796
MADURO	30	1,010	0,563	0,095	0,578
FÊMEAS					
IMATURO	144	1,004	0,464	0,091	0,644
EM MATURAÇÃO	76	0,995	-0,550	0,078	0,584
MADURO	31	1,042	2,788	0,085	0,009*
Ns = diferença não significativa: aceita H_0 onde $Kn = 1$ ($p > 0,05$)					
* = diferença significativa: rejeita H_0 , portanto, $Kn \neq 1$, sendo $Kn < 1$ ou $kn > 1$ para $p < 0,05$					

Tabela 16: Teste “t” de Student para comparação dos valores médios de Kn de *Geophagus brasiliensis* (sp 13) em cada estágio de maturação gonadal (valor centralizador de kn = 1).

ESTÁDIOS	N total	Kn Médio	Teste “t” de Student	Desvio-padrão	P (0,05)
MACHOS					
IMATURO	6	1,002	0,101	0,050	0,923
EM MATURAÇÃO	27	1,022	1,158	0,099	0,258
MADURO	5	1,021	0,362	0,127	0,736
FÊMEAS					
IMATURO	6	1,002	0,101	0,050	0,923
EM MATURAÇÃO	21	0,976	-1,219	0,090	0,237
MADURO	6	1,082	1,575	0,128	0,176
Ns = diferença não significativa: aceita H_0 onde Kn = 1 ($p > 0,05$)					

Tabela 17: Teste “t” de Student para comparação dos valores médios de Kn de *Plagioscion squamosissimus* (sp 28) em cada estágio de maturação gonadal (valor centralizador de kn = 1).

ESTÁDIOS	N total	Kn Médio	Teste “t” de Student	Desvio-padrão	P (0,05)
MACHOS					
IMATURO	145	1,008	0,888	0,113	0,376
EM MATURAÇÃO	87	0,998	-0,283	0,080	0,778
MADURO	3	1,013	0,199	0,109	0,860
FÊMEAS					
IMATURO	145	1,008	0,888	0,113	0,376
EM MATURAÇÃO	66	0,994	-0,644	0,074	0,522
MADURO	2	1,089	1,648	0,075	0,341
Ns = diferença não significativa: aceita H_0 onde Kn = 1 ($p > 0,05$)					
* = diferença significativa: rejeita H_0 , portanto, Kn $\neq$ 1, sendo Kn < 1 ou kn > 1 para $p < 0,05$					

Tabela 18: Teste “t” de Student para comparação dos valores médios de Kn de *Tilapia rendalli* (sp 36) em cada estágio de maturação gonadal (valor centralizador de kn = 1).

ESTÁDIOS	N total	Kn Médio	Teste “t” de Student	Desvio-padrão	P (0,05)
MACHOS					
IMATURO	6	1,004	0,097	0,091	0,927
EM MATURAÇÃO	24	0,992	-0,430	0,087	0,671
FÊMEAS					
IMATURO	6	1,004	0,097	0,091	0,927
EM MATURAÇÃO	17	1,008	0,380	0,084	0,709
MADURO	3	0,983	-0,400	0,074	0,728
Ns = diferença não significativa: aceita H_0 onde $Kn = 1$ ($p > 0,05$)					
* = diferença significativa: rejeita H_0 , portanto, $Kn \neq 1$, sendo $Kn < 1$ ou $kn > 1$ para $p < 0,05$					

Tabela 19: Teste “t” de Student para comparação dos valores médios de Kn de *Triportheus signatus* (sp 37) em cada estágio de maturação gonadal (valor centralizador de kn = 1).

ESTÁDIOS	N total	Kn Médio	Teste “t” de Student	Desvio-padrão	P (0,05)
MACHOS					
IMATURO	7	1,006	0,139	0,109	0,894
EM MATURAÇÃO	11	0,996	-0,120	0,108	0,907
MADURO	6	0,979	-0,609	0,085	0,569
FÊMEAS					
IMATURO	7	1,006	0,139	0,109	0,894
EM MATURAÇÃO	3	0,986	-0,226	0,109	0,842
MADURO	5	1,032	0,936	0,077	0,402
Ns = diferença não significativa: aceita H_0 onde $Kn = 1$ ($p > 0,05$)					
* = diferença significativa: rejeita H_0 , portanto, $Kn \neq 1$, sendo $Kn < 1$ ou $kn > 1$ para $p < 0,05$					

A variação dos valores médios de Kn e IGS em relação aos estádios de maturação gonadal (Figuras 35 e 36) indicou que as fêmeas das seis espécies apresentaram um padrão de variação de Kn e IGS semelhante durante os dois meses amostrados, com os maiores valores no mês de fevereiro, ainda dentro do período reprodutivo. Os machos, por sua vez, apresentaram este mesmo padrão de comportamento somente dentre as espécies *Apareiodon affinis* (sp 2), *Astyanax altiparanae* (sp 4), *Plagioscion squamosissimus* (sp 28) e *Triportheus signatus* (sp 37). As espécies *Geophagus brasiliensis* (sp 13) e *Tilapia rendalli* (sp 36) apresentaram maiores valores de IGS no mês de junho, indicando o início de um novo período reprodutivo.

De acordo com a literatura, a espécie *Apareiodon affinis* (sp 2) não manifesta preferência por ambientes lênticos ou lóticos e desenvolve migrações reprodutivas (em cardumes) no período de setembro a abril/maio (PAVANELLI, 1999). Complementarmente, BARBIERI & BARBIERI (1989) relataram que o anel etário das escamas é formado em setembro e outubro, coincidindo com o período reprodutivo da espécie no rio Passa Cinco (alto da bacia do Paraná). Os valores de IGS de *Apareiodon affinis* (sp 2), no reservatório de Bariri, indicaram que, para esta espécie, a época reprodutiva mais favorável entre os dois períodos analisados foi fevereiro. Não foi registrado no mês de junho nenhum exemplar em avançado estágio de maturação.

Os valores do IGS das fêmeas de *Astyanax altiparanae* (sp 4) encontrados neste trabalho assemelham-se aos encontrados por BARBIERI (1992), que estavam em torno de 16. Em contrapartida, o valor de IGS médio para os machos da espécie, no reservatório de Bariri, foi semelhante aos dados analisados por SÁ (2000), que eram próximos a 2.

Para a espécie *Geophagus brasiliensis* (sp 13), pelos valores de IGS, verifica-se que a época reprodutiva mais favorável dentre os meses analisados foi o mês de fevereiro, embora no mês de junho ainda tenham sido capturados vários exemplares maduros (Figuras 30, 35 e 36).

A espécie *Plagioscion squamosissimus* (sp 28) apresentou altos valores de IGS no mês de fevereiro, indicando ser este o pico reprodutivo da espécie. Porém, outros trabalhos realizados com corvina no reservatório de Itaipu indicaram a primavera como pico reprodutivo para as fêmeas e o outono para os machos (CARNELÓS & BENEDITO-CECILIO, 2002).

Trabalhos realizados com *Tilapia rendalli* (sp 36) indicaram como período de reprodução os meses de setembro a novembro (BARBIERI *et al.*, 1986) ou de agosto a outubro (BARBIERI & BARBIERI, 1988), o que não pode ser evidenciado neste trabalho, uma vez que as análises se concentraram em fevereiro e junho. Ainda assim, comparando-se estes dois meses, os valores de IGS no mês de fevereiro estavam acima dos valores de junho.

Os valores de IGS calculados para a espécie *Triportheus signatus* (sp 37) indicaram que, para ambos os sexos, o período reprodutivo mais favorável, no reservatório de Bariri, foi durante o mês de fevereiro. Esses resultados corroboram com os encontrados por HÖFLING *et al.* (2000), que analisaram a população de

Triportheus signatus no reservatório de Salto Grande e concluíram que esta espécie é mais abundante no período quente e chuvoso (outubro até abril), que coincide com o pico da sua fase reprodutiva. Além deste trabalho, outros indicaram que a espécie *Triportheus guentheri*, capturada na represa de Três Marias, possui desova parcelada (com ovos adesivos), com reprodução mais intensa entre novembro e fevereiro (GODINHO, 1994). No entanto, a espécie *Triportheus angulatus*, presente em um açude do Nordeste, apresentou seu período reprodutivo mais pronunciado entre março e abril (DOURADO, 1971¹⁶, *apud* HÖFLING *et al.*, 2000), contrariamente aos indivíduos analisados por VAZZOLER (1992), que se reproduziram de novembro a março.

Ainda que a análise temporal no reservatório de Bariri tenha compreendido somente dois meses do ano, o IGS e o fator de condição das espécies podem ser considerados bons indicadores dos períodos de maior reprodução, embora não seja possível avaliar a duração dos mesmos.

¹⁶ Dourado, O.F. Estudo sobre a sardinha *Triportheus angulatus angulatus* (Spix), no açude Pereira de Miranda, Pentecoste, Ceará, Brasil. **Boletim Técnico DNOCS**. Fortaleza, v.29, n/1, p.93-99, 1971.

Figura 34: Variação dos valores médios do fator de condição relativo (Kn) +/- IC em relação aos estádios de maturação gonadal para ambos os sexos, sendo: *Apareiodon affinis* (sp 2), *Astyanax altiparanae* (sp 4), *Geophagus brasiliensis* (sp 13), *Plagioscion squamosissimus* (sp 28), *Tilapia rendalli* (sp 36) e *Triportheus signatus* (sp 37).

Figura 35: Variação dos valores médios do fator de condição relativo (Kn) e do IGS para os machos coletados nos meses de fevereiro e junho, respectivamente, sendo: *Apareiodon affinis* (sp 2), *Astyanax altiparanae* (sp 4), *Geophagus brasiliensis* (sp 13), *Plagioscion squamosissimus* (sp 28), *Tilapia rendalli* (sp 36) e *Triportheus signatus* (sp 37).

Figura 36: Variação dos valores médios do fator de condição relativo (Kn) e do IGS para as fêmeas coletadas nos meses de fevereiro e junho, respectivamente, sendo: *Apareiodon affinis* (sp 2), *Astyanax altiparanae* (sp 4), *Geophagus brasiliensis* (sp 13), *Plagioscion squamosissimus* (sp 28), *Tilapia rendalli* (sp 36) e *Triportheus signatus* (sp 37).

4.3. Tamanho da primeira maturação gonadal

As metodologias para a determinação do tamanho da primeira maturação gonadal ainda são bastante discutidas (VAZZOLER, 1981; SATO & GODINHO, 1988; FRAGOSO, 2000; SÁ, 2000), pois podem apresentar variações, já que as espécies (ou indivíduos) estão sujeitas a diversas condições ambientais. Ou seja, a época da primeira maturação gonadal varia consideravelmente entre as espécies e, às vezes, dentro da mesma população (NIKOLSKII, 1969). Neste estudo, optou-se por determinar o tamanho da primeira maturação de acordo com SATO & GODINHO (1988), que consideram o tamanho do menor exemplar capturado em estágio avançado de maturação gonadal.

Para a espécie *Apareiodon affinis* (sp 2), o menor indivíduo em estágio de maturação avançada que foi capturado era uma fêmea com 10,7 cm de comprimento.

Para a espécie *Astyanax altiparanae* (sp 4), foram encontrados tanto machos como fêmeas neste mesmo estágio medindo 7 e 8,7 cm, respectivamente. No trabalho realizado por BARIBIERI & BARBIERI (1988), o menor exemplar de *Astyanax bimaculatus* capturado em estágio avançado de maturação tinha 4,5 cm e de *Astyanax fasciatus*, 5,0 cm. E, a partir de 8,0 cm de comprimento, 100% das fêmeas das duas espécies estavam aptas a se reproduzirem. PEREIRA FILHO (2000), estudando esta mesma espécie em cativeiro, encontrou fêmeas com 5,9 a 6,2 cm em estágio avançado de maturação. AGOSTINHO *et al.* (1984) observaram que a primeira maturação gonadal de fêmeas de *Astyanax bimaculatus* no rio Ivaí (Paraná), foi com um indivíduo com 7,8cm. E, as diferenças entre os registros encontrados por AGOSTINHO *et al.* (op. cit.) comparados aos resultados de outros autores, podem ser atribuídas ao fato de o primeiro estudo não ter considerado o estágio de repouso em sua escala de maturação sexual. Os autores também mencionam que as diferenças ambientais entre as populações analisadas deveriam ser consideradas. De maneira semelhante, os resultados obtidos para o reservatório de Bariri também não compreenderam o estágio de repouso na escala de maturação sexual, o que talvez justifique algumas diferenças entre os registros do tamanho da primeira maturação.

Para a espécie *Geophagus brasiliensis* (sp 13), foi capturado um macho com 7 cm e uma fêmea com 8 cm, ambos os menores exemplares em estágio avançado de maturação.

Para a espécie *Plagioscion squamosissimus* (sp 28), o menor indivíduo macho capturado, maduro, tinha 21,4 cm e a fêmea, 21,2 cm de comprimento. Ambos os valores foram maiores do que os constatados por CARNELÓS & BENEDITO-CECILIO (2002), em que os machos mediam 16,2 cm e as fêmeas, 17,8 cm. Para esses autores, o comprimento de 22,5 cm já indicava que toda a população participava efetivamente do processo reprodutivo.

Para a espécie *Tilapia rendalli* (sp 36), só foram encontrados indivíduos fêmeas, com 17,50 cm de comprimento. Comparativamente, na bacia do rio Monjolinho (São Carlos), os indivíduos em primeira maturação estavam um pouco menores do que os do reservatório de Bariri, atingindo o tamanho de 16,5 cm (BARBIERI *et al.*, 1986). Em outro trabalho realizado no reservatório do Monjolinho (BARBIERI & BARBIERI, 1988), as fêmeas na primeira maturação tinham 16,3 cm e os machos, 18,4 cm. Todos estes valores são menores do que os encontrados por PINTO & PAIVA (1988¹⁷, *apud* BARBIERI & BARBIERI, 1988), os quais registraram para as fêmeas valores de 10,5 cm e para os machos de 11,5 cm.

Para a espécie *Triportheus signatus* (sp 37) foram capturados um macho com 7,8 cm e uma fêmea com 18,7 cm de comprimento, ambos em estágio avançado de maturação.

4.4. A reprodução das espécies e sua relação com as variáveis ambientais

DONALDSON (1990) afirmava que até a década de 90 poucos investigadores utilizavam os índices reprodutivos para avaliar os efeitos dos estresses físicos e químicos nos peixes, cuja sensibilidade às variações químicas e físicas de estresse varia de acordo com o estágio de desenvolvimento reprodutivo dos indivíduos. Segundo este mesmo autor, os estágios do ciclo de vida incluem a fertilização, o desenvolvimento embrionário, a diferenciação sexual, a oogênese ou espermatogênese, a maturação final, a ovulação ou espermição e a desova. Assim, os índices de reprodução devem ser selecionados de acordo com as características

¹⁷ Pinto, C.S.R.M. & Paiva, P. Aspectos do comportamento biológico de *Tilapia rendalli* (Boulenger, 1896), em tanque (Pisces, Cichlidae). **Rev. Brasil. Biol**, v.37, n°4, p.745-760, 1977.

específicas de vida de cada espécie, concomitantemente com a situação à qual será exposto o indivíduo no meio ambiente natural.

Ainda nesta linha, ODUM (1988) comenta que a densidade, a natalidade, a sobrevivência, a estrutura etária, a taxa de crescimento e outros atributos das populações geralmente oscilam à medida que as espécies se ajustam às condições ambientais (o que compreende as estações do ano e as forças físicas). As afirmações de ELVIRA & ALMODÓVAR (2001) corroboram com este fato, pois, segundo estes autores, quando as variáveis ambientais estão alteradas, as espécies nativas (especialmente) ficam vulneráveis, podendo não completar seu ciclo reprodutivo.

Com o intuito de verificar as possíveis relações entre os valores de IGS das espécies e algumas variáveis ambientais plotou-se primeiramente o gráfico da pluviosidade média, com as temperaturas médias (máxima e média mínima) do ar e as horas de insolação (Figura 37), e outro gráfico contendo os valores de temperatura da água, pH, condutividade e oxigênio dissolvido (Figura 38).

Como é de conhecimento, os estímulos para o ato reprodutivo têm origem exógena, em que as variáveis como temperatura da água, turbidez, pH, condutividade, entre outras, são responsáveis por este processo, além da temperatura do ar e da radiação solar, que estão entre os fatores que interferem em algumas dessas variáveis limnológicas (STEFAN & PREUD'HOMME, 1993; POMPEO *et al.*, 1996). Complementarmente, os fatores de origem endógena devem ser considerados como resultados de ações hormonais, sobretudo de hormônios da glândula hipófise e dos efeitos produzidos pelos elementos de fadiga, este decorrente dos exercícios migratórios de centenas de quilômetros (GODOY, 1975). Entretanto, não é apenas verificando esses fatores que se consegue uma análise precisa da época de reprodução das diferentes espécies, pois se deve também avaliar a duração do período reprodutivo, que também auxilia na estratégia das espécies (BARBIERI & BARBIERI, 1988).

Para sanar esse tipo de problema, BARBIERI & BARBIERI (1988) caracterizaram a época e a duração de reprodução de duas espécies de lambari (*Astyanax bimaculatus* e *Astyanax fasciatus*) na represa do Lobo. Para isso, utilizaram a curva de maturação que tinha base na variação mensal dos valores médios de IGS, da frequência relativa dos estádios de maturação gonadal e no fator de condição.

Ainda em relação aos lambaris, PEREIRA FILHO (2000), ao correlacionar os valores de IGS desta espécie com a insolação, com a temperatura e a pluviosidade, concluiu que o comportamento reprodutivo do *Astyanax scabripinis* está mais associado à precipitação.

Figura 37: Distribuição dos valores mensais de pluviosidade, temperatura do ar (média máxima e média mínima) e horas de insolação.

Figura 38: Distribuição dos valores de pH, oxigênio dissolvido (mg/L), temperatura da água (°C) e condutividade (µS/cm) em quatro meses do ano.

Em função das análises deste trabalho incluírem apenas dois meses de coleta, as inferências sobre a relação das variáveis ambientais com o ciclo reprodutivo das espécies tornaram-se impossíveis de serem feitas.

Porém, algumas variáveis foram observadas por outros autores como CASTRO & ARCIFA (1987), que verificaram que, em reservatórios onde o hipolímnio é anóxico durante alguma parte do ano, a ictiofauna deve se restringir ao litoral e ao estrato superior da zona limnética, o que já foi verificado em Paraibuna pela dominância de *Curimata modesta* e *Geophagus brasiliensis*, sugerindo boa exploração da zona litorânea por estas espécies. Além da zona limnética, as macrófitas, por aumentarem a heterogeneidade espacial (THOMAZ & BINI, 1999), podem constituir um importante local de desova ou ainda para alimentação de certas espécies que fazem uso da fauna associada a elas.

Em outros trabalhos realizados com lambari (*Astyanax bimaculatus*), os autores verificaram que para o reservatório do Lobo esta espécie apresentava um período de reprodução que se estendia de setembro a dezembro, com a maior atividade reprodutiva ocorrendo em outubro. Já no caso da espécie *Astyanax fasciatus*, a época em que se observou o maior número de indivíduos maduros foi em novembro. Porém, para ambas as espécies, verificou-se a partir do mês de abril uma freqüência crescente de indivíduos em maturação, após um período de reorganização e recuperação das gônadas (BARBIERI & BARBIERI, 1988).

Talvez se a análise temporal da reprodução no reservatório de Bariri tivesse sido feita nos doze meses do ano, o pico de reprodução poderia ter ocorrido na mesma época registrada por BARBIERI & BARBIERI (1988). Mas uma vez registrado por estes autores que havia uma freqüência crescente de indivíduos em maturação a partir do mês de abril, este fator possibilitaria, por consequência, a presença de indivíduos maduros no mês de junho, como foi o caso ocorrido neste estudo.

Além disso, outro aspecto a ser considerado é a diferença de tamanho da primeira maturação que a mesma espécie pode atingir em diferentes ambientes. A este respeito, VAZZOLER & MENEZES (1992), analisando a literatura sobre Characiformes da América do Sul, compararam o tamanho de primeira maturação entre espécies da bacia amazônica e do rio Paraná e constataram que as espécies da bacia amazônica têm a primeira maturação com comprimentos maiores que as do

rio Paraná, o que pode ser explicado pelo maior porte das espécies da bacia amazônica.

5. Considerações finais e conclusões

De acordo com a compilação de dados e citações referidas neste capítulo, a dinâmica populacional e o sucesso reprodutivo das espécies de peixes envolvem uma série de fatores bióticos e abióticos, que variam conjuntamente com a herança genética das espécies e as características do meio.

Dentre as variações abióticas ocorrentes nos reservatórios, as flutuações artificiais no nível da água podem eliminar ou reduzir as populações que desovam somente nas margens, como é o caso de algumas espécies de peixes Characiformes e Siluriformes. Neste caso, essas espécies continuarão a migrar rio acima para desovar, voltando para o reservatório após a reprodução, conforme verificado por SMITH (2004), ao analisar alguns dos tributários do reservatório de Bariri. Por outro lado, outras espécies capazes de se reproduzirem em águas paradas aumentarão rapidamente em número (CASTRO & ARCIFA, 1987). Portanto, as variações das táticas de desenvolvimento e estratégias reprodutivas da espécie relacionam-se tanto aos fatores abióticos de cada local como também à predação, disponibilidade de alimentos, fecundidade e mortalidade, todos agindo como pressão seletiva sobre a estrutura dessas populações (ORSI *et al.*, 2004).

Algumas observações devem ser destacadas em relação às táticas reprodutivas que, de acordo com alguns autores, estão mais relacionadas às adaptações ecológicas do que propriamente dito aos fenômenos genéticos (LOPES *et al.*, 2000). Se existe um padrão seletivo apropriado para as estratégias, algumas vezes os membros de táxons muito divergentes podem mostrar convergência em relação às suas estratégias de sobrevivência, e, ainda mais, populações da mesma espécie podem apresentar divergência em suas estratégias no mesmo *habitat* (ORSI *et al.*, 2004).

Além desse fator, outros a serem considerados quando se avalia a reprodução dos peixes são o tipo de desova, a época de reprodução e o período de duração do mesmo. Afinal, este é um dado importante para a estratégia de manutenção da espécie (ISAAC-NAHUM & VAZZOLER, 1987; BARBIERI & BARBIERI, 1988).

Quando se comparam os dados de reprodução dos peixes (especialmente os valores de IGS) do reservatório de Bariri com algumas das variáveis ambientais, é possível observar que estes têm relação com a pluviosidade, embora não se possa generalizar que os elevados valores de abundância das espécies coincidiram com o período chuvoso para todas as espécies. Porém, esta constatação permite inferir que esse período (chuvoso) contribui para o aporte de material alóctone para o sistema, aumentando as áreas de refúgio no reservatório, o que é uma vantagem para várias espécies de peixes, especialmente para aquelas que têm o hábito de fazer tocas e ninhos na época reprodutiva.

Ainda assim, existem autores que afirmam que o conhecimento sobre a abundância de espécies e dos fatores que podem estar correlacionados a ela representam uma ferramenta importante para a ecologia de populações de peixes e o papel das mesmas no ecossistema (WINEMILLER, 1996¹⁸, *apud* ORSI *et al.*, 2004).

PERSSON (1997), em seus estudos, reforçou a hipótese constatada por SUMARI (1971)¹⁹, que afirmava que os fatores bióticos haviam sido mais importantes na estrutura das comunidades de peixes que os fatores abióticos. Porém, com certa ressalva, pois para o conjunto de dados obtidos por Persson (*op. cit.*), a condutividade e o pH também atuaram sobre a estrutura da comunidade de peixes.

Várias das espécies analisadas neste trabalho (*Apareiodon affinis*, *Astyanax altiparanae*, *Geophagus brasiliensis* e *Plagioscion squamosissimus*) se reproduzem com maior intensidade durante o período chuvoso, o que ainda compreendeu o mês de fevereiro. Este comportamento também acontece com a maioria das espécies de peixes que habitam regiões tropicais, embora algumas das espécies dominantes do reservatório de Bariri também se reproduzam no período seco (*Astyanax altiparanae*, *Tilapia rendalli* e *Triportheus signatus*), o que poder estar relacionado à disponibilidade alimentar do sistema nessa época.

¹⁸ Winemiller, K.O. Dynamic diversity: fish communities of tropical rivers. In: **Long-term studies of vertebrates communities**. CODY, M.L.; SMALLWOOD, J.A.(eds), Orlando, Academic Press, 1996, I+189p.

¹⁹ Sumari, O. Structure of the perch populations of some ponds in Finland. **Ann. Zool. Fenn.** V.8, p.406-421, 197.

Algumas conseqüências das espécies introduzidas (algumas entre as dominantes) no reservatório de Bariri sobre a fauna nativa só poderão ser verificadas com o passar do tempo, pois até o presente momento o que se conclui é que a diminuição da abundância de algumas espécies anteriormente presentes no sistema Tietê e o sucesso reprodutivo de outras se deu principalmente pela ação do represamento, não da introdução das espécies exóticas. ROSS (1991), por exemplo, menciona que a reposta das assembléias de peixes nativas sobre a introdução de exóticas ou transplantadas pode ser variada, opondo-se a COURTENAY & HENSLEY (1980), que declararam que a introdução de espécies invariavelmente resulta em competição (direta ou indireta) com as espécies nativas. Ou, ainda, TAYLOR *et al.* (1984), que afirmaram que o estabelecimento bem-sucedido das espécies exóticas deve necessariamente propiciar mudanças físicas e características biológicas no ecossistema aquático que recebe a introdução. Resumidamente, para observar algum efeito sobre a comunidade natural, segundo ROSS (1991), deve-se buscar respostas como: (1) Existe efeito aparente da introdução sobre as espécies nativas? (2) Ocorreram mudanças no tamanho da população ou estrutura etária nas espécies de peixes nativas? Ocorreu a indução da extinção de algumas ou de todas as espécies? (3) Houve substituição das fontes de recurso (substituição do nicho) das espécies nativas, com ou sem acompanhamento de mudanças na estrutura ou tamanho da população?

Das espécies de peixes introduzidas, a mais comum e abundante analisada por SMITH (2004) foi *Plagioscion squamosissimus*, que tinha sua alimentação constituída por peixes, no reservatório de Bariri e no Rio Piracicaba. Estes sistemas, devido às suas condições ambientais, são desprovidos de crustáceos, que é um item alimentar importante para esta espécie.

Esse fator também foi observado em outros trabalhos nos quais a espécie *Plagioscion squamosissimus* utiliza *A. altiparanae* (espécie de maior dominância em Bariri) como uma de suas principais fontes de alimento, o que possibilitaria, em algum momento, a interferência dessa espécie nos processos de manutenção e sobrevivência das espécies próximas à base da cadeia trófica, como é o caso de *Astyanax* (CASTRO & ARCIFA, 1987; BRAGA, 1998; PEREIRA, 2001). Porém, associados à capacidade de se reproduzirem nos reservatórios, a colonização e o sucesso de *Astyanax* nestes ambientes advêm da sua flexibilidade alimentar (CASTRO & ARCIFA, 1987). No reservatório de Bariri, embora a espécie *Astyanax*

altiparanae seja uma das mais abundantes, não consta como item alimentar preferencial das corvinas analisadas até o presente momento (STEFANI, em preparação).

Diante do que foi analisado neste capítulo pode-se concluir que: **(a)** A ictiofauna do reservatório de Bariri é composta por seis espécies dominantes (16,2%), entre os dois períodos de coleta (fevereiro e junho de 2003): *Apareiodon affinis*, *Astyanax altiparanae*, *Geophagus brasiliensis*, *Plagioscion squamosissimus*, *Tilapia rendalli* e *Triportheus signatus*; **(b)** A composição em tamanho das espécies dominantes variou do mínimo de 6 cm (*Apareiodon affinis*) ao máximo de 39,4 cm (*Plagioscion squamosissimus*); **(c)** A diversidade ictiofaunística calculada no Capítulo 1 não indicou diferença estatística significativa entre as épocas de coleta, o que sugere que poucas espécies de peixes dependem exclusivamente da sazonalidade para se reproduzirem, como aparenta ocorrer com as espécies dominantes do reservatório de Bariri; **(d)** A espécie que contribuiu com a maior biomassa para os meses de fevereiro e junho de 2003 no reservatório de Bariri foi *Plagioscion squamosissimus* e a de menor biomassa, *Astyanax fasciatus* (que não estava entre as dominantes); **(e)** A proporção sexual das espécies dominantes não apresentou diferença estatística no mês de fevereiro. Porém, no mês de junho, havia mais machos nas espécies *Astyanax altiparanae* (sp 4), *Plagioscion squamosissimus* (sp 28) e *Triportheus signatus* (sp 37) e mais fêmeas da espécie *Apareiodon affinis* (sp 2); **(f)** As estimativas do parâmetro Θ sugeriram crescimento do tipo isométrico para todas as espécies dominantes analisadas, não indicando dimorfismo sexual para as mesmas; **(g)** Os fatores de condição foram todos iguais a 1, com exceção das espécies *Plagioscion squamosissimus* (machos e fêmeas) nos meses de fevereiro e junho, *Geophagus brasiliensis* (fêmeas) no mês de fevereiro e *Triportheus signatus* (machos) no mês de junho; **(h)** Foram determinados três estádios de maturação gonadal para todas as espécies analisadas (imaturo, em maturação e maduro). Porém, quando os indivíduos estiverem conservados em formol, a classificação em dois estádios torna-se mais eficiente (“em reprodução” e “fora de reprodução”), em função da dificuldade da classificação dos estádios de maturação gonadal pela coloração das gônadas conservadas; **(i)** O pico do período reprodutivo para as fêmeas de todas as espécies e para os machos das espécies *Apareiodon affinis* (sp 2), *Astyanax altiparanae* (sp 4), *Plagioscion squamosissimus* (sp 28) e *Triportheus signatus* (sp 37) foi o mês de fevereiro. As espécies *Geophagus brasiliensis* (sp 13)

e *Tilapia rendalli* (sp 36) indicaram o início de um novo período reprodutivo, a partir do mês de junho; **(j)** O tamanho da primeira maturação foi estimado em 10,7 cm para a espécie *Apareiodon affinis* (fêmea), em 7 e 8,7 cm para a espécie *Astyanax altiparanae* (macho e fêmea, respectivamente), 7 e 8 cm para a espécie *Geophagus brasiliensis* (macho e fêmea, respectivamente), 21,4 e 21,2 cm para a espécie *Plagioscion squamosissimus* (macho e fêmea, respectivamente), 17,5 cm para a espécie *Tilapia rendalli* (fêmea) e 7,8 e 18,7 cm para a espécie *Triportheus signatus* (macho e fêmea, respectivamente); **(l)** Para analisar o ciclo reprodutivo deve-se obter um período de coleta mais extenso que o utilizado neste capítulo, visto que algumas espécies de peixes podem ter ciclos reprodutivos mais longos que os contemplados entre os meses de fevereiro e junho; **(m)** Embora a análise da dieta dos peixes não tenha sido foco deste trabalho, pode-se supor que o sucesso reprodutivo das espécies dominantes, neste sistema, pode ocorrer em função da plasticidade alimentar das mesmas; **(n)** Pelos valores de IGS, foi possível observar que as espécies dominantes do reservatório de Bariri estão atingindo a maturidade com comprimentos (padrão e total) menores que os capturadas em outros sistemas.

6. Referências bibliográficas

- ABELHA, M. C. F.; GOULART, E.; PERETTI, D. Estrutura trófica e variação sazonal do espectro alimentar da assembléia de peixes do reservatório de Capivari, Paraná, Brasil. In: RODRIGUES, L.; THOMAZ, S. M.; AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. (Eds.). **Biocenoses em reservatórios: padrões espaciais e temporais**. São Carlos: RiMa, 2005. p. 197-209.
- AGOSTINHO, A. A. et al. Ciclo reprodutivo e primeira maturação sexual de fêmeas do lambari, *Astyanax bimaculatus* (L.) (Osteichthyes) do rio Ivaí, Estado do Paraná. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 44, n. 1, p. 31-36, 1984.
- _____; JÚLIO Jr., H. F.; BORGHETTI, J. R. Considerações sobre os impactos dos represamentos na ictiofauna e medidas para sua atenuação. Um estudo de caso: reservatório de Itaipú. **Revista UNIMAR**, Maringá, v. 14, p. 89-107, 1992.
- _____. Considerações acerca de pesquisas, monitoramento e manejo da fauna aquática em empreendimentos hidrelétricos. In: SEMINÁRIOS SOBRE FAUNA AQUÁTICA E O SETOR ELÉTRICO BRASILEIRO, 1994, Rio de Janeiro, RJ. **Anais...** Rio de Janeiro: COMASE/ELETROBRÁS, 1994. (Caderno 1).
- _____. et al. Patterns of colonization in neo tropical reservoirs, and prognoses on aging. In: TUNDISI, J. G.; STRAŠKRABA, M. (Eds.). **Theoretical reservoir ecology and its applications**. São Carlos: International Institute of Ecology; Leiden, The Netherlands: Backhuys Publishers; Rio de Janeiro: Brazilian Academy of Science, 1999. p. 227-265.
- BALTZ, A. M.; MOYLE, P. B. Invasion resistance to introduced species by a native assemblage of California stream fishes. **Ecological applications**, v. 3, n. 2, p. 246-255, 1993.
- BARBIERI, G.; BARBIERI, M. C. Growth of *Apareiodon affinis* (Steindachner, 1879) (Osteichthyes, Parodontidae) from Passa Cinco river (Ipeúna – São Paulo – Brazil). **Revista Brasileira de Biologia**, v. 49, n. 2, p. 539-544, 1989.
- _____. Curva de maturação, tamanho de primeira maturação gonadal e fecundidade de *Astyanax bimaculatus* e *Astyanax fasciatus*, da represa do Lobo, Estado de São Paulo (Osteichthyes, Characidae). **Revista CERES**, v. XXXV, n. 197, p. 64-77, 1988.
- _____. Age, growth and reproduction of *Tilapia rendalli* (Boulenger, 1896) (Osteichthyes, Cichlidae) in the Monjolinho reservoir, São Paulo state, Brazil. **Revista CERES**, v. XXXV, n. 202, p. 578-585, 1988.

BARBIERI, G. et al. Crecimiento de *Tilapia rendalli* (Boulenger, 1896) en el embalse del Monjolinho, São Carlos, Estado de São Paulo, Brasil. **Rev. Lat. Acui.**, Lima-Peru, n. 27, p. 19-32, 1986.

_____; PEREIRA, J. A.; COSTA, F. J. C. B. Crescimento de *Geophagus brasiliensis* (Quoy & Gaimard, 1824) (Pisces- Cichlidae) pelo método do retrocálculo. **B. Núcl. Ests Ci-s Mar**, Maceió, v. 4, p. 9-32, s.d.

BARBIERI, G. et al. **Avaliação qualitativa da comunidade de peixes da represa de Guarapiranga**. São Paulo: Instituto de Pesca, 2000. 30p. (Botetím técnico).

BARRELLA, W.; PETRERE Jr., M. The influence of environmental factors on a fish community structure in Jacaré Pepira river, Brazil. In: COWX, I. G. (Ed.). **Fishing new books**. 1995. p. 161-170.

BASILE-MARTINS, M. A. et al. Influência de fatores abióticos sobre a maturação dos ovários de *Pimelodus maculatus* Lac. 1803 (Pisces, Siluroidei). **Bol. Inst. Pesca**, Santos, v. 4, n. 1, p. 1-28, 1975.

BEAUMORD, A. C. **As comunidades de peixes do rio Manso, Chapada dos Guimarães, MT**: uma abordagem ecológica numérica. 1991. 108 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

BRAGA, F. M. DE S. Alimentação de *Plagioscion squamosissimus* (Osteichthyes, Scianidae) no reservatório de Barra Bonita, Estado de São Paulo. **Iheringia**, Ser. Zool., Porto Alegre, 84: 11-19. 1998.

BRITSKI, H. A. Peixes de água doce do Estado de São Paulo – Sistemática. In: **Poluição e piscicultura**: notas sobre poluição, ictiologia e piscicultura. São Paulo: Com. Int. Bacia Paraná- Uruguai e Fac. Saúde Pública, USP, 1972. 216p.

CARNELOS, R. C.; BENEDITO-CECILIO, E. Reproductive strategies of *Plagioscion squamosissimus* Heckel, 1840 (Osteichthyes A=Sciaenidae) in the Itaipu reservoir, Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 45, n. 3, p. 317-324, 2002.

CASTRO, R. M. C.; ARCIFA, M. S. Comunidades de peixes de reservatórios no sul do Brasil. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 47, n. 4, p. 493-500, 1987.

CHALCRAFT, D. R.; RESETARITS Jr., W. J. Predator identity and ecological impacts: functional diversity? **Ecology**, v. 84, n. 9, p. 2407-2418, 2003.

COPP, G. H. Comparative microhabitat use of Cyprinid larvae and juveniles in a lotic floodplain channel. **Environmental Biology of Fish**, Dordrecht, v. 33, p. 181-193, 1992.

- CORDIVIOLA de YUAN, E.; PIGNALBERI, C. Fish populations in the Paraná river. 2. Santa Fé and corrientes áreas. **Hydrobiologia**, v. 77, p. 261-272, 1981.
- COURTENAY, W. R.; HENSLEY, D. A. Special problems associated with monitoring exotic species. In: HOCUTT, C. H.; STANFFER, Jr. (Eds.). **Biological monitoring of fish**. Lexington books, 1980. p. 281-307.
- DIAS, J. F. **Padrões reprodutivos em teleosteos da costa brasileira: uma síntese**. 1989, 105 f. Dissertação (Mestrado em Oceanografia) – Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo.
- DONALDSON, E. M. Reproductive índices as measures of the effecta of environmental stressors in fish. **American Fisheries Society Symposium**, v. 8, p. 109-122, 1990.
- ELVIRA, B.; ALMODÓVAR, A. Freshwater fish introductions in Spain: facts and figures at the beginning of the 21st century. **Journal of Fish Biology**, v. 59, p. 323-331, 2001. (Supplement A).
- FERNANDO, C. H.; HOLCICK, J. Fish in reservoirs. **Int. Revue Ges. Hydrobiol.**, v. 76, n. 2, p. 149-167, 1991.
- FISCHER, C. F.; AMADOR, A. L. G.; CHAGAS, L. D. **Pesca de águas interiores**. SMA e IBAMA, 1992. p. 1-29
- FRAGOSO, E. N. **Caracterização biológica de *Astyanax scabripinis paranae* (Eigenmann, 1914) (Characiformes, Characidae) do Córrego da Lagoa, São Carlos/SP**. 2000. 195 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.
- GARUTTI, V.; GARUTTI, M. L. F. Migração lateral de *Liposarcus anisitsi* (Siluriformes, Loricariidae) no rio Preto, bacia do alto Paraná, Brasil. **Iheringia, Ser. Zool**, Porto Alegre, v. 88, p. 15-24, 2000.
- GODINHO, H. P. Biologia reprodutiva da piaba-facão (*Triportheus gueirtheri*) (Characiforme, Characidae) e o manejo hidrológico da represa de Três Marias. **Rev. Brasil. Biologia**, v. 54, n. 3, p. 515-524, 1994.
- GODOY, M. P. **Peixes do Brasil subordem Characoidei – Bacia do Rio Mogi Guassu**. Piracicaba: Franciscana, 1975. 4 v.
- GOMIERO, L. M.; BRAGA, F. M. S. Reproduction of species of the genus *Cichla* in a reservoir in Southeastern. **Brazil. Brazi. J. Biol.**, v. 63, n. 3B, p. 613-624, 2004.

- HÖFLING, J. C. et al. Distribuição, reprodução e alimentação de *Triportheus signatus* (*Triportheus angulatus*) no reservatório de Salto Grande, bacia do rio Piracicaba, SP, Brasil. **Bioikos**, PUC-Campinas, v. 14, n. 1, p. 16-23, 2000.
- ISAAC-NAHUM, V. J.; VAZZOLLER, A. E. A. M. Biologia reprodutiva de *Micropogonias furnieri* (Desmarest, 1823) (Teleostei, Sciaenidae). 2. Relação gonadossomática, comprimento e peso dos ovários como indicadores do período de desova. **Contr. n. 674 do Inst. Oceanogr. da USP**, v. 35, n. 2, p. 123-134, 1987.
- KAMLER, E. **Early life history of fish: an energetics approach**. London: Chapman & Hall, 1992. 267p.
- LE CREN, E. D. The length-weight relationship and seasonal cycle in gonad weight and condition in perch *Perca fluviatilis*. **J. Anim. Ecology**, v. 20, n. 2, p. 201-219, 1951.
- LOPES, C. A.; BENEDITO-CECILIO, E.; AGOSTINHO, A. A. The reproductive strategy of *Leporinus friderici* (Characiformes, Anostomidae) in the Paraná river Basin, the effect of reservoirs. **Rev. Brasil. Biologia**, v. 60, n. 2, p. 255-266, 2000.
- LOWE-McCONNELL, R. H. **Ecological studies in tropical fish communities**. Cambridge: Univ. Press, 1987. 382p.
- MATTHEWS, W. J. **Patterns in freshwater fish ecology**. New York: Chapman & Hall, 1995.
- MEDRI, V.; PEREIRA, G. V.; LEONHARDT, J. H. Growth of Nile Tilapia *Oreochromis niloticus* fed with different levels of alcohol yeast. **Rev. Brasil. Biologia**, v. 60, n. 1, p. 113-121, 2000.
- ODUM, E. P. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Editora Guanabara Koogan S.A., 1985. 434p.
- ODUM, E. P. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Editora Guanabara Koogan S.A., 1988. 434p.
- OLIVEIRA, E. F.; GOULART, E.; MINTE-VERA, C. V. Fish diversity along spatial gradients in the Itaipu reservoir, Paraná, Brazil. **Brazil. Braz. J. Biol.**, v. 64, n. 3A, p. 447-458, 2004.
- ORSI, M. L.; FORESTI, F.; CARVALHO, E. D. Relação peso/comprimento e composição em comprimento de *Astyanax bimaculatus* em quatro trechos do rio Tibagi, PR. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ZOOLOGIA, 23., 2000, Cuiabá. **Anais...** Cuiabá: UFMT, 2000. 746p.

- _____; CARVALHO, E. D.; FORESTI, F. Biologia populacional de *Astyanax altiparanae* Garutti & Britski (Teleostei, Characidae) do médio Trio Paranapanema, Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 21, n. 2, p. 207-218, 2004.
- PAVANELLI, C. S. **Revisão taxonômica da família Parodontidae (Ostariophysi: Characiformes)**. 1999. 332 f. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.
- _____; CARAMASCHI, E. P. Composition of the ichthyofauna of two small tributaries of the Paraná river, Porto Rico, Paraná state, Brazil. **Ichthyological Explorations of Freshwaters**, v. 8, n. 1, p. 23-31, 1997.
- PEREIRA, C. C. G. F. **Caracterização alimentar das espécies de peixes exóticas e nativas dos reservatórios do médio e baixo rio Tietê**. 2001. (Relatório Científico FAPESP, Processo 00/04465-8).
- PEREIRA FILHO, H. P. **Biologia reprodutiva de fêmeas de lambari-prata *Astyanax scabripinis* em condições de cativeiro**. 2000. 94 f. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Viçosa, MG.
- PERSSON, L. Competition, predation and environmental factors as structuring forces in freshwater fish communities: Sumari (1971) revisited. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.**, v. 54, p. 85-88, 1997.
- PETRERE Jr., M. Fisheries in large tropical reservoirs in South America. **Lake Reservoirs Management**, v. 2, p. 111-133, 1996.
- POMPEO, M. L. M. et al. Influência da macrófita aquática *Echinochloa polystachya* (H.B.K.) Hitch sobre os parâmetros físicos e químicos da água na zona de desembocadura do rio Paranapanema na represa de Jurumirim (SP). In: SEMINÁRIO REGIONAL DE ECOLOGIA, 8., 1996, São Carlos. **Anais...** São Carlos: Universidade Federal de São Carlos/ PPG-ERN, 1996. 468p.
- ROSS, S. T. Mechanisms structuring stream fish assemblages: are there lessons from introduced species? **Environmental biology of fishes**, v. 30, p. 359-368, 1991.
- SÁ, O. R. **Toxicidade do herbicida Roundap (glifosato) e do acaricida Omite (propargito) nas fases iniciais da ontogenia do bagre, *Rhamdia hilarii* (Vlaenciennes, 1840) (Pimelodidae, Siluriformes)**. 1998. 307 f. Tese (Doutorado) – PPG-ERN, Universidade de São Carlos, São Carlos.
- SÁ, M. F. P. **Caracterização de duas populações de *Astyanax scabripinis* (Jenyns, 1842) de riachos da bacia do rio São Francisco**. 2000. 236 f. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.

- SANTOS, E. P. **Dinâmica de populações aplicada à pesca e piscicultura**. São Paulo: HUCITEC, Ed. da Universidade de São Paulo, 1978. 129p.
- SATO, Y.; GODINHO, H. P. A questão do tamanho da primeira maturação dos peixes de Três Marias, MG. Brasília: CODEVASF, 1988. p. 93-94. (Coletânea de resumos dos encontros da Associação Mineira de Aqüicultura (AMA): 1982-1987).
- SILVA, M. S. **Crescimento, reprodução e estrutura populacional de *Astyanax bimaculatus* e *Astyanax fasciatus* da Represa do Lobo, SP – aspectos quantitativos**. 1991. 106 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.
- SMITH, W. S. **A importância dos tributários, a influência da fragmentação artificial de rios e da introdução de espécies exóticas na comunidade de peixes dos reservatórios do Médio e Baixo Tietê**. 2004. 295 f. Tese (Doutorado) – Universidade de São Paulo, CRHEA, São Carlos.
- _____; BARRELLA, W. The ichthyofauna of the marginal lagoons of the Sorocaba river, SP, Brazil: composição, abundance and effects of the anthropogenic actions. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 60, n. 4, p. 627-632, 2000.
- SMITH, W. S. et al. A importância da zona litoral para a disponibilidade de recursos alimentares à comunidade de peixes em reservatórios. In: HENRY, R. **Ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos**. São Carlos: Fundibio – RiMa, 2003. p. 233-248.
- SNEDECOR, G. V.; COCHRAN, W. C. **Statistical methods**. Ames: Iowa Sta. Univers., 1971. 593p.
- STEFAN, H. G.; PREUD'HOMME, E. B. Stream temperature estimation from air temperature. **Water Resources Bulletin**, v. 29, n. 1, p. 27-45, 1993.
- STEFANI, P.M. **A ecologia trófica de espécies alóctones (*Cichla cf monoculus*, *Plagioscion squamosissimus*) e nativa (*Geophagus brasiliensis*) nos reservatórios do rio Tietê- SP**. EM PREPARAÇÃO
- STURGES, H. A. The choice of a class interval. **Journal of the American Statistical Association**, v. 21, p. 65-66, 1926.
- SUZUKI, H. I. et al. Estratégias reprodutivas de assembléias de peixes em reservatórios. In: RODRIGUES, L.; THOMAZ, S. M.; AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. (Eds.). **Biocenoses em reservatórios: padrões espaciais e temporais**. São Carlos: RiMa, 2005. p. 223-242.

TAYLOR, J. N.; COURTENAY, W. R.; McCANN, J. A. Know impacts of exotic fishes in the Continental United States. In: COURTENAY Jr., W. R.; STAUFFER Jr. (Eds.). **Distribution, biology and management of exotic fishes**. Baltimore: Johns Hopkins University Press, 1984. p. 322-373.

THOMAZ, S. M.; BINI, L. M. A expansão das macrófitas aquáticas e implicações para o manejo de reservatórios: um estudo na represa de Itaipu. In: HENRY, R. (Ed.). **Ecologia de reservatórios**. Botucatu: FUNDIBIO FAPESP, 1999. p. 597-626.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; ROCHA, O. Ecossistemas de águas interiores. In: REBOUÇAS, A. C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. (Eds.). **Águas doces do Brasil: capital ecológico, usos e conservação**. São Paulo: Estruturas, 1999. p. 153-194.

VAZZOLER, A. E. A. M. **Manual de métodos para estudos biológicos de populações de peixes**. I Reprodução e crescimento. Brasília: CNPq, Programa Nacional de Zoologia, 1981. 106p.

_____. Reprodução de peixes. In: AGOSTINHO, A. A.; BENEDITO-CECILIO, E. (Eds.). **Situação atual e perspectiva da ictiologia no Brasil**. Maringá: Universidade Estadual de Maringá – NUPÉLIA: SBI, 1992. 6p.

_____. **Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática**. Maringá: EDUEM; São Paulo: SBI, 1996. 169p.

_____; MENEZES, N. A. Síntese dos conhecimentos sobre o comportamento reprodutivo dos characiformes da América do Sul (Teleostei, Ostariophysi). **Revista Brasileira de Biologia**, v. 52, n. 4, p. 627-640, 1992.

VERANI, J. R. et al. Avaliação das fêmeas de espécies ícticas aptas à introdução reprodutiva: critério embasado no fator de condição relativo. In: SEMINÁRIO REGIONAL DE ECOLOGIA, 8., 1997, São Carlos. **Anais...** São Carlos: Universidade Federal de São Carlos, PPG-ERN, 1997. v. 1, p. 323-332.

VERÍSSIMO, S. **Variações na composição da ictiofauna em três lagoas sazonalmente isoladas, na planície do Alto do rio Paraná, Ilha Porto Rico, PR**. 1994. Dissertação (Mestrado) – UFSCar, São Carlos.

VIEIRA, L. J. S. **Caracterização estrutural de comunidades ícticas de Três Lagoas Marginais do rio Mogi-Guaçu (SP) sujeitas a diferentes graus de assoreamento**. 1999. 133 f. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de São Carlos, PPG-ERN, São Carlos.

WILLIAMS, J. D. et al. Ecology and status os piscivores in Guri, na oligotrophic Tropical reservoir. **North American Journal of Fishes Management**, v. 18, p. 274-285, 1998.

WINEMILLER, K. O. Patterns of variation in life history among South American fishes in seasonal environments. **Oecologia**, v. 81, p. 225-241, 1989.

_____. Fish ecology. In: **Encyclopedia of environmental biology**. New York: Academic Press, 1995. v. 2, p. 49-65.

WOOTTON, R. J. Introduction: tactics and strategies in fish reproduction. In: POTTS, G. W.; WOOTTON, R. J. (Eds.). **Fish reproduction strategies and tactics**. New York: Academic Press Chapman and Hall, 1984. p. 1-12.

WOYNAROVICH, E. The hydroelectric power plants and the fish fauna. **Verh. Int. Ver. Limnol.**, v. 24, p. 531-2536, 1991.

ANEXOS

ANEXO A1 -ÍNDICE DE DOMINÂNCIA DO MÊS DE FEVEREIRO DE 2003

espécies	NT fevereiro	Peso Fevereiro	Numero T	Peso T	N*P	ID	RESULTADO
sp 1	1	61,52	1	61,52	61,52	0,00	rara
sp 2	6	157,91	6	157,91	947,46	0,01	baixa dominancia
sp 3	2	19,29	2	19,29	38,58	0,00	rara
sp 4	331	8581,03	331	8581,03	2840320,9	39,41	dominante
sp 5	1	11,69	1	11,69	11,69	0,00	rara
sp 6	1	25,98	1	25,98	25,98	0,00	rara
sp 7	0	0	0	0	0	0,00	rara
sp 8	0	0	0	0	0	0,00	rara
sp 9	0	0	0	0	0	0,00	rara
sp 10	0	0	0	0	0	0,00	rara
sp 11	1	37,18	1	37,18	37,18	0,00	rara
sp 12	1	50,21	1	50,21	50,21	0,00	rara
sp 13	24	4583,75	24	4583,75	110010	1,53	dominante
sp 14	2	86,48	2	86,48	172,96	0,00	rara
sp 15	1	1387,63	1	1387,63	1387,63	0,02	baixa dominancia
sp 16	10	1547,04	10	1547,04	15470,4	0,21	baixa dominancia
sp 17	5	1597,24	5	1597,24	7986,2	0,11	baixa dominancia
sp 18	1	144,21	1	144,21	144,21	0,00	rara
sp 19	0	0	0	0	0	0,00	rara
sp 20	2	1006,72	2	1006,72	2013,44	0,03	baixa dominancia
sp 21	2	819,84	2	819,84	1639,68	0,02	baixa dominancia
sp 22	1	19,49	1	19,49	19,49	0,00	rara
sp 23	0	0	0	0	0	0,00	rara
sp 24	54	860,62	54	860,62	46473,48	0,64	baixa dominancia
sp 25	1	14,34	1	14,34	14,34	0,00	rara
sp 26	7	2455,85	7	2455,85	17190,95	0,24	baixa dominancia
sp 27	7	2145,82	7	2145,82	15020,74	0,21	baixa dominancia
sp 28	158	24699,87	158	24699,87	3902579,5	54,14	dominante
sp 29	0	0	0	0	0	0,00	rara
sp 30	4	1367,95	4	1367,95	5471,8	0,08	baixa dominancia
sp 31	0	0	0	0	0	0,00	rara
sp 32	1	156,35	1	156,35	156,35	0,00	rara
sp 33	8	2156,45	8	2156,45	17251,6	0,24	baixa dominancia
sp 34	4	1073,1	4	1073,1	4292,4	0,06	baixa dominancia
sp 35	33	1204,46	33	1204,46	39747,18	0,55	baixa dominancia
sp 36	18	4868,51	18	4868,51	87633,18	1,22	dominante
sp 37	30	3054,4	30	3054,4	91632	1,27	dominante

Sp1 - *Acestrorhynchus lacustris*; Sp2- *Apareiiodon affinis*; Sp3 - *Astronotus ocellatus*; Sp4 - *Astyanax altiparanae*; Sp5- *Astyanax fasciatus*; Sp6 - *Astyanax sp 1*; Sp7 - *Astyanax sp 2*; Sp8 - *Astyanax sp 3*; Sp9 - *Cichla cf. Monoculus*; Sp10 - *Crenicichla britski*; Sp11 - *Cyphocharax modestus*; Sp12 - *Eigenmannia virescens*; Sp13 - *Geophagus brasiliensis*; Sp14 - *Gymnotus carapo*; Sp15 - *Hoplias malabaricus*; Sp16 - *Hoplosternum littorale*; Sp17 - *Hypostomus ancistroides*; Sp18 - *Leporinus lacustris*; Sp19 - *Leporinus obtusidens*; Sp20 - *Leporinus sp1*; Sp21 - *Leporinus sp2*; Sp22 - *Lipossarcus anisitsi*; Sp23 - *Metynnis maculatus*; Sp24 - *Moenkhausia intermedia*; Sp25 - *Oligosarcus pinto*; Sp26 - *Oreochromis niloticus*; Sp27 - *Pimelodus maculatus*; Sp28 - *Plagioscion squamosissimus*; Sp29 - *Prochilodus lineatus*; Sp30 - *Rhamdia quelen*; Sp31 - *Salminus hilarii*; Sp32 - *Satanoperca jurupari*; Sp33 - *Schizodon nasutus*; Sp34 - *Serrasalmus spilopleura*; Sp35 - *Steindachnerina insculpta*; Sp36 - *Tilapia rendalli*; Sp37 - *Triportheus signatus*

ANEXO A2 -ÍNDICE DE DOMINÂNCIA DO MÊS DE JUNHO DE 2003

espécies	NT fevereiro	Peso Fevereiro	Numero T	Peso T	N*P	ID	RESULTADO
sp 1	1	29,46	1	29,46	29,46	0,00	rara
sp 2	129	4173,893	129	4173,893	538432,2	8,11	dominante
sp 3	0	0	0	0	0	0,00	rara
sp 4	365	5890,93	365	5890,93	2150189,5	32,38	dominante
sp 5	0	0	0	0	0	0,00	rara
sp 6	1	14,64	1	14,64	14,64	0,00	rara
sp 7	10	150,68	10	150,68	1506,8	0,02	baixa dominancia
sp 8	0	0	0	0	0	0,00	rara
sp 9	1	293,46	1	293,46	293,46	0,00	rara
sp 10	1	32,68	1	32,68	32,68	0,00	rara
sp 11	18	816,64	18	816,64	14699,52	0,22	baixa dominancia
sp 12	0	0	0	0	0	0,00	rara
sp 13	57	9876,28	57	9876,28	562947,96	8,48	dominante
sp 14	0	0	0	0	0	0,00	rara
sp 15	0	0	0	0	0	0,00	rara
sp 16	0	0	0	0	0	0,00	rara
sp 17	3	1818,73	3	1818,73	5456,19	0,08	baixa dominancia
sp 18	3	109,32	3	109,32	327,96	0,00	rara
sp 19	20	2258,06	20	2258,06	45161,2	0,68	baixa dominancia
sp 20	0	0	0	0	0	0,00	rara
sp 21	0	0	0	0	0	0,00	rara
sp 22	2	423,51	2	423,51	847,02	0,01	baixa dominancia
sp 23	3	1255,5	3	1255,5	3766,5	0,06	baixa dominancia
sp 24	35	426,14	35	426,14	14914,9	0,22	baixa dominancia
sp 25	3	40,44	3	40,44	121,32	0,00	rara
sp 26	0	0	0	0	0	0,00	rara
sp 27	6	1205,15	6	1205,15	7230,9	0,11	baixa dominancia
sp 28	181	14843,17	181	14843,17	2686613,8	40,46	dominante
sp 29	1	432,8	1	432,8	432,8	0,01	baixa dominancia
sp 30	0	0	0	0	0	0,00	rara
sp 31	0	0	0	0	0	0,00	rara
sp 32	3	223,75	3	223,75	671,25	0,01	baixa dominancia
sp 33	12	1030,53	12	1030,53	12366,36	0,19	baixa dominancia
sp 34	11	1691,67	11	1691,67	18608,37	0,28	baixa dominancia
sp 35	35	1643,06	35	1643,06	57507,1	0,87	baixa dominancia
sp 36	32	15911,19	32	15911,19	509158,08	7,67	dominante
sp 37	9	997,08	9	997,08	8973,72	0,14	baixa dominancia

Sp1 - *Acestrorhynchus lacustris*; Sp2- *Apareiodon affinis*; Sp3 - *Astronotus ocellatus*; Sp4 - *Astyanax altiparanae*; Sp5- *Astyanax fasciatus*; Sp6 - *Astyanax* sp 1; Sp7 - *Astyanax* sp 2; Sp8 - *Astyanax* sp 3; Sp9 - *Cichla cf. Monoculus*; Sp10 - *Crenicichla britski*; Sp11 - *Cyphocharax modestus*; Sp12 - *Eigenmannia virescens*; Sp13 - *Geophagus brasiliensis*; Sp14 - *Gymnotus carapo*; Sp15 - *Hoplias malabaricus*; Sp16 - *Hoplosternum littorale*; Sp17 - *Hypostomus ancistroides*; Sp18 - *Leporinus lacustris*; Sp19 - *Leporinus obtusidens*; Sp20 - *Leporinus* sp1; Sp21 - *Leporinus* sp2; Sp22 - *Lipossarcus anisitsi*; Sp23 - *Metynnis maculatus*; Sp24 - *Moenkhausia intermedia*; Sp25 - *Oligosarcus pintoii*; Sp26 - *Oreochromis niloticus*; Sp27 - *Pimelodus maculatus*; Sp28 - *Plagioscion squamosissimus*; Sp29 - *Prochilodus lineatus*; Sp30 - *Rhamdia quelen*; Sp31 - *Salminus hilarii*; Sp32 - *Satanoperca jurupari*; Sp33 - *Schizodon nasutus*; Sp34 - *Serrasalmus spilopleura*; Sp35 - *Steindachnerina insculpta*; Sp36 - *Tilapia rendalli*; Sp37 - *Triportheus signatus*

ANEXO B – Valores de frequência absoluta e relativa e cálculo do Teste χ^2 para a proporção sexual das espécies de peixes dominantes do reservatório de Bariri, no mês de junho de 2003.

Proporção Sexual					
	Fêmea		Macho		X^2
	f absoluta	f relativa	f absoluta	f relativa	
<i>Apareiodon affinis</i> (sp 2)	86	98,9	35	1,1	21,50*
<i>Astyanax altiparanae</i> (sp 4)	97	40,1	166	59,9	18,10*
<i>Geophagus brasiliensis</i> (sp 13)	21	61,8	31	38,2	1,92
<i>Plagioscion squamosissimus</i> (sp 28)	32	36,4	54	63,6	5,63*
<i>Tilapia rendalli</i> (sp 36)	13	65,0	17	35,0	0,53
<i>Triportheus signatus</i> (sp 37).	1	8,3	7	91,7	4,50*
X^2 crítico = 3,84 p/ gL=1					

ANEXO C - Valores de frequência absoluta e relativa e cálculo do Teste χ^2 para a proporção sexual das espécies de peixes dominantes do reservatório de Bariri, no mês de fevereiro de 2003.

Proporção Sexual					
	Fêmea		Macho		X^2
	f absoluta	f relativa	f absoluta	f relativa	
<i>Apareiodon affinis</i> (sp 2)	5	83,3	1	16,7	2,67
<i>Astyanax altiparanae</i> (sp 4)	144	49,8	145	50,2	0,00
<i>Geophagus brasiliensis</i> (sp 13)	10	43,5	13	56,5	0,39
<i>Plagioscion squamosissimus</i> (sp 28)	52	48,2	56	51,9	0,15
<i>Tilapia rendalli</i> (sp 36)	7	50,0	7	50,0	0,00
<i>Triportheus signatus</i> (sp 37).	13	54,2	11	45,8	0,17
X^2 crítico = 3,84 p/ gL=1					

ANEXO D - TESTE t DE STUDENT PARA COMPARAÇÃO DOS VALORES DE b PARA A ESPÉCIE 02 - *Apareiodon affinis*

One-sample t test of B with 2 cases; Ho: Mean = 3.000

Mean = 2.935 95.00% CI = 2.236 to 3.634
 SD = 0.078 t = -1.182
 df = 1 Prob = 0.447

ANEXO E - TESTE t DE STUDENT PARA COMPARAÇÃO DOS VALORES DE b PARA A ESPÉCIE 04 - *Astyanax altiparanae*

One-sample t test of B with 2 cases; Ho: Mean = 3.000

Mean = 3.160 95.00% CI = 2.398 to 3.922
 SD = 0.085 t = 2.667
 df = 1 Prob = 0.228

ANEXO F - TESTE t DE STUDENT PARA COMPARAÇÃO DOS VALORES DE b PARA A ESPÉCIE 13 *Geophagus brasiliensis*

One-sample t test of B with 2 cases; Ho: Mean = 3.000

Mean = 3.160 95.00% CI = 2.906 to 3.414
 SD = 0.028 t = 8.000
 df = 1 Prob = 0.079

ANEXO G - TESTE t DE STUDENT PARA COMPARAÇÃO DOS VALORES DE b PARA A ESPÉCIE 28 - *Plagioscion squamosissimus*

One-sample t test of B with 2 cases; Ho: Mean = 3.000

Mean = 3.005 95.00% CI = 2.814 to 3.196
 SD = 0.021 t = 0.333
 df = 1 Prob = 0.795

ANEXO H - TESTE t DE STUDENT PARA COMPARAÇÃO DOS VALORES DE b PARA A ESPÉCIE 36 - *Tilapia rendalli*

One-sample t test of B with 2 cases; Ho: Mean = 3.000

Mean = 2.875 95.00% CI = 2.303 to 3.447
 SD = 0.064 t = -2.778
 df = 1 Prob = 0.220

ANEXO I - TESTE t DE STUDENT PARA COMPARAÇÃO DOS VALORES DE b PARA A ESPÉCIE 37 - *Triportheus signatus*

One-sample t test of B with 2 cases; Ho: Mean = 3.000

Mean = 2.665 95.00% CI = -1.719 to 7.049
 SD = 0.488 t = -0.971
 df = 1 Prob = 0.509

ANEXO J - Resumo dos valores de r da regressão de pearson, sendo *Apareiodon affinis* (sp 2), *Astyanax altiparanae* (sp 4), *Geophagus brasiliensis* (sp 13), *Plagioscion squamosissimus* (sp 28), *Tilapia rendalli* (sp 36) e *Triportheus signatus* (sp 37). O valor crítico para o coeficiente de Pearson (r) quando ultrapassado, indica correlação linear significativa (*).

	sp2	sp4	Sp13	sp28	sp36	sp37
machos	0,958*	0,986*	0,987*	0,994*	0,992*	0,994*
fêmeas	0,924*	0,983*	0,98*	0,993*	0,991*	0,899*

ANEXO K - TESTE t DE STUDENT PARA COMPARAÇÃO DOS VALORES DE KN NOS DIFERENTES ESTÁDIOS DE MATURAÇÃO GONADAL COM O VALOR DE REFERÊNCIA 1 (UM).

ANEXO K 1 - PARA A ESPÉCIE *Apareiodon affinis* (sp 2),

• MACHOS EM MATURAÇÃO

One-sample t test of KN with 12 cases; Ho: Mean = 1.000
 Mean = 1.038 95.00% CI = 1.003 to 1.073
 SD = 0.055 t = 2.362
 df = 11 Prob = 0.038

• FÊMEAS EM MATURAÇÃO

One-sample t test of KN with 43 cases; Ho: Mean = 1.000
 Mean = 1.020 95.00% CI = 0.996 to 1.044
 SD = 0.079 t = 1.676
 df = 42 Prob = 0.101

• FÊMEAS MADURAS

One-sample t test of KN with 4 cases; Ho: Mean = 1.000
 Mean = 1.063 95.00% CI = 0.915 to 1.211
 SD = 0.093 t = 1.355
 df = 3 Prob = 0.268

• IMATUROS

Mean = 1.000 95.00% CI = 0.975 to 1.024
 SD = 0.026 t = -0.015
 df = 6 Prob = 0.988

ANEXO K2 - PARA A ESPÉCIE *Astyanax altiparanae* (sp 4)

• MACHOS EM MATURAÇÃO

One-sample t test of KN with 100 cases; Ho: Mean = 1.000
 Mean = 0.998 95.00% CI = 0.981 to 1.015
 SD = 0.085 t = -0.259
 df = 99 Prob = 0.796

• MACHOS MADUROS

One-sample t test of KN with 30 cases; Ho: Mean = 1.000
 Mean = 1.010 95.00% CI = 0.974 to 1.045
 SD = 0.095 t = 0.563
 df = 29 Prob = 0.578

• FÊMEAS EM MATURAÇÃO

One-sample t test of KN with 76 cases; Ho: Mean = 1.000
 Mean = 0.995 95.00% CI = 0.977 to 1.013
 SD = 0.078 t = -0.550
 df = 75 Prob = 0.584

• FÊMEAS MADURAS

One-sample t test of KN with 31 cases; Ho: Mean = 1.000
 Mean = 1.042 95.00% CI = 1.011 to 1.074
 SD = 0.085 t = 2.788
 df = 30 Prob = 0.009

• IMATUROS

One-sample t test of KN with 144 cases; Ho: Mean = 1.000
 Mean = 1.004 95.00% CI = 0.988 to 1.019
 SD = 0.091 t = 0.464
 df = 143 Prob = 0.644

ANEXO K 3 - PARA A ESPÉCIE *Geophagus brasiliensis* (sp 13)

• MACHOS EM MATURAÇÃO

One-sample t test of KN with 27 cases; Ho: Mean = 1.000
 Mean = 1.022 95.00% CI = 0.983 to 1.062
 SD = 0.099 t = 1.158
 df = 26 Prob = 0.258

• MACHOS MADUROS

One-sample t test of KN with 5 cases; Ho: Mean = 1.000
 Mean = 1.021 95.00% CI = 0.863 to 1.178
 SD = 0.127 t = 0.362
 df = 4 Prob = 0.736

- FÊMEAS EM MATURAÇÃO
One-sample t test of KN with 21 cases; Ho: Mean = 1.000
Mean = 0.976 95.00% CI = 0.935 to 1.017
SD = 0.090 t = -1.219
df = 20 Prob = 0.237
- FÊMEAS MADURAS
One-sample t test of KN with 6 cases; Ho: Mean = 1.000
Mean = 1.082 95.00% CI = 0.948 to 1.216
SD = 0.128 t = 1.575
df = 5 Prob = 0.176
- IMATUROS
One-sample t test of KN with 6 cases; Ho: Mean = 1.000
Mean = 1.002 95.00% CI = 0.950 to 1.054
SD = 0.050 t = 0.101
df = 5 Prob = 0.923

ANEXO K4 - PARA A ESPÉCIE *Plagioscion squamosissimus* (sp 28)

- MACHOS EM MATURAÇÃO
One-sample t test of KN with 87 cases; Ho: Mean = 1.000
Mean = 0.998 95.00% CI = 0.981 to 1.015
SD = 0.080 t = -0.283
df = 86 Prob = 0.778
- MACHOS MADUROS
One-sample t test of KN with 3 cases; Ho: Mean = 1.000
Mean = 1.013 95.00% CI = 0.741 to 1.284
SD = 0.109 t = 0.199
df = 2 Prob = 0.860
- FÊMEAS EM MATURAÇÃO
One-sample t test of KN with 66 cases; Ho: Mean = 1.000
Mean = 0.994 95.00% CI = 0.976 to 1.012
SD = 0.074 t = -0.644
df = 65 Prob = 0.522
- FÊMEAS MADURAS
One-sample t test of KN with 2 cases; Ho: Mean = 1.000
Mean = 1.089 95.00% CI = 0.417 to 1.761
SD = 0.075 t = 1.684
df = 1 Prob = 0.341
- IMATUROS
One-sample t test of KN with 145 cases; Ho: Mean = 1.000
Mean = 1.008 95.00% CI = 0.990 to 1.027
SD = 0.113 t = 0.888
df = 144 Prob = 0.376

ANEXO K 5 – PARA A ESPÉCIE *Tilapia rendalli* (sp 36)

- MACHOS EM MATURAÇÃO
One-sample t test of KN with 24 cases; Ho: Mean = 1.000
Mean = 0.992 95.00% CI = 0.955 to 1.029
SD = 0.087 t = -0.430
df = 23 Prob = 0.671
- FÊMEAS EM MATURAÇÃO
One-sample t test of KN with 17 cases; Ho: Mean = 1.000
Mean = 1.008 95.00% CI = 0.964 to 1.051
SD = 0.084 t = 0.380
df = 16 Prob = 0.709
- FÊMEAS MADURAS
One-sample t test of KN with 3 cases; Ho: Mean = 1.000
Mean = 0.983 95.00% CI = 0.799 to 1.167
SD = 0.074 t = -0.400
df = 2 Prob = 0.728
- IMATUROS
One-sample t test of KN with 6 cases; Ho: Mean = 1.000
Mean = 1.004 95.00% CI = 0.908 to 1.099
SD = 0.091 t = 0.097
df = 5 Prob = 0.927

ANEXO K6 - PARA A ESPÉCIE *Triportheus signatus* (sp 37)

• MACHOS EM MATURAÇÃO

One-sample t test of KN with 11 cases; Ho: Mean = 1.000
 Mean = 0.996 95.00% CI = 0.923 to 1.069
 SD = 0.108 t = -0.120
 df = 10 Prob = 0.907

• MACHOS MADUROS

One-sample t test of KN with 6 cases; Ho: Mean = 1.000
 Mean = 0.979 95.00% CI = 0.889 to 1.068
 SD = 0.085 t = -0.609
 df = 5 Prob = 0.569

• FÊMEAS EM MATURAÇÃO

One-sample t test of KN with 3 cases; Ho: Mean = 1.000
 Mean = 0.986 95.00% CI = 0.716 to 1.256
 SD = 0.109 t = -0.226
 df = 2 Prob = 0.842

• FÊMEAS MADURAS

One-sample t test of KN with 5 cases; Ho: Mean = 1.000
 Mean = 1.032 95.00% CI = 0.937 to 1.128
 SD = 0.077 t = 0.936
 df = 4 Prob = 0.402

• IMATUROS

One-sample t test of KN with 7 cases; Ho: Mean = 1.000
 Mean = 1.006 95.00% CI = 0.905 to 1.107
 SD = 0.109 t = 0.139
 df = 6 Prob = 0.894

ANEXO L - TESTE t DE STUDENT PARA COMPARAÇÃO DOS VALORES DE KN DOS RESPECTIVOS SEXOS NOS DOIS MESES DE COLETA, COM O VALOR DE REFERÊNCIA 1 (UM).**ANEXO L1 - PARA A ESPÉCIE *Apareiodon affinis* (sp 2)**

• MACHOS NO MES DE JUNHO

One-sample t test of KN with 35 cases; Ho: Mean = 1.000
 Mean = 1.015 95.00% CI = 0.991 to 1.039
 SD = 0.070 t = 1.243
 df = 34 Prob = 0.223

• FEMEAS NO MES DE FEVEREIRO

One-sample t test of KN with 5 cases; Ho: Mean = 1.000
 Mean = 1.052 95.00% CI = 0.948 to 1.157
 SD = 0.084 t = 1.388
 df = 4 Prob = 0.238

• FEMEAS NO MES DE JUNHO

One-sample t test of KN with 86 cases; Ho: Mean = 1.000
 Mean = 1.015 95.00% CI = 0.998 to 1.033
 SD = 0.082 t = 1.731
 df = 85 Prob = 0.087

ANEXO L 2 - PARA A ESPÉCIE *Astyanax altiparanae* (sp 4)

• MACHOS NO MES DE FEVEREIRO

One-sample t test of KN with 145 cases; Ho: Mean = 1.000
 Mean = 0.994 95.00% CI = 0.980 to 1.008
 SD = 0.084 t = -0.897
 df = 144 Prob = 0.371

• MACHOS NO MES DE JUNHO

One-sample t test of KN with 166 cases; Ho: Mean = 1.000
 Mean = 1.012 95.00% CI = 0.999 to 1.025
 SD = 0.083 t = 1.865
 df = 165 Prob = 0.064

• FEMEAS NO MES DE FEVEREIRO

One-sample t test of KN with 144 cases; Ho: Mean = 1.000
 Mean = 0.998 95.00% CI = 0.982 to 1.014
 SD = 0.100 t = -0.244
 df = 143 Prob = 0.807

- FEMEAS NO MES DE JUNHO

One-sample t test of KN with 97 cases; Ho: Mean = 1.000
 Mean = 1.014 95.00% CI = 0.997 to 1.030
 SD = 0.082 t = 1.670
 df = 96 Prob = 0.098

ANEXO L 3 - PARA A ESPÉCIE *Geophagus brasiliensis* (sp 13)

- MACHOS NO MES DE FEVEREIRO

One-sample t test of KN with 13 cases; Ho: Mean = 1.000
 Mean = 1.048 95.00% CI = 0.996 to 1.101
 SD = 0.087 t = 2.002
 df = 12 Prob = 0.068

- MACHOS NO MES DE JUNHO

One-sample t test of KN with 31 cases; Ho: Mean = 1.000
 Mean = 0.987 95.00% CI = 0.950 to 1.023
 SD = 0.100 t = -0.743
 df = 30 Prob = 0.463

- FEMEAS NO MES DE FEVEREIRO

One-sample t test of KN with 10 cases; Ho: Mean = 1.000
 Mean = 1.079 95.00% CI = 1.009 to 1.148
 SD = 0.097 t = 2.562
 df = 9 Prob = 0.031

- FEMEAS NO MES DE JUNHO

One-sample t test of KN with 21 cases; Ho: Mean = 1.000
 Mean = 0.970 95.00% CI = 0.931 to 1.008
 SD = 0.085 t = -1.640
 df = 20 Prob = 0.117

ANEXO L 4 - PARA A ESPÉCIE *Plagioscion squamosissimus* (sp 28)

- MACHOS NO MES DE FEVEREIRO

One-sample t test of KN with 56 cases; Ho: Mean = 1.000
 Mean = 1.022 95.00% CI = 1.002 to 1.042
 SD = 0.074 t = 2.220
 df = 55 Prob = 0.031

- MACHOS NO MES DE JUNHO

One-sample t test of KN with 54 cases; Ho: Mean = 1.000
 Mean = 0.973 95.00% CI = 0.952 to 0.994
 SD = 0.076 t = -2.599
 df = 53 Prob = 0.012

- FEMEAS NO MES DE FEVEREIRO

One-sample t test of KN with 52 cases; Ho: Mean = 1.000
 Mean = 1.024 95.00% CI = 1.007 to 1.040
 SD = 0.060 t = 2.861
 df = 51 Prob = 0.006

- FEMEAS NO MES DE JUNHO

One-sample t test of KN with 32 cases; Ho: Mean = 1.000
 Mean = 0.945 95.00% CI = 0.915 to 0.975
 SD = 0.083 t = -3.721
 df = 31 Prob = 0.001

ANEXO L 5 - PARA A ESPÉCIE *Tilapia rendalli* (sp 36)

- MACHOS NO MES DE FEVEREIRO

One-sample t test of KN with 7 cases; Ho: Mean = 1.000
 Mean = 1.046 95.00% CI = 0.976 to 1.115
 SD = 0.075 t = 1.601
 df = 6 Prob = 0.160

- MACHOS NO MES DE JUNHO

One-sample t test of KN with 17 cases; Ho: Mean = 1.000
 Mean = 0.970 95.00% CI = 0.927 to 1.014
 SD = 0.084 t = -1.445
 df = 16 Prob = 0.168

- FEMEAS NO MES DE FEVEREIRO
One-sample t test of KN with 7 cases; Ho: Mean = 1.000
Mean = 1.042 95.00% CI = 0.965 to 1.118
SD = 0.083 t = 1.337
df = 6 Prob = 0.230
- FEMEAS NO MES DE JUNHO
One-sample t test of KN with 13 cases; Ho: Mean = 1.000
Mean = 0.984 95.00% CI = 0.938 to 1.030
SD = 0.077 t = -0.765
df = 12 Prob = 0.459

ANEXO L 6 - PARA A ESPÉCIE *Triportheus signatus* (sp 37)

- MACHOS NO MES DE FEVEREIRO
One-sample t test of KN with 11 cases; Ho: Mean = 1.000
Mean = 1.057 95.00% CI = 0.980 to 1.134
SD = 0.114 t = 1.653
df = 10 Prob = 0.129
- MACHOS NO MES DE JUNHO
One-sample t test of KN with 7 cases; Ho: Mean = 1.000
Mean = 0.924 95.00% CI = 0.870 to 0.978
SD = 0.058 t = -3.451
df = 6 Prob = 0.014
- FEMEAS NO MES DE FEVEREIRO
One-sample t test of KN with 13 cases; Ho: Mean = 1.000
Mean = 0.999 95.00% CI = 0.949 to 1.049
SD = 0.083 t = -0.034
df = 12 Prob = 0.974

ANEXO M – REGRESSÃO E ANOVA REFERENTE ÀS FIGURAS 13 A 18

ANEXO M1 - PARA A ESPÉCIE *Apareiodon affinis* (sp 2)

- MACHOS
Dep Var: LNWT N: 36 Multiple R: 0.958 Squared multiple R: 0.918

Adjusted squared multiple R: 0.915 Standard error of estimate: 0.069

Effect	Coefficient	Std Error	Std Coef Tolerance	t	P(2 Tail)
CONSTANT	-4.013	0.384	0.000	-10.463	0.000
LNLT	2.995	0.154	0.958	19.455	0.000

Analysis of Variance					
Source	Sum-of-Squares	df	Mean-Square	F-ratio	P
Regression	1.818	1	1.818	378.508	0.000
Residual	0.163	34	0.005		

Durbin-Watson D Statistic 2.235
First Order Autocorrelation -0.130

Plot of Residuals against Predicted Values

- FEMEAS

Dep Var: LNWT N: 91 Multiple R: 0.924 Squared multiple R: 0.854

Adjusted squared multiple R: 0.852 Standard error of estimate: 0.079

Effect	Coefficient	Std Error	Std Coef	Tolerance	t	P(2 Tail)
--------	-------------	-----------	----------	-----------	---	-----------

CONSTANT	-3.741	0.316	0.000	.	-11.834	0.000
----------	--------	-------	-------	---	---------	-------

LNLT	2.886	0.127	0.924	1.000	22.774	0.000
------	-------	-------	-------	-------	--------	-------

Analysis of Variance

Source	Sum-of-Squares	df	Mean-Square	F-ratio	P
Regression	3.244	1	3.244	518.670	0.000
Residual	0.557	89	0.006		

Durbin-Watson D Statistic 2.369

First Order Autocorrelation -0.187

Plot of Residuals against Predicted Values

ANEXO M 2 - PARA A ESPÉCIE *Astyanax altiparanae* (sp 4)

- MACHOS

Dep Var: LNWT N: 311 Multiple R: 0.986 Squared multiple R: 0.972

Adjusted squared multiple R: 0.972 Standard error of estimate: 0.083

Effect	Coefficient	Std Error	Std Coef	Tolerance	t	P(2 Tail)
--------	-------------	-----------	----------	-----------	---	-----------

CONSTANT	-3.734	0.065	0.000	.	-57.771	0.000
----------	--------	-------	-------	---	---------	-------

LNLT	3.101	0.030	0.986	1.000	102.827	0.000
------	-------	-------	-------	-------	---------	-------

Analysis of Variance

Source	Sum-of-Squares	df	Mean-Square	F-ratio	P
Regression	73.639	1	73.639	10573.389	0.000
Residual	2.152	309	0.007		

Durbin-Watson D Statistic 1.607

First Order Autocorrelation 0.181

Plot of Residuals against Predicted Values

- FEMEAS

Dep Var: LNWT N: 241 Multiple R: 0.983 Squared multiple R: 0.967
 Adjusted squared multiple R: 0.967 Standard error of estimate: 0.094
 Effect Coefficient Std Error Std Coef Tolerance t P(2 Tail)
 CONSTANT -3.952 0.086 0.000 . -46.088 0.000
 LNLT 3.219 0.038 0.983 1.000 83.642 0.000

Analysis of Variance					
Source	Sum-of-Squares	df	Mean-Square	F-ratio	P
Regression	62.325	1	62.325	6996.027	0.000
Residual	2.129	239	0.009		

*** WARNING ***

Case 99 is an outlier (Studentized Residual = -4.360)

Durbin-Watson D Statistic 1.596

First Order Autocorrelation 0.200

Plot of Residuals against Predicted Values

ANEXO M 3 - PARA A ESPÉCIE *Geophagus brasiliensis* (sp 13)

- MACHOS

Dep Var: LNWT N: 44 Multiple R: 0.987 Squared multiple R: 0.975
 Adjusted squared multiple R: 0.974 Standard error of estimate: 0.100
 Effect Coefficient Std Error Std Coef Tolerance t P(2 Tail)
 CONSTANT -3.564 0.220 0.000 . -16.220 0.000
 LNLT 3.138 0.078 0.987 1.000 40.330 0.000

Analysis of Variance					
Source	Sum-of-Squares	df	Mean-Square	F-ratio	P
Regression	16.388	1	16.388	1626.491	0.000
Residual	0.423	42	0.010		

*** WARNING ***

Case 14 has large leverage (Leverage = 0.479)

Durbin-Watson D Statistic 1.619

First Order Autocorrelation 0.146

Plot of Residuals against Predicted Values

- FEMEAS

Dep Var: LNWT N: 31 Multiple R: 0.980 Squared multiple R: 0.960

Adjusted squared multiple R: 0.958 Standard error of estimate: 0.101

Effect	Coefficient	Std Error	Std Coef Tolerance	t	P(2 Tail)
CONSTANT	-3.646	0.325	0.000	.	-11.206 0.000
LNLT	3.184	0.121	0.980	1.000	26.248 0.000

Analysis of Variance					
Source	Sum-of-Squares	df	Mean-Square	F-ratio	P
Regression	7.059	1	7.059	688.952	0.000
Residual	0.297	29	0.010		

*** WARNING ***

Case 1 is an outlier (Studentized Residual = 2.951)
Case 11 has large leverage (Leverage = 0.546)

Durbin-Watson D Statistic 1.610
First Order Autocorrelation 0.021

Plot of Residuals against Predicted Values

ANEXO M4 - PARA A ESPÉCIE *Plagioscion squamosissimus* (sp 28)

- MACHOS

Dep Var: LNWT N: 110 Multiple R: 0.994 Squared multiple R: 0.987

Adjusted squared multiple R: 0.987 Standard error of estimate: 0.079

Effect	Coefficient	Std Error	Std Coef Tolerance	t	P(2 Tail)
CONSTANT	-3.842	0.095	0.000	.	-40.378 0.000
LNLT	2.989	0.032	0.994	1.000	92.321 0.000

Analysis of Variance					
Source	Sum-of-Squares	df	Mean-Square	F-ratio	P
Regression	53.176	1	53.176	8523.127	0.000
Residual	0.674	108	0.006		

Durbin-Watson D Statistic 1.863
First Order Autocorrelation 0.054

Plot of Residuals against Predicted Values

- FEMEAS

Dep Var: LNWT N: 84 Multiple R: 0.993 Squared multiple R: 0.986
Adjusted squared multiple R: 0.986 Standard error of estimate: 0.081

Effect	Coefficient	Std Error	Std Coef	Tolerance	t	P(2 Tail)
CONSTANT	-3.930	0.114	0.000	.	-34.448	0.000
LNLT	3.017	0.039	0.993	1.000	76.845	0.000

Analysis of Variance						
Source	Sum-of-Squares	df	Mean-Square	F-ratio	P	
Regression	38.407	1	38.407	5905.131	0.000	
Residual	0.533	82	0.007			

Durbin-Watson D Statistic 1.097
First Order Autocorrelation 0.427

Plot of Residuals against Predicted Values

ANEXO M 5 - PARA A ESPÉCIE *Tilapia rendalli* (sp 36)

- MACHOS

Dep Var: LNWT N: 24 Multiple R: 0.991 Squared multiple R: 0.982

Adjusted squared multiple R: 0.981 Standard error of estimate: 0.092

Effect	Coefficient	Std Error	Std Coef	Tolerance	t	P(2 Tail)
CONSTANT	-2.969	0.259	0.000	.	-11.458	0.000
LNLT	2.916	0.084	0.991	1.000	34.635	0.000

Analysis of Variance						
Source	Sum-of-Squares	df	Mean-Square	F-ratio	P	
Regression	10.101	1	10.101	1199.590	0.000	
Residual	0.185	22	0.008			

Durbin-Watson D Statistic 1.526
First Order Autocorrelation 0.114

Plot of Residuals against Predicted Values

- FEMEAS

Dep Var: LNWT N: 20 Multiple R: 0.992 Squared multiple R: 0.983
 Adjusted squared multiple R: 0.982 Standard error of estimate: 0.085
 Effect Coefficient Std Error Std Coef Tolerance t P(2 Tail)
 CONSTANT -2.679 0.263 0.000 . -10.198 0.000
 LNLT 2.830 0.087 0.992 1.000 32.415 0.000

Analysis of Variance					
Source	Sum-of-Squares	df	Mean-Square	F-ratio	P
Regression	7.513	1	7.513	1050.739	0.000
Residual	0.129	18	0.007		

Durbin-Watson D Statistic 2.549
 First Order Autocorrelation -0.337

Plot of Residuals against Predicted Values

ANEXO M 6 - PARA A ESPÉCIE *Triportheus signatus* (sp 37)

- MACHOS

Dep Var: LNWT N: 18 Multiple R: 0.994 Squared multiple R: 0.988
 Adjusted squared multiple R: 0.987 Standard error of estimate: 0.115
 Effect Coefficient Std Error Std Coef Tolerance t P(2 Tail)
 CONSTANT -4.020 0.232 0.000 . -17.317 0.000
 LNLT 3.010 0.085 0.994 1.000 35.598 0.000

Analysis of Variance					
Source	Sum-of-Squares	df	Mean-Square	F-ratio	P
Regression	16.889	1	16.889	1267.187	0.000
Residual	0.213	16	0.013		

Durbin-Watson D Statistic 1.196
 First Order Autocorrelation 0.343

Plot of Residuals against Predicted Values

Espèce 4 **Espèce 13**

Espécie 28 **Espécie 36**

Espécie 37

CAPÍTULO III

Estrutura populacional e aspectos reprodutivos de
duas espécies de peixes introduzidas no
reservatório Álvaro de Souza Lima (Bariri, SP):
Plagioscion squamosissimus e *Cichla* cf.
monoculus

Capítulo III – Estrutura populacional e aspectos reprodutivos de duas espécies de peixes introduzidas no reservatório Álvaro de Souza Lima (Bariri, SP): *Plagioscion squamosissimus* e *Cichla cf. monoculus*.

1. Introdução

A comunidade íctica responde a fatores bióticos (interações), que evidenciam variações na organização e na composição das assembléias de peixes, e a fatores abióticos. Estes são representados pelo *habitat* e pela estrutura física e química da água, direcionando a evolução e a distribuição dos organismos no meio aquático (KARR, 1981; HUGHES, 1985; LEONARD & ORTH, 1986; ROSS, 1991; ANGERMEIER & SCHLOSSER, 1994; CURRY, 1995; SIMON & LYONS, 1995). Portanto, o *habitat* é crucial, VISTO que define as limitações fisiológicas e comportamentais para a sobrevivência dos organismos (CURRY, 1995).

Alguns mecanismos podem degradar ecossistemas aquáticos, provocando flutuações na comunidade em determinado período de tempo. As flutuações são oscilações na densidade populacional em relação a curtos períodos de tempo, que podem ser atribuídas a diversos fatores, como mudanças externas (principalmente climáticas), herbivoria, produção de toxinas, corrente, turbulência, migração vertical e horizontal (MARGALEF, 1977; AZEVEDO, 1977; ODUM, 1985), bem como à introdução de espécies exóticas no sistema.

RAPPORT & WHITFORD (1999) citam três mecanismos primários que determinam essas oscilações: a) ineficiência em ciclagem de nutrientes: no sistema aquático o aumento na concentração de nutrientes muda a dinâmica da população, freqüentemente resultando em eutrofização e perda da estrutura da comunidade e função (organização) e produtividade alteradas (redução de algumas espécies e aumento de outras); b) desestabilização do substrato: os substratos são fundamentais para integrar a estrutura da comunidade nos ecossistemas aquático e terrestre; c) invasão por espécies oportunistas: a introdução de espécies exóticas, por acidente ou propositalmente, induz aumento da competição por recursos e predação de espécies nativas. Estes são, freqüentemente, os mecanismos-chave para a degradação do ecossistema. SCHELSKE em 1977²⁰ (ODUM, 1985) já

²⁰ Schelske, C.L. Trophic status and nutrient leaching for Lake Michigan. In: **North American Project-A study of U.S. Water bodies**. EPA report 600/3-77-086, Corvallis, Oregon. 1977.

afirmava que se o ecossistema for submetido a um estresse contínuo, provavelmente a estrutura trófica da comunidade será modificada, uma vez que os componentes vão se adaptando a essa perturbação crônica.

A introdução de espécies é entendida como a inserção de elementos novos na fauna de uma região (AGOSTINHO *et al.*, 1994) e, desde 1920, algumas mudanças têm sido verificadas em decorrência desse ato, como, por exemplo, a diminuição de algumas espécies de peixes e a explosão reprodutiva de outras (HARTMAN, 1972).

Ao contrário das tendências mundiais, os picos de introdução de espécies no Brasil ocorreram a partir de 1970, ressaltando-se que os primeiros lotes de carpa comum chegaram ao país no final do século XIX e a truta arco-íris, no início do século XX. Além das introduções feitas de outros continentes, registrou-se a partir da década de 60 uma intensa translocação de espécies vindas da bacia Amazônica para as do nordeste, leste e sudeste do Brasil, geralmente com estágio nas estações de piscicultura nordestinas (AGOSTINHO *et al.*, 1994).

A aquicultura é considerada um dos principais mecanismos de dispersão de espécies exóticas para novos ambientes. WELCOMME (1988) estimou que 41% das 237 espécies que atravessaram fronteiras alcançaram novos ambientes por essa via, sendo importadas para fins experimentais (sobrevivência e crescimento) ou como atividade econômica na piscicultura intensiva. Nesta última verifica-se que as espécies podem alcançar corpos d'água próximos por meio de: a) escapes pela água efluente dos tanques; b) acidentes por rompimento ou transbordamento de tanques; c) soltura deliberada de indivíduos remanescentes nos tanques durante seu esvaziamento; e d) descartes resultantes das atividades de manejo dos tanques (AGOSTINHO *et al.*, 1994).

A introdução de espécies em áreas onde elas não ocorrem naturalmente tem se tornado um problema de extensão global, conforme já verificado por MYERS (1965)²¹ *apud* ROSS (1991), McDOWALL (1968), HARTMAN (1972), ELVIRA & ALMODÓVAR (2001), entre outros. De acordo com esses autores, a maioria das espécies exóticas de peixes causa algum efeito indesejável sobre as assembléias de peixes nativas. Além da introdução das espécies exóticas, há muito mais casos de espécies nativas transplantadas, nacional e internacionalmente, para áreas onde elas não ocorrem naturalmente (ROSS, 1991). Dentre os efeitos negativos, TAYLOR

²¹ Myers, G.S. *Gambusia*, the fish destroyer. **Tropical fish Hobbyist**, v.13, p31-32, 53-54, 1965.

et al. (1984), MILLS *et al.* (1994), AGOSTINHO *et al.* (1994) e AGOSTINHO & GOMES (2002) apresentaram uma relação dos efeitos das espécies de peixes exóticas sobre as comunidades aquáticas nativas. Segundo os autores, as espécies podem impactar o ecossistema por meio de: (1) alterações no *habitat* do hospedeiro; (2) pressões de competição; (3) predação; (4) nanismo; (5) introdução de doenças ou parasitas; (6) hibridização com as formas nativas; (7) degradação genética do estoque pesqueiro; (8) alterações tróficas; (9) alterações espaciais; e (10) uma combinação das anteriores.

A resposta das assembléias pela introdução de exóticas ou espécies transplantadas pode, portanto, ter vários rumos, dependendo das propriedades das espécies que estão sendo introduzidas e da comunidade que está recebendo a introdução (TAYLOR *et al.*, 1984). Por sua vez, se a reposta funcional ocorrer, não se pode prontamente determinar se a alteração da assembléia ocupa a mesma posição das assembléias nativas ou se esta é substituída.

Embora haja concordância entre alguns autores de que a introdução de uma nova espécie de peixe, numa dada bacia, possa resultar na melhoria de rendimento para piscicultura e que a estocagem seja uma valiosa técnica de manejo, os riscos associados a este procedimento são altos (HICKLEY, 1994). Tais riscos podem incluir desde prejuízos nos propósitos conservacionistas até a inviabilização do próprio manejo, além de impactos sócio-econômicos relacionados às alterações na estratégia de pesca, processamento do pescado e hábito alimentar da população, que foram registrados por WELCOMME em 1988. É de se esperar que a prática de cultivar espécies fora do seu *habitat* de origem, com o intuito de aumentar a produção e os lucros, continue a crescer. Porém, o que não deve ocorrer é a falta do controle das introduções, não deixando de calcular os riscos e os benefícios associados ao seu uso e, se oportuno, desenvolver e implementar um plano apropriado para o uso responsável dessas espécies (CONVENTON ON BIOLOGICAL DIVERSITY, 2003).

Uma postura a se adotar, segundo BASILE-MARTINS *et al.* (1986), é o desenvolvimento do estudo da estrutura de populações de peixes abrangendo todos os seus aspectos bionômicos. Este tipo de estudo torna-se necessário à manutenção do ecossistema e ao conhecimento dos estoques pesqueiros, assim como facilita o manejo racional desse recurso natural altamente explorável (RODRIGUES *et al.*, 1990).

Uma vez que a introdução de espécies exóticas encontra-se entre os maiores responsáveis pelos impactos em ambientes lênticos, juntamente com a eutrofização e a acidificação do meio (PERRY & VANDERKLEIN, 1996²², *apud* ALVES & BACCARIN, 2005), este capítulo teve por objetivo avaliar se a introdução de *Plagioscion squamosissimus* e *Cichla cf. monoculus* exercem algum impacto sobre a dinâmica populacional das demais espécies presentes no reservatório de Bariri. Estes dados fornecerão subsídios a uma possível ação de manejo dessas espécies no sistema em cascata do rio Tietê, atendendo ao objetivo do Projeto “PROBIO-II de Monitoramento e desenvolvimento de tecnologias para o manejo de espécies exóticas em águas doces” (PROBIO/MMA).

2. Objetivos

Este capítulo teve por objetivo avaliar se a introdução de *Plagioscion squamosissimus* e *Cichla cf. monoculus* no reservatório de Bariri exercem algum impacto sobre a dinâmica populacional de outras espécies também presentes nesse reservatório, além de verificar quais os fatores ambientais que propiciam o sucesso reprodutivo dessas duas espécies exóticas.

Para tanto: 1. Determinou-se a estrutura das populações em relação à composição em tamanho, sexo e proporção sexual; 2. Determinou-se a relação peso x comprimento e os fatores de condição; 3. Estabeleceu-se uma escala de maturação para as espécies em foco; 4. Por meio da curva de maturação, verificou-se o período reprodutivo e o tamanho do menor indivíduo em 1ª maturação; e 5. Verificou-se quais as relações das espécies com algumas variáveis ambientais.

²² Perry, J.A. & Vanderklein, E. **Water quality: management of a natural resource**. Cambridge, Massachussets: Blackwell Science, 1996. 639p.

3. Materiais e métodos

3.1. Estrutura da população

Os dados utilizados para estas análises são uma subamostra dos peixes coletados no reservatório de Bariri nos meses de fevereiro, junho, setembro e novembro de 2003. As coletas dos peixes foram realizadas em três estações denominadas Início, Meio e Barragem (vide Cap. 1), com três baterias de rede localizadas uma em cada estação de coleta. As baterias de rede de espera têm malhas de 3 a 12 cm entre nós opostos e foram colocadas no período da tarde entre às 16 e 18 horas, e retiradas na manhã seguinte, permanecendo no mínimo 12 horas de espera. Ainda em campo, foram feitos os registros das espécies coletadas em cada rede e em cada estação de coleta, em seguida os indivíduos foram fixados em formol 10% e acondicionados em sacos plásticos contendo as informações sobre a época de coleta e o ponto em que foi coletado. Todo material fixado foi transportado até o laboratório, onde seguiram os procedimentos de biometria (peso corporal, comprimentos padrão e total).

A estrutura da população foi analisada pela sua composição em sexo e comprimento total (Lt). Para a caracterização da população por classes de tamanho, estas foram estabelecidas pelo Método de Sturges (STURGES, 1926).

$$\text{Nº de classes} = 1 + 3,22 \cdot \log_{10} N$$

Em que N = abundância total dos indivíduos.

Para verificar a possível diferença entre a distribuição de frequência de fêmeas e machos em relação às classes de tamanho (Lt), foi aplicado o Teste Qui-quadrado para a verificação da independência ou da associação significativa entre os sexos e as categorias de tamanho (SNEDECOR & COCHRAN, 1971; FRAGOSO, 2000).

A diferença significativa da proporção sexual foi analisada pela aplicação do Teste Qui-quadrado (χ^2) ($p < 0,05$) aos dados de frequência absoluta de fêmeas e machos nos quatro meses de amostragem (SNEDECOR & COCHRAN, 1971).

3.1.1. Relação peso/comprimento

Para determinar a relação entre peso e comprimento foi aplicada a metodologia sugerida por LE CREN (1951), segundo a qual as variáveis foram lançadas em gráficos segundo a expressão:

$$Wt = a \cdot Lt^b$$

No qual, Wt = peso total em gramas;

Lt = comprimento total em centímetros;

a = coeficiente de condição definido pelo grau de engorda (fator de condição);

b = coeficiente de crescimento relativo da espécie.

Os dados de peso e comprimento total de cada espécie, em cada época de coleta, foram logaritmizados (valores de Wt e Lt) e linearizou-se a expressão matemática da curva, chegando-se à relação de Pearson.

$$\ln Wt = \ln a + b \cdot \ln Lt$$

No qual, b = coeficiente angular da relação linear;

$\ln a$ = coeficiente linear da relação linear.

Em seguida, aplicou-se o método dos mínimos quadrados, estimando-se os valores de ambos os coeficientes.

3.1.2. Fatores de condição

Para o cálculo do fator de condição alométrico (K), também foi utilizada a expressão matemática indicada por LE CREN (1951):

$$K = Wt / Lt^b$$

No qual, Wt = peso total em gramas;

Lt = comprimento total em centímetros;

b = coeficiente de crescimento relativo.

Com todos os valores de peso total (Wt) e comprimento total (Lt), ajustou-se a curva da relação $Wt = a.Lt^b$ e estimou-se os valores dos coeficientes **a** e **b**,

empregados no cálculo dos valores teoricamente esperados de peso total (We)*. Este cálculo do We é o mais adequado quando se deseja comparar subgrupos (ou populações) que possuem o valor de b semelhante ou, ainda, no auxílio da seleção de fêmeas para a reprodução induzida (VERANI *et al.*, 1997) e no estudo das condições fisiológicas de larvas de peixes (SÁ, 1998).

Os valores de b (coeficiente associado ao tipo de crescimento relativo da espécie) estimados na relação peso-comprimento total foram comparados ao valor 3 (teste “t” de Student, 95% de confiança, $\alpha = 0,05$), a fim de verificar a existência significativa da isometria no crescimento relativo das espécies. Tal teste possibilita a comparação entre os machos e as fêmeas (VIEIRA, 1999).

De acordo com LE CREN (1951), o valor de b , usualmente, varia de 2,5 a 4,0, sendo 3 o valor que representa o tipo de crescimento isométrico, que é o teoricamente ideal. Neste caso, o indivíduo mantém as proporções corporais ao longo de todo o processo de crescimento. Valores acima de 3 representam crescimento alométrico positivo e, abaixo deste, crescimento alométrico negativo.

Na seqüência, foram calculados os valores do fator de condição relativo (Kn), que, segundo LE CREN (op. cit.), permite identificar diferenças na condição de populações de peixes em diferentes períodos ou locais. Este cálculo exprime o quociente entre o peso observado e o peso teoricamente esperado para um dado comprimento:

$$Kn = Wt / We$$

Calculados os valores de K e Kn para ambos os sexos, estimou-se as médias e os intervalos de confiança correspondentes às respectivas épocas de coleta e aos estádios de maturação gonadal.

Assim, verificada a existência de relação linear, estimou-se os coeficientes das retas de regressão (método dos mínimos quadrados) e, posteriormente, os coeficientes da expressão matemática da curva da relação peso-comprimento de cada espécie. O fator de condição relativo foi calculado para cada indivíduo e, posteriormente, estimou-se as médias destes valores para cada espécie em cada época do ano.

* $WE = a \cdot Lt^b$

$$\overline{Kn} = \sum Kn / n$$

Para, Kn = fator de condição relativo;

Wt = peso total observado para cada exemplar;

We = peso total teoricamente esperado para cada exemplar, estimado pela expressão matemática da relação peso-comprimento de cada espécie;

$\overline{Kn}$ = Valor médio do fator de condição relativo de uma espécie em cada época de coleta;

n = número de exemplares de cada espécie em cada uma das épocas de coleta.

Por meio da aplicação do teste “t” de Student verificou-se se os valores médios de Kn diferiam do valor 1,0, que é o teoricamente esperado para uma “Condição relativa normal”. Valores de Kn menores que 0,95 representam “Condição relativa inferior” e maiores que 1,05, “Condição relativa superior” (VIEIRA, 1999).

Para os valores de Kn correspondentes às épocas amostradas e aos estádios de maturação gonadal dos machos e das fêmeas, foi aplicado o Teste de Kruskal-Wallis, para verificação das diferenças significativas entre as épocas de coleta e os valores de referência (FRAGOSO, 2000).

3.1.3. Reprodução - Escala de maturação gonadal – índice gonadosomático (IGS)

Para a subamostra estabelecida pelo método de Sturges (de separação de classes), fez-se uma análise macroscópica da gônada estabelecendo-se uma escala de maturidade para a espécie, considerando também os valores do IGS:

$$IGS = (wg/Wt) \cdot 100$$

Sendo, Wg = peso das gônadas em gramas;

Wt = peso total do peixe em gramas.

Em seguida, foi calculada a frequência percentual de ocorrência dos estádios de maturação gonadal para cada sexo e, então, plotados os resultados em gráficos para a análise. A curva de maturação foi estabelecida pela distribuição dos valores médios estimados do IGS médio para as fêmeas e para os machos, em cada uma das coletas:

$$\text{IGS}_{\text{médio}} = \sum \text{IGS} / n$$

Sendo, $\sum \text{IGS}$ = somatório dos valores individuais de IGS;

n = número total de peixes amostrados nas épocas de coleta.

A curva de maturação foi graficamente comparada às curvas de distribuição dos valores de K_n para as distintas épocas de coleta. Para verificar a associação ou dependência significativa entre as categorias reprodutivas nas distintas épocas de coleta, também foi aplicado o teste “t” de Student ($\alpha = 0,05$ e $H_0 \rightarrow K_n \text{ médio} = 1$).

Em função dos indivíduos estarem fixados e dificultarem a classificação pela coloração, optou-se por considerar apenas três estádios de maturação gonadal para ambos os sexos:

- **Imaturo (ou indiferenciado):** Impossível de distinguir o estágio e o sexo.
- **Em maturação:** Os ovários ocupam cerca de 1/3 a 2/3 da cavidade abdominal, com intensas redes capilares, sendo possível observar os ovócitos a olho nu. Da mesma maneira, os testículos apresentam-se desenvolvidos, com forma lobulada, cuja membrana se rompe com certa pressão, eliminando esperma leitoso e viscoso.
- **Maduro:** Os ovários apresentam-se túrgidos, ocupam quase a cavidade abdominal completa e observam-se, a olho nu, os ovócitos maduros. Os testículos apresentam-se túrgidos, esbranquiçados, ocupam grande parte da cavidade e seu líquido é menos viscoso que o do estágio anterior (VAZZOLER, 1981).

Os exemplares com gônadas deterioradas foram classificados como “estádio não determinado”.

3.2. Tamanho da primeira maturação gonadal

O tamanho da primeira maturação gonadal, tanto de fêmeas como de machos, foi estabelecido segundo SATO & GODINHO (1988), que propõem que este seja indicado pelo menor indivíduo capturado em maturação gonadal avançada. A escolha deste método foi feita em função da dificuldade para diferenciar os indivíduos imaturos dos indivíduos em repouso.

4. Resultados e discussão

4.1. Estrutura da população

A introdução de espécies exóticas tem causado problemas de superpopulações, como é o caso da corvina *Plagioscion squamosissimus* (HECKEL, 1840), que após sua introdução no nordeste foi trazida para São Paulo e solta no rio Pardo entre o final da década de 60 e o início da de 70 (NOMURA, 1984). Atualmente é uma espécie abundante em quase toda a bacia do Rio Paraná, estando ausente somente em alguns reservatórios do rio Paraíba do Sul e rio Ribeira de Iguape (CESP, 1993²³ *apud* BRAGA, 2001). Devido aos sucessivos barramentos de rios, as espécies tendem a se adequar às novas situações ecológicas para poder realizar satisfatoriamente o ciclo reprodutivo (SUZUKI & AGOSTINHO, 1997).

Outra espécie em questão pertence ao gênero *Cichla*, comumente conhecida como tucunaré no Brasil. Esta é basicamente restrita a águas transparentes, com altas temperaturas, e costuma explorar o habitat de águas lânticas para alimentação e/ou reprodução. Nestes habitats, eles são freqüentemente piscívoros diurnos e dominantes (WINEMILLER, 2001). Entretanto, estudos realizados por GODINHO *et al.* (1994), no Parque Estadual do Rio Doce, demonstraram que o tucunaré (*Cichla ocellaris*), entre outras espécies, causaram estragos sem precedentes na população de peixes nativos dentro do Parque (especialmente no lago Dom Helvécio e lagoa Carioca) e fora do Parque na lagoa Jacaré. O sucesso deste peixe no reservatório Campo Grande (no Nordeste do Brasil), por exemplo, é atribuído à sua capacidade reprodutiva e plasticidade fenotípica, que permite sua adaptação às severas condições ecológicas que prevalecem na região semi-árida do nordeste (CHELLAPPA *et al.*, 2003; GOMIERO & BRAGA, 2004). Caracteristicamente, esses peixes depositam seus ovos no substrato de acordo com as estratégias do processo reprodutivo da espécie, estabelecendo a territorialidade em torno do local onde os ovos são depositados e guardados (GOMIERO & BRAGA, 2004). A época das desovas, segundo GOMIERO & BRAGA (2004), ocorre no final do período da seca (setembro), estendendo-se até o final do período chuvoso (janeiro).

De todos os indivíduos de corvina (Figura 1-a) que foram coletados nos meses de fevereiro, setembro e novembro, a maioria foi amostrada na estação

²³ CESP. A pescada-do-Piauí *Plagioscion squamosissimus* (Heckel, 1840) (Osteichthyes, Perciforme) nos reservatórios da Companhia Energética de São Paulo, - CESP. **CESP, Ser. Pesq. Des.**, São Paulo, v.84, p.1-23, 1993.

Barragem. Em junho, por sua vez, a estação com maior número de indivíduos capturados foi a estação Meio. Já em relação aos tucunarés (Figura 1-b), estes só foram capturados nas coletas de junho e de novembro, nas quais todos os indivíduos foram coletados na estação Barragem.

Figura 1: (a) Proporção dos indivíduos de corvina (*Plagioscion squamosissimus*) e (b) de tucunaré (*Cichla cf. monoculus*), segundo as estações de coleta, nos respectivos meses amostrados durante o ano de 2003.

De 3382 indivíduos coletados nos quatro meses (fevereiro, junho, setembro e novembro), 461 eram corvinas (13,63%) e apenas 4 eram tucunarés. Das corvinas coletadas, 37% eram machos, 23%, fêmeas e 40%, indivíduos indiferenciados (Figura 2-a). No primeiro mês de coleta as porcentagens entre machos, fêmeas e indiferenciados foram de 35%, 33% e 32%, respectivamente. Na segunda coleta (mês de junho), por sua vez, os valores foram 30% (machos), 18% (fêmeas) e 52% de indiferenciados. Em setembro (3ª coleta), 50% dos indivíduos eram machos, 35%, fêmeas e 15%, indiferenciados. Na última coleta, realizada durante o mês de novembro, as densidades foram de 40 machos, 8 fêmeas e 34 indivíduos imaturos.

Os tucunarés representaram apenas 0,12% do total de indivíduos coletados, dentre os quais 50% eram machos, 25%, fêmeas e 25%, indivíduos indiferenciados, conforme pode ser verificado na Figura 2-b.

Os indivíduos machos de corvina foram predominantes em relação às fêmeas em três épocas de coleta (Figura 3-a), com exceção do mês de junho em que os indivíduos indiferenciados estiveram em maior número. Segundo ODUM (1988), isso acontece quando a população tem crescimento muito rápido.

As freqüências relativas de ocorrência dos indivíduos machos, fêmeas e indiferenciados de corvina, nas quatro épocas de coleta, podem ser observadas na Figura 4.

Figura 2: (a) Proporção sexual da corvina (*Plagioscion squamosissimus*) e (b) do tucunaré (*Cichla cf. monoculus*) coletados em quatro meses de coleta, durante o ano de 2003.

Figura 3: (a) Composição em sexo da corvina (*Plagioscion squamosissimus*) e (b) do tucunaré (*Cichla cf. monoculus*) coletados em quatro meses de coleta, em 2003.

No mês de fevereiro, a categoria mais representativa nas estações Início e Barragem foi a categoria machos, seguida de indiferenciados e fêmeas, respectivamente. No mês de junho, por sua vez, a categoria que mereceu destaque na estação Meio foi a indiferenciado, ao passo que na estação Início não houve nenhum peixe capturado. No mês de setembro não foi encontrado nenhum indivíduo indiferenciado nas estações Início e Barragem, porém, foi a categoria mais numerosa na estação Meio. Em novembro, a abundância das fêmeas nas estações Início e Meio foi menor (2 indivíduos) que a encontrada na estação Barragem (6 indivíduos).

Figura 4: Frequência absoluta de ocorrência dos indivíduos machos, fêmeas e indiferenciados por ponto de coleta, nas coletas de 2003.

As corvinas capturadas no mês de fevereiro representaram 34,27% do total de corvinas coletadas, enquanto os meses de junho, setembro e novembro representaram 39,26%, 8,68% e 17,79%, respectivamente (Figura 5).

Os tucunarés (Figura 3-b) só foram capturados nas coletas de junho e de novembro, todos na estação Barragem. O único indivíduo capturado em junho era um exemplar indiferenciado, e dos três exemplares coletados em novembro havia dois machos e uma fêmea. A proporção sexual difere de 1:1 quando consideradas as quatro épocas de coleta. De modo geral, os machos foram mais numerosos que as fêmeas nas quatro coletas, porém, nos meses de junho e de novembro de 2003 essa diferença é estatisticamente significativa ($p > 0,05$), como pode ser observado na Tabela 1 e na Figura 6, considerando o valor crítico de $Qui^2 = 3,84$ para graus de liberdade igual a um ($gl = 1$).

Figura 5: Frequências absoluta (abundância) e relativa (%) dos exemplares de *Plagioscion squamosissimus* capturados em cada estação de coleta, nos quatro meses amostrados.

Tabela 1: Valores de frequência absoluta (FA), relativa (FR) e cálculo do Teste χ^2 para a proporção sexual de *Plagioscion squamosissimus*, na represa de Bariri em 2003.

Proporção Sexual					
	Fêmea			Macho	
	F absoluta	f relativa	f absoluta	f relativa	X ²
Fevereiro	52	48,1	56	51,9	0,15
Junho	32	37,2	54	62,8	5,63*
Setembro	13	43,3	17	56,7	0,53
Novembro	5	14,7	29	85,3	16,94*
X ² crítico = 3,84 p/ qL=1					

χ^2 crítico = 3,84 p/ gL=1

Figura 6: Distribuição das frequências relativas de machos e fêmeas de *Plagioscion squamosissimus*, nos quatro meses de coleta (* $p < 0,05$).

Uma vez que foram coletados apenas quatro indivíduos de tucunaré no total (uma fêmea, dois machos e um indeterminado), este teste foi impossibilitado de ser realizado por não haver frequência mínima para os meses de fevereiro, junho e setembro.

Os exemplares de corvina (*Plagioscion squamosissimus*) capturados no reservatório de Bariri foram agrupados em quinze classes de tamanho (Figura 7) e, de acordo com ORSI *et al.* (2000), a composição em comprimento pode dar indicativos da estratégia de sobrevivência das espécies.

VAZZOLER (1996) comenta que pode ocorrer o predomínio de fêmeas nas maiores classes de comprimento, porque estas apresentam uma taxa de crescimento maior que os machos e, por isso, alcançam comprimentos maiores para uma mesma classe de tamanho. Porém, no reservatório de Bariri as fêmeas não foram representadas justamente nas três últimas classes de tamanho (Figura 7), encontrando indivíduos apenas nas classes modais de 16,4 a 18,4 cm e de 18,5 a 20,5 cm. Os machos, por sua vez, foram representados em todas as classes de tamanho, com maior frequência no intervalo de classe de 18,5 a 20,5 cm. Os indivíduos indiferenciados foram incluídos principalmente nas menores classes de tamanho. Para BOWERING (1978)²⁴, citado por LIZAMA & VAZZOLER (1993), o suprimento alimentar é o fator mais importante para o peixe atingir seu tamanho máximo dentro de determinadas condições ambientais, sendo que fatores como densidade, abundância e temperatura estariam indiretamente ligados ao efeito do suprimento alimentar.

A distribuição da frequência de comprimento total de cada coleta pode ser observada na Figura 8. No mês de fevereiro, os indivíduos capturados preencheram doze classes de tamanho, com maior abundância entre 14,3 e 16,3 cm (24 indivíduos).

Em junho, a classe com maior número de exemplares foi a de 10,1 a 12,1 cm, que também apresentou o maior número de indivíduos indiferenciados (45). No mês de setembro, um menor número de indivíduos foram capturados no total, porém, os da classe de tamanho mais abundante (18,5 a 20,5 cm) foram machos. Da mesma

²⁴ Bowering, W.R. Age and growth of Greenland Habbtut, *Reinhardtus hippoglossoides* (Walbaum), in ICNAF Subareas 2-4. ICNAF **Research Bulletin**, v.13, p.5-10, 1978.

maneira, no mês de novembro, a mesma classe de tamanho (18,5 a 20,5 cm) apresentou maior abundância de indivíduos machos.

Os exemplares de tucunaré (*Cichla cf. monoculus*) foram agrupados em três classes, incluindo os meses de junho e novembro, quando foram capturados quatro organismos dessa espécie. No mês de junho, o único exemplar capturado foi um organismo indiferenciado, que estava entre 20,6 e 22,6 cm. Em novembro, os indivíduos ocuparam três classes de tamanho: de 20,6 a 22,6 cm (um indivíduo macho), entre 29 e 31 cm (uma fêmea) e de 31,1 a 33,1 cm (outro indivíduo macho).

Figura 7: Distribuição das frequências absolutas de ocorrência dos indivíduos machos, fêmeas e imaturos de *Plagioscion squamosissimus* por classes de tamanho.

Sob o conjunto de dados de frequência das classes de tamanho, calculou-se o Qui-quadrado para detectar diferenças significativas entre os tamanhos atingidos pelos indivíduos machos e fêmeas. Constatou-se então que, para as classes modais de 14,3 a 16,3 cm, de 18,5 a 20,5 cm e de 20,6 a 22,6 cm, existe diferença entre machos e fêmeas, quando considerado o comprimento-padrão dos indivíduos coletados (Tabela 2).

Pela insuficiência de exemplares coletados de tucunaré tornou-se impossível a realização desta análise para a espécie em questão.

Figura 8: Distribuição das frequências absolutas de ocorrência dos indivíduos machos, fêmeas e imaturos de *Plagioscion squamosissimus*, em cada época de coleta, segundo as classes de tamanho. (Observar diferença nas escalas nos meses de coleta.)

A relação peso (W_t) x comprimento (L_t) é empregada para descrever matematicamente a variação do peso dos indivíduos em função da variação do comprimento dos mesmos, ou como uma medida da diferença entre o peso esperado e o peso observado, indicando o “bem-estar” geral do peixe e do desenvolvimento gonadal (LE CREN, 1951; VIEIRA, 1999). Conforme citado anteriormente, os valores de b da relação peso x comprimento variam de 2,5 a 4,0 para os peixes, podendo diferir entre as espécies ou entre épocas e locais para uma mesma espécie.

Tabela 2: Cálculo do Qui-quadrado e as frequências absolutas e relativas das classes de comprimento (cm) de *Plagioscion squamosissimus*.

Proporção Sexual					
Comprimento-padrão (cm)	Fêmea		Macho		X ²
	f absoluta	f relativa	f absoluta	f relativa	
8 a 10	1	50	1	50	0
10,1 a 12,1	13	48	14	52	0,04
12,2 a 14,2	7	30	16	70	3,52
14,3 a 16,3	3	19	13	81	6,25*
16,4 a 18,4	22	43	29	57	0,96
18,5 a 20,5	27	34	53	66	8,45*
20,6 a 22,6	12	31	27	69	5,77*
22,7 a 24,7	13	65	7	35	1,80
24,8 a 26,8	4	67	2	33	0,67
26,9 a 28,9	1	50	1	50	0
29 a 31	1	25	3	75	1,00
31,1 a 33,1	1	33	2	67	0,33
33,2 a 35,2	1	50	1	50	0
35,3 a 37,3	0	0	1	100	1,00
37,4 a 39,4	0	0	1	100	1,00

X² crítico = 3,84 p/ gL=1

A relação Wt x Lt, para as corvinas (machos), resultou em uma curva potencial com valor de $b = 3,00$, enquanto para as fêmeas o valor foi de 2,988. As equações obtidas entre Wt e Lt foram: $Wt = 0,020061 \cdot Lt^{3,000}$ para os machos e $Wt = 0,021111 \cdot Lt^{2,988}$ para as fêmeas. Como pode ser observado na Figura 9, as curvas de Wt x Lt dos machos e das fêmeas encontram-se sobrepostas, o que não indica um dimorfismo sexual no crescimento dos indivíduos analisados (Anexo G). Os valores de b indicaram o tipo de crescimento isométrico para ambos os sexos (Anexo A).

Para as duas regressões o coeficiente de correlação linear de Pearson (r) foi acima de 0,95 (machos = 0,992 e fêmeas = 0,994), o que indica forte correlação linear entre as variáveis peso total e comprimento-padrão transformados logaritmicamente, corroborando para o ajuste das curvas da relação Wt x Lt através do modelo matemático representado por uma expressão exponencial ($Wt = a \cdot Lt^b$).

Para os indivíduos fêmeas capturados de tucunaré, os dados não foram suficientes para a realização dos cálculos da regressão. Os machos, embora estando em maior quantidade, também não apresentam o n amostral mínimo de três para uma regressão linear.

Figura 9: Relação peso total (Wt) / comprimento total (Lt) para fêmeas e machos de *Plagioscion squamosissimus*.

4.1.1. Fatores de condição

A relação peso x comprimento pode revelar a condição fisiológica de uma espécie e é expressa numericamente pelo cálculo do fator de condição, dado pela expressão $K = Wt / Lt^b$, que considera os crescimentos alométrico e isométrico. Assim sendo, os fatores de condição indicam o “bem-estar” dos peixes (LE CREN, 1951; VAZZOLER, 1996). Uma vez que a estrutura das comunidades ícticas é influenciada por aspectos físicos, químicos e biológicos, em especial pela disponibilidade e a competição por alimento, áreas de vida e disponibilidade de nichos (CORDIVIOLA DE YUAN & PIGNALBERI, 1981), torna-se possível inferir que o fator de condição sofre influência direta das condições ambientais e, conseqüentemente, das interações tróficas do sistema. Além disso, esse fator é muito utilizado em estudos de biologia pesqueira porque é um indicador do período de desova e tem relação com o desenvolvimento e a maturação gonadal (AGOSTINHO *et al.*, 1990; BARBIERI & BARBIERI, 1991; GEALH, 1996; CASTRO, 1997).

Observando os valores de K e Kn para todas as épocas de coleta (Figuras 10 e 11), é possível verificar o mesmo padrão de variação entre os mesmos. Assim

sendo, optou-se por trabalhar com os valores de K_n (fator de condição relativo), que, de acordo com VERANI *et al.* (1997), permitem a comparação estatística através do teste “t” de Student, com o valor centralizado 1 (um). Outra vantagem é que este valor centralizado de K_n é satisfatório independentemente da espécie de peixe a ser analisada. O fator alométrico K não permite tais comparações porque depende diretamente do peso e do comprimento dos animais (FRAGOSO, 2000). Conceitualmente, o K_n mede o desvio de um indivíduo em relação ao seu comprimento ou peso médios, enquanto o K mede o desvio de um hipotético peso ideal (LE CREN, 1951).

Uma vez que os valores de b não têm diferença significativa entre os machos e as fêmeas (Anexo A), as comparações entre as épocas puderam ser realizadas, calculando uma média do valor de K_n para cada uma delas. Assim, tem-se uma forma analítica de comparação da condição de cada um desses grupos da mesma espécie, em diferentes épocas do ano. Sendo $K_n = 1$ um indicativo de boas condições dos peixes, verifica-se na Tabela 3 e na Figura 12 que os valores médios de K_n para os machos e para as fêmeas e seus respectivos testes “t” de Student ($\alpha = 0,05$ e $H_0 \rightarrow K_n \text{ médio} = 1$) indicaram que: a) para os meses de setembro e novembro, os valores de K_n foram inferiores a 1 para os machos ($p < 0,05$), indicando inferior condição relativa; b) no mês de fevereiro, o valor de K_n foi superior a 1 para os machos ($p < 0,05$), sendo um indicativo de condição relativa melhor; c) no mês de fevereiro, para as fêmeas, os valores de K_n foram superiores a 1, também indicando um fator de condição relativa melhor que K_n médio (1); d) no mês de junho, os valores de K_n para as fêmeas foram inferiores a 1 ($p < 0,05$), indicando inferior condição relativa; e e) nos meses de setembro e novembro, para as fêmeas, e junho, para os machos, os valores de K_n não apresentaram diferença significativa em relação ao valor centralizador um (1).

Na Figura 10 observa-se que, para os machos, os valores de K_n para os meses de setembro e novembro são baixos e significativamente inferiores a um. Para as fêmeas (Figura 11), o valor de K_n no mês de junho também foi significativamente inferior a um. No mês de fevereiro, este valor apresentou-se superior a um. Da mesma maneira, os valores médios de K_n dos machos no mês de fevereiro também foram superiores a um.

Para que os tucunarés fossem analisados da mesma forma que as corvinas, a amostragem em campo deveria ter sido mais efetiva, sendo aplicada uma

metodologia de captura mais eficiente para essa espécie. Os resultados analisados no sistema Tietê, até o presente momento, indicaram que a porcentagem de tucunarés em relação às demais espécies ainda não chega a 1%. No caso específico do reservatório Bariri foi possível constatar que a captura apenas com redes de espera (malhadeiras) não foi suficiente.

Figura 10: Distribuição dos valores médios de K e Kn dos machos de *Plagioscion squamosissimus*, em 2003.

Figura 11: Distribuição dos valores médios de K e Kn das fêmeas de *Plagioscion squamosissimus*, em 2003.

Tabela 3: Teste “t” de Student para comparação dos valores médios de Kn das corinas, sendo Kn = 1 o valor centralizador para todos os meses amostrados e ambos os sexos.

Meses amostrados	N Total	Kn Médio	Teste “t” de Student	Desvio-padrão	P (0,05)
MACHOS					
FEVEREIRO	56	1,062	6,099	0,077	0,000*
JUNHO	54	1,013	1,221	0,080	0,227
SETEMBRO	20	0,939	-3,138	0,087	0,005*
NOVEMBRO	40	0,944	-5,137	0,069	0,000*
FÊMEAS					
FEVEREIRO	52	1,048	5,711	0,061	0,000*
JUNHO	32	0,960	-2,831	0,084	0,008*
SETEMBRO	14	0,969	-1,902	0,060	0,080
NOVEMBRO	8	0,948	-1,680	0,080	0,137

Ns = diferença não significativa: aceita H_0 onde $Kn = 1$ ($p > 0,05$)

* = diferença significativa: rejeita H_0 , portanto, $Kn \neq 1$, sendo $Kn < 1$ ou $Kn > 1$ para $p < 0,05$

Figura 12: Variação dos valores médios de Kn de machos (a) e fêmeas (b) nas coletas +/- o intervalo de confiança (IC).

4.1.2. A reprodução

A reprodução é o processo pelo qual uma espécie se perpetua, transmitindo a seus descendentes as mudanças ocorridas em seu genoma (VAZZOLER, 1996), gerando novos indivíduos férteis, reconhecendo-se que o comportamento biológico do organismo está na dependência das relações estabelecidas com o meio que o cerca, estando sujeito à influência de fatores físicos e químicos (BASILE-MARTINS *et al.*, 1975).

O que se tem bem definido é que os estímulos para o ato reprodutivo têm duas origens: a primeira é endógena, resultante de ações hormonais, sobretudo de hormônios da glândula hipófise e dos efeitos produzidos pelos elementos de fadiga, produzidos pelo exercício migratório, de centenas de quilômetros. A segunda é de origem exógena e envolve as temperaturas do rio, entre 24°C e 26°C, dia nublado, água com turbidez, condições do pH variando entre 6,5 e 7,5, equilíbrio químico das águas e principalmente, como fator físico imprescindível, o nível do rio subindo. Jamais se constataram desovas de peixes de piracema com o nível do rio estável ou abaixando (GODOY, 1975). Dentre as espécies migradoras estão o curimatá, o dourado, o pacu-rosa, a piapara, a piava, a tabarana, o cascudo, o mandi-guaçu, dentre outros.

Quando um ambiente torna-se alterado ou é impróprio para o desenvolvimento completo do ciclo de vida de uma espécie, esta deve se adaptar às novas condições para poder ocupar o espaço ou será eliminada desse ecossistema (WOOTTON, 1984; BRAGA, 2001). Afinal, as estratégias reprodutivas consistem na resposta das espécies ou população, objetivando minimizar os custos energéticos (CARNELÓS & BENEDITO-CECILIO, 2002). Assim sendo, o sucesso reprodutivo de um peixe vai depender de quando e onde ele se reproduz, além dos recursos que ele aloca para sua reprodução (WOOTTON, 1984).

Quanto mais complexo o comportamento reprodutivo, mais difíceis e inseguras se tornam a caracterização e a classificação dos diferentes estádios de maturidade com base em critérios descritivos macroscópicos. Portanto, vários são os critérios utilizados para o estabelecimento do número de estádios de uma escala de maturidade (NARAHARA, 1983), o que é essencial para conhecer o comportamento biológico de uma espécie. Para sanar esse problema, pode ser interessante o uso de indicadores quantitativos para a delimitação do período de desova (ISAAC-NAHUM, 1987).

VAZZOLER (1996) propôs uma escala de cinco estádios de maturação e, de acordo com esse autor, o estágio chamado repouso é de difícil caracterização macroscópica por ser confundido com imaturo. Na tentativa de evitar esse tipo de problema, optou-se por trabalhar apenas com três estádios na avaliação macroscópica das gônadas. Assim, foram classificados de “imaturo” os indivíduos que eram impossíveis de distinguir o estágio e o sexo; “em maturação” os indivíduos fêmeas cujos ovários ocupavam cerca de 1/3 a 2/3 da cavidade abdominal, com intensas redes capilares, sendo possível observar os ovócitos a olho nu e, de maneira análoga, os indivíduos machos cujos testículos estavam desenvolvidos, com forma lobulada, cuja membrana se rompe com certa pressão, eliminando esperma leitoso e viscoso. Foram classificados como maduros os indivíduos fêmeas nos quais os ovários se apresentavam túrgidos, ocupando quase a cavidade abdominal completa, sendo observáveis a olho nu os ovócitos maduros. Os machos, quando apresentavam os testículos túrgidos, esbranquiçados, ocupando grande parte da cavidade com seu líquido menos viscoso que o do estágio anterior, foram considerados maduros.

Na Figura 13 estão representados os valores mínimo, médio e máximo do índice gonadosomático dos machos (a) e das fêmeas (b) de corvina. Para os machos, os valores médios em cada estágio foram 0,12 para indivíduos em maturação e 0,40 para indivíduos maduros e imaturos. Para as fêmeas, o valor foi de 0,20 e de 1,53 para os indivíduos em maturação e maduros, respectivamente. Para ambos os sexos, o valor médio do estágio imaturo foi de 0,0019.

A transferência ou a introdução de uma dada espécie para um novo ambiente pode induzir mudanças particulares nas histórias de vida das espécies. Dentre estas, pode-se destacar o gasto energético envolvido, por exemplo, na regulação fisiológica que a espécie necessitará para a sobrevivência, quando precisar escapar de novos predadores ou ainda para se alimentar nesse novo habitat (ROSECCHI *et al.*, 2001). No reservatório de Bariri constatou-se que, para o mesmo estágio gonadal, as fêmeas apresentaram gônadas de maior peso e volume que os machos, o que foi indicado nos valores de IGS das fêmeas sempre maiores que dos machos, o que também foi constatado por FRAGOSO (2000), no qual o investimento energético das fêmeas foi maior em relação aos machos. Além disso, o tempo requerido para a maturação dos ovários também pode ser maior e dependente dos recursos do ambiente.

O índice gonadosomático fornece informações sobre o investimento energético, servindo para quantificar a preparação reprodutiva (KAMLER, 1992). Os valores de IGS por estágio de maturação gonadal indicaram que, em média, os machos investiram 0,40% de seu peso em tecido gonadal, tendo um indivíduo atingido o máximo de 0,42%. Para as fêmeas, este investimento foi em média de 1,53%, chegando no máximo de 1,56%. Assim, conclui-se que o esforço reprodutivo maior ficou por conta das fêmeas se comparado aos machos.

Figura 13: Distribuição dos valores mínimos, médios e máximos de IGS em relação aos estádios de maturação gonadal dos machos (a) e das fêmeas (b) de *Plagioscion squamosissimus*.

No mês de fevereiro, de todos os indivíduos de corvina analisados, a maioria deles encontrava-se no estágio “em maturação” (Figura 14) e se distribuíram proporcionalmente entre fêmeas e machos (Figura 15). Os poucos indivíduos (cinco) em estágio “maduro” estavam distribuídos entre três machos e duas fêmeas. No total foram coletados 50 indivíduos “imaturos” em fevereiro. Em junho, os indivíduos “em maturação” (Figura 14), em sua maioria, foram machos (Figura 15). Do total de machos analisados em junho, nenhum estava “maduro”, também não ocorrendo fêmeas neste estágio. Em estágio “imaturo” foram coletados 95 indivíduos. No mês de setembro nenhuma fêmea apresentou-se “madura” (Figura 14), sendo que a maioria dos indivíduos machos encontrava-se em maturação. Apenas seis indivíduos corresponderam ao estágio “imaturo” (Figura 15). No mês de novembro os machos foram predominantes (na sua maioria em maturação), verificando-se apenas um indivíduo “maduro”. No estágio “imaturo” foram coletados 34 indivíduos (Figura 15).

Figura 14: Frequência relativa e estádios de maturação gonadal de machos e fêmeas de *Plagioscion squamosissimus* nos meses de fevereiro, junho, setembro e novembro de 2003, no reservatório de Bariri.

A relação gonadosossômica das corvinas analisadas por CARNELÓS & BENEDITO-CECILIO (2002) indicou que a reprodução ocorria preferencialmente nos tributários do reservatório de Itaipu, que são caracterizados pela pouca transparência e alta temperatura da água (BENEDITO-CECILIO, 1994). Acima do reservatório e nos seus tributários os valores da relação gonadosossômica foram baixos e a época de reprodução da corvina ocorreu da primavera até o outono, com picos no verão para os machos e na primavera para as fêmeas. Ou seja, uma variabilidade de estratégias e formas táticas adotadas pelas espécies ou pelas

populações para o sucesso da geração e resultado da desova (CARNELÓS & BENEDITO-CECILIO, 2002).

No reservatório de Bariri, os valores de IGS indicaram como época reprodutiva preferencial para as corvinas os meses de novembro a fevereiro, com picos no mês de fevereiro para os machos e no mês de novembro para as fêmeas. Os valores de IGS das fêmeas foram em média maiores que os dos machos.

Figura 15: Distribuição da frequência relativa dos estádios de maturação gonadal de *Plagioscion squamosissimus* (machos e fêmeas), nos meses amostrados durante o ano de 2003.

Os indivíduos machos de tucunaré apresentaram valores de IGS entre 0,050 e 0,179 para indivíduos em maturação e o indivíduo fêmea capturado apresentou valor de IGS igual a 4,243 para estágio maduro. Estes três indivíduos foram capturados no mês de novembro. GOMIERO & BRAGA (2004) também relataram que o estágio maduro pode ser encontrado durante todo o ano, mas a reprodução ocorre principalmente de setembro a janeiro (primavera a verão). Já a frequência

mais alta de imaturos para *Cichla monoculus* e *Cichla ocellaris* ocorreu durante o verão e o outono.

Um dos fatores que pode afetar a fecundidade, bem como a qualidade dos descendentes que são gerados, é a nutrição (NIKOLSKII, 1969²⁵, *apud* GOMIERO & BRAGA, 2004). De acordo com LOWE-MCCONNELL (1999), em peixes que vivem em condições inferiores, com reduzida variação do suprimento alimentar (sazonalmente e de ano em ano), o investimento de energia é mais eficiente, otimizando também o uso do recurso alimentar (GOMIERO & BRAGA, 2004). Uma das alternativas à escassez dos recursos alimentares é o canibalismo, que ocorre como resposta da influência das condições do local. A frequência e a intensidade dessa prática podem variar substancialmente dentro e entre as espécies (GOMIERO & BRAGA, 2004b). POLIS (1981)²⁶, citado por GOMIERO & BRAGA (2004b), verificou que a intensidade do canibalismo é inversa à disponibilidade de presas alternativas, e que peixes carnívoros consomem dieta de alta qualidade, a qual é quimicamente muito similar à sua própria constituição (WOOTTON, 1990).

Nos indivíduos de *Cichla ocellaris* analisados por GOMIERO & BRAGA (2004b), o item alimentar *Plagioscion squamosissimus* foi importante nas classes de tamanho de 42 a 50 cm, enquanto para *Cichla monoculus*, o item *Tilapia rendalli* foi mais importante entre as classes de tamanho de 34 a 42 cm. Para o sistema Tietê, foram encontrados nos estômagos de *Cichla cf. monoculus* analisados até o momento peixes da família Cichlidae e Characidae (STEFANI, em preparação).

O fator de condição, segundo LE CREN (1951), por se tratar de um parâmetro relacionado com o estado fisiológico do peixe, pode variar segundo o teor de gordura, adequabilidade ambiental, condições alimentares, idade e desenvolvimento gonadal (BARBIERI & VERANI, 1987). Na maioria dos casos, o fator de condição mostra flutuações acentuadas durante o ano, com valores máximos ocorrendo simultaneamente em períodos de alta frequência de fêmeas maduras e, portanto, com os mais elevados valores do índice gonadosomático (BARBIERI & VERANI, 1987).

Os valores de K (fator de condição alométrico) e o Kn (fator de condição relativo) estão associados aos estádios de maturação gonadal e variaram de forma

²⁵ Nikolskii, G.V. **Theory of fish population dynamics**. Edinburg, Oliver & Boyd, 323p. 1969.

²⁶ Polis, G.A. The evolution and dynamics of intraespecific predation. **Ann. Rev.Ecol.Syst.**, v.12, p.225-251, 1981.

semelhante durante o ano. De acordo com os dados de Kn apresentados na Tabela 4 e Figura 16 para machos e fêmeas, em cada estágio de maturação analisado aplicou-se o teste “t” de Student ($\alpha = 0,05$ e $H_0 \rightarrow \text{Kn médio} = 1$: Anexo B).

Normalmente, altos níveis populacionais resultam em menor quantidade de alimento por peixe e baixo fator de condição, enquanto baixos níveis populacionais resultam em maior quantidade de alimento por peixe e alto fator de condição (BARBIERI & VERANI, 1987). Porém, os resultados encontrados neste trabalho indicaram valores iguais a um (ideal) para ambos os sexos de corvina, em dois estádios de maturação analisados, não havendo, portanto, diferença significativa entre os valores médios de Kn e o valor centralizado. Outra observação que pode ser feita é que há uma tendência de aumento dos valores de Kn a partir do estágio “em maturação” para o estágio “maduro”. O único estágio que apresentou $\text{Kn} > 1$ ($p < 0,05$) foi o dos indivíduos imaturos, indicando condição relativa superior ao valor de referência.

A sobreposição dos intervalos de confiança ($\text{Kn} \pm \text{IC}$) dos machos e fêmeas maduros sobre os demais estádios de maturação do mesmo sexo pode ser atribuída ao alto valor de desvio-padrão de Kn dessa categoria, uma vez que para o cálculo do intervalo de confiança utilizou-se este valor.

Tabela 4: Teste “t” de Student para comparação dos valores médios de Kn de *Plagioscion squamosissimus*, em cada estágio de maturação gonadal (valor centralizador de Kn = 1).

Estádios	N total	Kn Médio	Teste “t” de Student	Desvio-padrão	P (0,05)
MACHOS					
IMATURO	120	1,022	2,312	0,106	0,022*
EM MATURAÇÃO	132	1,006	0,730	0,093	0,467
MADURO	4	1,031	0,629	0,097	0,574
FÊMEAS					
IMATURO	120	1,022	2,312	0,106	0,022*
EM MATURAÇÃO	84	1,007	0,850	0,077	0,398
MADURO	2	1,119	2,257	0,075	0,266

Ns = diferença não significativa: aceita H_0 onde $\text{Kn} = 1$ ($p > 0,05$)

* = diferença significativa: rejeita H_0 , portanto, $\text{Kn} \neq 1$, sendo $\text{Kn} < 1$ ou $\text{Kn} > 1$ para $p < 0,05$

A variação dos valores médios de Kn e IGS em relação aos meses amostrados (Figura 17) indicou que os machos mantiveram um padrão de variação de Kn e IGS semelhante durante os meses de coleta, ocorrendo os maiores valores no mês de fevereiro, ainda dentro do período reprodutivo, tanto para o Kn como para o IGS. As fêmeas, por sua vez, apresentaram os valores de IGS decrescentes logo após o período reprodutivo (fevereiro), aumentando somente em novembro, quando se iniciou o novo ciclo reprodutivo. O valor de Kn para as fêmeas foi maior em fevereiro, indicando melhores condições para a reprodução quando comparado aos demais meses de coleta.

Os tucunarés, por sua vez, não puderam ter seus fatores de condição analisados pela escassez de indivíduos capturados no reservatório de Bariri. Porém, CHELLAPPA *et al.* (2003) relatam que, para ambos os sexos de *Cichla monoculus* analisados no reservatório Campo Grande (no Nordeste do Brasil), o fator de condição corpóreo teve a relação inversa com o aumento da maturação gonadal e que peixes exaustos foram observados com baixas condições.

Figura 16: Variação dos valores médios do fator de condição relativo (Kn) +/- IC em relação aos estádios de maturação gonadal para ambos os sexos de *Plagioscion squamosissimus*

Figura 17: Variação dos valores médios do fator de condição relativo (Kn) e do IGS em cada época de coleta, para machos (a) e fêmeas (b) de *Plagioscion squamosissimus*.

4.2. Tamanho da primeira maturação gonadal

O tamanho da primeira maturação gonadal das corvinas e dos tucunarés foi estabelecido de acordo com SATO & GODINHO (1988), que consideram o tamanho do menor exemplar capturado em estágio avançado de maturação gonadal. Ao determinar o tamanho da primeira maturação é possível estabelecer normas para captura das espécies que se deseja manejar, cultivar ou ainda repovoar uma área

que se encontra degradada. Além disso, o conhecimento do tamanho no qual uma população inicia sua maturação gonadal é de fundamental importância quando se pretende tomar medidas para o controle e a manutenção do estoque pesqueiro (BARBIERI & BARBIERI, 1988).

De todos os indivíduos analisados de corvina pode-se verificar que o menor exemplar em estágio “maduro” foi uma fêmea de comprimento-padrão de 21,2 cm e comprimento total de 26,8 cm, capturada na estação Barragem, no mês de fevereiro de 2003. O menor macho encontrado em estágio “maduro” tinha 21,4 cm de comprimento-padrão e 26,9 cm de comprimento total, também capturado na Barragem, no mês de fevereiro. No reservatório de Itaipu, o tamanho da 1ª maturação gonadal foi maior em fêmeas, porém, o tamanho foi aproximadamente o mesmo para ambos os sexos, quando 100% da população estava apta para a reprodução (CARNELÓS & BENEDITO-CECILIO, 2002).

Em relação aos tucunarés, o menor exemplar analisado em estágio avançado de reprodução (maduro) foi uma fêmea com 22,3 cm de comprimento-padrão e 26,4 cm de comprimento total. Na Venezuela, JEPSEN *et al.* (1999) e WINEMILLER (2001) encontraram um padrão para o tamanho da primeira maturação e verificaram que este variava de acordo com a espécie de *Cichla*. Segundo esses autores, não foram encontrados indivíduos maduros com menos de 23 cm de comprimento para *C. monoculus*. Os indivíduos analisados no reservatório de Volta Grande apresentaram comprimentos similares para a primeira maturação, que coincide com a faixa de idade entre 11 e 12 anos (GOMIERO & BRAGA, 2004).

Em verdade, as metodologias para a determinação do tamanho da primeira maturação gonadal ainda são bastante discutidas (VAZZOLER, 1981; SATO & GODINHO, 1988; SÁ, 2000; FRAGOSO, 2000), pois pode apresentar variações, já que as espécies (ou indivíduos) estão sujeitas a diversas condições ambientais. Ou seja, a época da primeira maturação gonadal varia consideravelmente entre as espécies e as vezes dentro da mesma população (NIKOLSKY, 1963²⁷, *apud* RODRIGUES *et al.*, 1990).

²⁷ Nikolsky, G.V. **The ecology os fishes**. London, Academic Press, 352p.

4.3. A reprodução e as variáveis abióticas

A morfometria da bacia de captação, a vazão, o padrão de circulação, a profundidade, a área, o desenho da barragem e os procedimentos operacionais são algumas das variáveis que afetam a estrutura e a dinâmica das comunidades bióticas em reservatórios (AGOSTINHO & GOMES, 2005). Constata-se também que a pressão negativa exercida sobre as populações de peixes migradores é maior em reservatórios em cascata. Essa pressão ocorre porque a interrupção das rotas migratórias, a fragmentação mais efetiva de ambientes e a ausência de trechos lóticos entre barragens corroboram para a depleção das populações das espécies migradoras nessas novas condições (FERNANDO & HOLCICK, 1991; WOYNAROVICH, 1991; PETRERE Jr., 1996; SIROL & BRITTO, 2005).

Além dos anteriormente mencionados, KRAMER (1978) cita outros fatores que também são capazes de interferir na sazonalidade reprodutiva das espécies, especialmente nos grandes rios tropicais, que são: o suprimento alimentar para jovens e adultos, a competição interespecífica entre juvenis, a competição por local de desova, o mecanismo de isolamento reprodutivo e o desenvolvimento de mecanismos de especialização que fazem com que a desova ocorra em ocasiões especiais. Verificou-se ainda que nos trópicos a maioria das espécies tem um extenso período de desova, ou uma desova contínua durante o ano todo (LOWE-McCONNELL, 1975²⁸, *apud* ANTÃO, 2000; KRAMER, 1978), sugerindo que essas espécies detêm uma vantagem evolucionária em produzir vários lotes de oócitos (GOMIERO & BRAGA, 2004). A fecundidade, por sua vez, demonstra a variação adaptativa que reflete as condições de vida dentro de cada população, entre as populações e entre as espécies (GOMIERO & BRAGA, 2004).

Conforme comentado anteriormente, os estímulos para o ato reprodutivo têm também origem exógena, incluindo variáveis como temperatura da água, turbidez, pH, condutividade, entre outras. A temperatura do ar, a radiação solar, a umidade relativa e a velocidade do vento estão entre os fatores que interferem em algumas dessas variáveis limnológicas (STEFAN & PREUD'HOMME, 1993; POMPEO *et al.*, 1996).

Para verificar as possíveis relações entre os valores de IGS das corvinas e algumas variáveis ambientais, plotou-se o gráfico da pluviosidade média com as

²⁸ Lowe-McConnell, R.H. 1975. Fish communities in tropical freshwater. Their distribution, ecology and evolution. Longman, N.Y. 337p.

temperaturas médias máxima e média mínima do ar (Figura 18), e outro gráfico contendo os valores de temperatura da água, pH, condutividade e oxigênio dissolvido (Figuras 19 e 20).

LOWE-McCONNELL (1987) afirma que o maior evento sazonal em água doce são as alterações no nível da água e as seqüências das estações úmidas e secas, o que permite verificar que as migrações reprodutivas geralmente ocorrem durante a estação chuvosa. Já a maturação ocorre imediatamente antes da estação chuvosa, de modo que estejam prontas para a desova no início da enchente, e o aparecimento de larvas e imaturos, depois da enchente (MACHADO-ALLISON, 1990). Portanto, existem os denominados “gatilhos” usados pelos peixes para assegurarem um momento correto em seu esforço reprodutivo. No entanto, em baixas latitudes, estes sinais podem ser menos claros, devendo incluir mudanças na abundância de alimento, na química da água e variações sutis na temperatura e fotoperíodo (WOOTTON, 1991).

Figura 18: Distribuição dos valores mensais de pluviosidade média (mm) e temperaturas média máxima (°C) e média mínima (°C) do ar obtidos em 2003.

Figura 19: Distribuição dos valores de pH, oxigênio dissolvido (mg/L), temperatura da água (°C) e condutividade (μS/cm) nos quatro meses de coleta, no reservatório de Bariri.

Figura 20: Distribuição dos valores de temperatura da água (°C) nos quatro meses de coleta, no reservatório de Bariri.

Em trabalhos realizados com reprodução de bacalhau em laboratório, concluiu-se que a redução do período de luminosidade (daylength) é uma variável ambiental vital e reguladora de sinais para a maturação e desova de bacalhau, e que a maturação sexual pode ser controlada ou consideravelmente atrasada na sua ausência (HEMRE *et al.*, 2002). Complementarmente, em um sistema lótico o fotoperíodo, a temperatura e a vazão são os fatores que primeiramente desencadeiam o processo reprodutivo para a maioria das espécies (HYNES, 1970; FRAGOSO, 2000). Em contrapartida, a assincronia entre reprodução e nível da água pode ser um dos fatores que afeta várias espécies existentes nos reservatórios brasileiros (GODINHO, 1994).

Uma alternativa para o sucesso reprodutivo das espécies que habitam rios com sucessivas barragens é a utilização de alguns afluentes para a reprodução (SANTOS & FORMAGIO, 2000²⁹, *apud* BRAGA, 2001), por isso, esses ambientes devem ser preservados para garantir o processo reprodutivo. Da mesma maneira, foi constatado por SMITH (2004) que muitas espécies de peixes foram capturadas nos tributários dos reservatórios do rio Tietê nos meses típicos de reprodução.

De acordo com ZARET (1980)³⁰, citado por DURÃES *et al.* (2000), o tucunaré é um peixe altamente prolífero que se adapta facilmente às condições lênticas e por isso sua população se expande tão rapidamente em reservatórios. Embora não tenha sido efetiva a captura dos tucunarés no reservatório de Bariri, é oportuno lembrar que este trabalho é parte integrante do projeto “PROBIO-II de Monitoramento e desenvolvimento de tecnologias para o manejo de espécies exóticas em águas doces” (PROBIO/MMA, com ênfase nas espécies *Plagioscion squamosissimus* e *Cichla cf. monoculus*) e que, portanto, coletas foram realizadas nos outros cinco reservatórios do sistema Tietê. Afinal, para que se estabeleça uma atividade de manejo faz-se indispensável o estudo da ecologia trófica, da dinâmica populacional e dos impactos provocados por esta espécie em todo o sistema.

²⁹ Santos, G.B & Formagio, P.S. Estrutura da ictiofauna dos reservatórios do rio Grande, com ênfase no estabelecimento de peixes piscívoros. **Inf. Agrop**, Belo Horizonte, v.21, n°2, p.98-106, 2000.

³⁰ Zaret, T.M. Life history and growth relationships of *Cichla ocellaris*, a predatory South American cichlidae. **Biotropica**, v.12, n°2, p.144-157, 1980.

5. Considerações finais e conclusões

A introdução de uma espécie exótica torna-se um teste de controle e comparação dentro de um determinado ecossistema, cujas conseqüências se verificarão com o passar do tempo (ROSS, 1991). Este mesmo autor assumiu que a resposta das assembléias de peixes nativas sobre a introdução de exóticas ou transplantadas pode ser variada, opondo-se a COURTENAY & HENSLEY (1980), que declararam que a introdução invariavelmente resulta em competição (direta ou indireta) com as espécies nativas.

Em contrapartida, SIMBERLOFF (1981), nos seus estudos sobre introdução de espécies, concluiu que em 79% destes a introdução não teve efeito sobre a comunidade habitante. Alguns anos mais tarde, HERBOLD & MOYLE (1986) apresentaram uma ressalva às observações feitas por SIMBERLOFF (op. cit.), afirmando que a “introdução feita num *habitat* não perturbado, normalmente desloca espécies nativas muitas vezes por competição”, ou seja, os ambientes estáveis são mais suscetíveis à introdução de novas espécies, especialmente as piscívoras (GOMIERO & BRAGA, 2004).

Uma vez que o sistema Tietê é atualmente impactado, a detecção das conseqüências das espécies introduzidas sobre a fauna nativa torna-se menos evidente, especialmente considerando uma escala temporal curta, como a utilizada neste trabalho. Desta forma, até o presente momento não se pode considerar que, para o reservatório de Bariri, a introdução das espécies *Plagioscion squamosissimus* e *Cichla cf. monoculus* tenha causado efeito aparente sobre as espécies nativas, diminuindo o tamanho da população destas ou, ainda, alterando a estrutura etária das demais espécies.

Porém, é oportuno reforçar as afirmações feitas por AGOSTINHO *et al.* (1992, 2005) de que nos reservatórios ocorrem mudanças na composição e estrutura das assembléias de peixes, com excessiva proliferação de algumas espécies e a diminuição ou mesmo a extinção de outras, e que a introdução de espécies exóticas deve ser evitada visto as perspectivas desastrosas causadas pelas mesmas. Por isso, como sugerido por ROSECCHI *et al.* (2001), futuras informações serão necessárias para determinar o papel comportamental, bem como a tolerância das espécies nativas sob o sucesso dessas espécies exóticas, em especial da corvina, que já representa cerca de 20% da comunidade íctica desse reservatório. Para dar reforço

a este tipo de pesquisa, os programas de manejo devem contemplar inicialmente a prevenção da introdução por meio de esforços jurídicos.

Diante do que foi analisado neste capítulo, pode-se concluir que: **(a)** Os machos e as fêmeas de *Plagioscion squamosissimus* apresentaram diferença estatística na proporção sexual, nos meses de junho e de novembro, ambos contendo maior número de fêmeas; **(b)** As estimativas do parâmetro Θ sugeriram crescimento do tipo isométrico para ambos os sexos, não indicando dimorfismo sexual para a espécie *Plagioscion squamosissimus*; **(c)** Os fatores de condição para a espécie *Plagioscion squamosissimus*, quando analisadas as quatro coletas, indicaram diferença significativa para os machos em fevereiro (>1), setembro e novembro (<1) e para as fêmeas, em fevereiro (>1) e junho (<1); **(d)** Das quatro coletas analisadas para o reservatório de Bariri, os valores de IGS indicaram como época reprodutiva preferencial para *Plagioscion squamosissimus* os meses de novembro a fevereiro; **(e)** O tamanho da primeira maturação para *Cichla cf. monoculus* foi estimado em 22,3 cm de comprimento-padrão para uma fêmea; **(f)** A diversidade ictiofaunística revelou homogeneidade entre as quatro épocas de coleta, o que sugere pouca influência desse fator sobre a reprodução das espécies presentes nesse reservatório; **(g)** A metodologia aplicada para a coleta das espécies não foi eficiente para a captura de *Cichla cf. monoculus*; **(h)** As espécies analisadas neste capítulo atingiram a maturidade precocemente, quando comparadas a outros sistemas, o que pode ser verificado pela análise do IGS.

6. Referências bibliográficas

- AGOSTINHO, A. A. et al. Variação do fator de condição e do índice hepatossomático e suas relações com o ciclo reprodutivo em *Rhinelepis áspera* (Agassiz, 1892) (Osteichthyes, Loricariidae) no rio Paranapanema, Porecatu, PR. **Ciência e Cultura**, v. 42, n. 9, p. 711-714, 1990.
- AGOSTINHO, A. A.; JÚLIO Jr., H. F.; TORLONI, C. E. Impactos causados pela introdução e transferência de espécies aquáticas: uma síntese. In: SEMINÁRIOS SOBRE FAUNA AQUÁTICA E O SETOR ELÉTRICO BRASILEIRO, 1994, Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro: COMASE/ELETROBRÁS, 1994. (Caderno II).
- _____; GOMES, L. C. Biodiversity and fisheries management in the Paraná river basin: successes and failures. Disponível em: www.unep.org/bpsp/fisheries/fisheriesstudies/agostinhopdf. Acesso em: novembro de 2002, 29p.
- _____. O manejo da pesca em reservatórios da bacia do alto Paraná: avaliação e perspectivas. In: NOGUEIRA, M.G.; HENRY, R. & JACIN, A. (eds). **Ecologia de reservatórios – impactos potenciais, ações de manejo e sistema em cascata**. 2005. Pg 23-55.
- ANGERMEIER, P. L.; SCHLOSSER, I. J. Conserving aquatic biodiversity: beyond species and populations. In: **Symposium on Evolution and the Aquatic Ecosystem: Defining Unique Units in Population Conservation**. Monterey, CA (USA), 1994.
- ANTÃO, H. B. **Estrutura populacional e biologia reprodutiva das fêmeas de *Serrassalmus rhombeus* (LINNAEUS, 1766) (Teleostei: Characiformes) nas fases anterior e posterior ao represamento do rio Tocantins pelo AHE Serra da Mesa, GO**. 2000. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Juiz de Fora, MG, Instituto de Biologia, Juiz de Fora.
- AZEVEDO, P. DE. Exploração racional da ictiofauna, fatores de redução. In: BRANCO, S. M.; ROCHA, A. A. (Eds.). **Poluição, proteção e usos múltiplos de represas**. São Paulo: Edgard Blücher Ltda., 1977. 185p.
- BARBIERI, G.; VERANI, J. R. O fator de condição como indicador do período de desova em *Hypostomus aff. Plecostomus* (Linnaeus, 1758) (Osteichthyes, Loricariidae), na represa do Monjolinho (São Carlos, SP). **Ciência e Cultura**, v. 39, n. 7, p. 655-658, 1987.

BARBIERI, G.; BARBIERI, M. C. Curva de maturação, tamanho de primeira maturação gonadal e fecundidade de *Astyanax bimaculatus* e *Astyanax fasciatus*, da represa do Lobo, Estado de São Paulo (Osteichthyes, Characidae). **Revista CERES**, v. XXXV, n. 197, p. 64-77, 1988.

_____. Biologia reprodutiva de fêmeas *Leporinus octofasciatus* Steindachner, 1917 (Characiformes, Anostomidae) da represa do Lobo, São Paulo. Notas preliminares. In: SEMINÁRIO REGIONAL DE ECOLOGIA, 6., 1991, São Carlos. **Anais...** São Carlos: Universidade Federal de São Carlos, PPG-ERN, 1991. p. 293-301.

BASILE-MARTINS et al. Estrutura da população e distribuição espacial do mandi, *Pimelodus maculatus* Lacépède, 1803 (Osteichthyes, Pimelodidae), de trechos dos rios Jaguari e Piracicaba, São Paulo – Brasil. **Bol. Inst. Pesca**, v. 13, n. 1, p. 1-16, 1986.

_____; et al. Estrutura da população e distribuição espacial do mandi, *Pimelodus maculatus* Lacépède, 1803 (Osteichthyes, Pimelodidae), de trechos dos rios Jaguari e Piracicaba, São Paulo – Brasil. **Bol. Inst. Pesca**, v.13, n°1, p.1-16, 1986.

BENEDITO-CECILIO, E. Dominância, uso do ambiente e associações interespecíficas na ictiofauna do reservatório de Itaipu e alterações decorrentes do represamento. 1994. Tese (Doutorado) – Universidade de São Paulo, São Carlos.

BRAGA, F. M. S. Reprodução de peixes (Osteichthyes) em afluentes do reservatório de Volta Grande, Rio Grande, Sudeste do Brasil. **Iheringia, Ser. Zool.**, Porto Alegre, v. 91, p. 67-74, 2001.

CARNELOS, R. C.; BENEDITO-CECILIO, E. Reproductive strategies of *Plagioscion squamosissimus* Heckel, 1840 (Osteichthyes A=Sciaenidae) in the Itaipu reservoir, Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 45, n. 3, p. 317-324, 2002.

CASTRO, A. C. L. Curva de maturação e fator de condição e índice hepatossomático de *Plagioscion squamosissimus* (Heckel, 1840) no reservatório de Barra Bonita – SP (Osteichthyes, Sciaenidae). In: CONGRESSO BRASILEIRO DE LIMNOLOGIA, 6., 1997, São Carlos. **Resumos...** São Carlos: Universidade Federal de São Carlos/SBL, 1997. 523p.

CHELLAPA, S.; CÂMARA, M. R.; CHELLAPPA, N. T. Ecology of *Cichla monoculus* (Osteichthyes: Cichlidae) from a reservoir in the semi-arid region of Brazil. **Hydrobiologia**, v. 504, p. 267-273, 2003.

CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY. Disponível em: <http://www.mre.gov.br/www.usp.br/ctm/links/htm>. Acesso em: fevereiro de 2003.

CORDIVIOLA de YUAN, E.; PIGNALBERI, C. Fish populations in the Paraná river. 2. Santa Fé and corrientes áreas. **Hydrobiologia**, v. 77, p. 261-272, 1981.

COURTENAY, W. R.; HENSLEY, D. A. Special problems associated with monitoring exotic species. In: HOCUTT, C. H.; STANFFER, Jr. (Eds.). **Biological monitoring of fish**. Lexington books, 1980. p. 281-307.

CURRY, R. A. The importance of habitat to the fish ecologist. **Environmental Biology of Fishes**, v. 42, p. 213-214, 1995.

DURÃES, R.; SANTOS, G. B.; FORMAGIO, P. S. Observações sobre a alimentação do tucunaré *Cichla monoculus* (Pisces, Cichlidae) em um reservatório do Sudeste brasileiro. **Revista de Ictiologia**, v. 8, n. 1/2, p. 53-56, 2000.

ELVIRA, B.; ALMODÓVAR, A. Freshwater fish introductions in Spain: facts and figures at the beginning of the 21st century. **Journal of Fish Biology**, v. 59, p. 323-331, 2001. (Supplement A).

FERNANDO, C. H.; HOLCICK, J. Fish in reservoirs. **Int. Revue Ges. Hydrobiol.**, v. 76, n. 2, p. 149-167, 1991.

FRAGOSO, E. N. **Caracterização biológica de *Astyanax scabripinis paranae* (Eigenmann, 1914) (Characiformes, Characidae) do Córrego da Lagoa, São Carlos/SP**. 2000. 195 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.

GEALH, A. M. **Distribuição, reprodução e alimentação de *Oligosarcus longirostris* (Menezes e Gèry, 1983) (Osteichthyes, Characidae, Acestrorhynchinae) do reservatório de Salto Segredo – PR**. 1996. 109 f. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) – Universidade de São Carlos, São Carlos.

GODINHO, H. P. Biologia reprodutiva da piaba-facão (*Triportheus gueirtheri*) (Characiforme, Characidae) e o manejo hidrológico da represa de Três Marias. **Rev. Brasil. Biologia**, v. 54, n. 3, p. 515-524, 1994.

_____, FONSECA, M.T. & ARAÚJO, L.M. The ecology of predator fish introductions: the case of Rio Doce Valley Lakes. In: **Ecology and Human Impact on Lakes and Reservoirs in Minas Gerais**, 1994. p.193.

GODOY, M. P. **Peixes do Brasil subordem Characoidei – Bacia do Rio Mogi Guassu**. Piracicaba: Franciscana, 1975. 4 v.

- GOMIERO, L. M.; BRAGA, F. M. S. Reproduction of species of the genus *Cichla* in a reservoir in Southeastern. **Brazil. Braz. J. Biol.**, v. 63, n. 3B, p. 613-624, 2004.
- _____,b. Cannibalism as the main feeding behaviour of tucunares introduced in Southeastern Brazil. **Brazil. Braz. J. Biol.**, v. 64, n. 3B, p. 625-632, 2004.
- HARTMAN, W. L. Lake Erie: effects of exploitation, environmental changes and new species on the fishery resources. **Journal Fisheries Research Board of Canada**, v. 29, n. 6, p. 899-912, 1972.
- HEMRE, G. I.; TARANGER, G. L.; HANSEN, T. Gonadal development influences nutrient utilization in cod (*Gadus morhua*). **Aquaculture**, v. 214, p. 201-209, 2002.
- HERBOLD, B.; MOYLE, P. B. Introduced species and vacant niches. **Amer. Natur.**, v. 128, p. 751-760, 1986.
- HICKLEY, P. Stocking and introduction of fish – a synthesis. In: COWX, I. G. **Rehabilitation of freshwater fishes**. Bodman: Fishing New Book, 1994. p. 247-254.
- HYNES, H. B. N. **The ecology of running waters**. Liverpool: Liverpool University Press, 1970. 555p.
- HÖFLING, J. C. et al. Distribuição, reprodução e alimentação de *Triportheus signatus* (*Triportheus angulatus*) no reservatório de Salto Grande, bacia do rio Piracicaba, SP, Brasil. **Bioikos**, PUC-Campinas, v. 14, n. 1, p. 16-23, 2000.
- HUGHES, R. A. Use of watershed characteristics to select control streams for estimating effects of metal mining wastes on extensively disturbed streams. **Environmental Management**, v. 9, n. 3, p. 253-262, 1985.
- ISAAC-NAHUM, V. J.; VAZZOLLER, A. E. A. M. Biologia reprodutiva de *Micropogonias furnieri* (Desmarest, 1823) (Teleostei, Sciaenidae). 2. Relação gonadossomática, comprimento e peso dos ovários como indicadores do período de desova. **Contr. n. 674 do Inst. Oceanogr. da USP**, v. 35, n. 2, p. 123-134, 1987.
- JEPSEN, D. B. et al. Age structure and growth of peacock cichlids from rivers and reservoirs of Venezuela. **J. Fish. Biol.**, v. 55, p. 433-450, 1999.
- KAMLER, E. **Early life history of fish: an energetics approach**. London: Chapman & Hall, 1992. 267p.
- KARR, J. R. Assessment of biotic integrity using fish communities. **Fisheries**, v. 6, n. 6, p. 21-27, 1981.
- KRAMER, D. L. Reproductive seasonality in the fishes of a tropical stream. **Ecology**, v. 59, p. 976-985, 1978.

- LE CREN, E. D. The length-weight relationship and seasonal cycle in gonad weight and condition in perch *Perca fluviatilis*. **J. Anim. Ecology**, v. 20, n. 2, p. 201-219, 1951.
- LEONARD, P. M.; ORTH, D. J. Application and testing of an index of biotic integrity in small, coolwater streams. **Trans. Am. Fish. Soc.**, v. 115, n. 3, p. 401-414, 1986.
- LIZAMA, M. L. A.; VAZZOLER, A. E. A. M. Crescimento em peixes do Brasil: uma síntese comentada. **Revista UNIMAR**, v. 15, p. 141-173, 1993. (Suplemento).
- LOWE-McCONNELL, R. H. **Ecological studies in tropical fish communities**. Cambridge. Univ. Press, 1987. 382p.
- _____. **Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais**. São Paulo: EDUSP, 1999. 534p.
- MACHADO-ALLISON, A. Ecología de los peces de las áreas inundables de los llanos de Venezuela. **Interciência**, v. 15, n. 6, 1990.
- MARGALEF, R. **Ecologia**. Barcelona: Ediciones Omega, 1977.
- MILLS, E. L. et al. Exotic species and the Integrity of the Great Lakes, lessons from the past. **Bioscience**, v. 44, n. 10, 1994.
- McDOWALL, R. M. Interactions of the native and alien faunas of New Zealand and the problem of fish introductions. **Transactions of the American Fisheries Society**, v. 97, n. 1, 1968.
- NARAHARA, M. Y. **Estrutura da população e reprodução de *Rhamdia hilarii* (Vlaenciennes, 1840) (Pimelodidae, Siluriformes)**. 1983. 226 f. Tese (Doutorado em Zoologia) – Universidade de São Paulo, São Paulo.
- NOMURA, H. **Dicionário de peixes do Brasil**. Brasília: Editerra, 1984. 482p.
- ODUM, E. P. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Editora Guanabara Koogan S.A., 1985. 434p.
- ORSI, M. L.; FORESTI, F.; CARVALHO, E. D. Relação peso/comprimento e composição em comprimento de *Astyanax bimaculatus* em quatro trechos do rio Tibagi, PR. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ZOOLOGIA, 23., 2000, Cuiabá. **Anais...** Cuiabá: UFMT, 2000. 746p.
- PETRERE JR., M. Fisheries in large tropical reservoirs in South America. **Lake Reservoirs Management**, v. 2, p. 111-133, 1996.
- POMPEO, M. L. M. et al. Influência da macrófita aquática *Echinochloa polystachya* (H.B.K.) Hitch sobre os parâmetros físicos e químicos da água na zona de desembocadura do rio Paranapanema na represa de Jurumirim (SP). In:

- SEMINÁRIO REGIONAL DE ECOLOGIA, 8., 1996, São Carlos. **Anais...** São Carlos: Universidade Federal de São Carlos/ PPG-ERN, 1996. 468p.
- RAPPORT, D. J.; WHITFORD, W. How ecosystems respond to stress: common properties of arid and aquatic systems. **Bioscience**, v. 49, n. 3, p. 193-213, 1999.
- RODRIGUES, A. M. et al. Aspectos da estrutura populacional do saguiri *Curimata gilbert* (Quoy & Gaimard, 1824) (=Cyphocharax modesta Fernandez – Yepes, 1948) (Characiformes, Curimatidae), na represa de Ponte Nova, rio Tietê, Estado de São Paulo, Brasil. **B. Inst. Pesca**, v. 17, n. único, p. 77-89, 1990.
- ROSECCHI, E.; THOMAZ, F.; CRIVELLI, A. J. Can life-history traits predict the fate of introduced species? A case study on two cyprinid fish in Southern France. **Freshwater Biology**, v. 46, p. 845-853, 2001.
- ROSS, S. T. Mechanisms structuring stream fish assemblages: are there lessons from introduced species? **Environmental biology of fishes**, v. 30, p. 359-368, 1991.
- SÁ, O. R. **Toxicidade do herbicida Roundap (glifosato) e do acaricida Omite (propargito) nas fases iniciais da ontogenia do bagre, *Rhamdia hylarii* (Vlaenciennes, 1840) (Pimelodidae, Siluriformes)**. 1998. 307 f. Tese (Doutorado) – PPG-ERN, Universidade de São Carlos, São Carlos.
- SÁ, M. F. P. **Caracterização de duas populações de *Astyanax scabripinis* (Jenyns, 1842) de riachos da bacia do rio São Francisco**. 2000. 236 f. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.
- SATO, Y.; GODINHO, H. P. A questão do tamanho da primeira maturação dos peixes de Três Marias, MG. Brasília: CODEVASF, 1988. p. 93-94. (Coletânea de resumos dos encontros da Associação Mineira de Aqüicultura (AMA): 1982-1987).
- SIMBERLOFF, D. Community effects of introduced species. In: NITECKI, M. H. (Ed.). **Biotic crises in ecological and evolutionary time**. New York: Academic Press, 1981. p. 53-81.
- SHAFLAND, P.L. A review of Florida's efforts to regulate, assess and manage exotic fishes. **Fisheries**, 11(2): 20-25. 1986.
- SIMON, T. P.; LYONS, J. Application of the index of biotic integrity to evaluate water resource integrity in freshwater ecosystems. In: **Biological assessment and criteria**. Tools for water resource planning & decision making. Boca Raton, Flórida: Lewis Publishers, 1995. p. 245-262.

- SIROL, R.N. & BRITTO, S.G. Conservação e manejo da ictiofauna: repovoamento. In: NOGUEIRA, M.G.; HENRY, R. & JACIN, A. (eds). **Ecologia de reservatórios – impactos potenciais, ações de manejo e sistema em cascata**. 2005. Pg 275-284.
- SMITH, W. S. **A importância dos tributários, a influência da fragmentação artificial de rios e da introdução de espécies exóticas na comunidade de peixes dos reservatórios do Médio e Baixo Tietê**. 2004. 295 f. Tese (Doutorado) – Universidade de São Paulo, CRHEA, São Carlos.
- SNEDECOR, G. V.; COCHRAN, W. C. **Statistical methods**. Ames: Iowa Sta. Univers., 1971. 593p.
- STEFAN, H. G.; PREUD'HOMME, E. B. Stream temperature estimation from air temperature. **Water Resources Bulletin**, v. 29, n. 1, p. 27-45, 1993.
- STEFANI, P.M. **A ecologia trófica de espécies alóctones (*Cichla cf monoculus*, *Plagioscion squamosissimus*) e nativa (*Geophagus brasiliensis*) nos reservatórios do rio Tietê- SP**. EM PREPARAÇÃO
- STURGES, H. A. The choice of a class interval. **Journal of the American Statistical Association**, v. 21, p. 65-66, 1926.
- SUZUKI, H. I.; AGOSTINHO, A. A. Reprodução de peixes do reservatório de Segredo. In: AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. (Eds.). **Reservatório de Segredo, bases ecológicas para o manejo**. Maringá: Eduem, 1997. p. 163-182.
- TAYLOR, J. N.; COURTENAY, W. R.; McCANN, J. A. Know impacts of exotic fishes in the Continental United States. In: COURTENAY Jr., W. R.; STAUFFER Jr. (Eds.). **Distribution, biology and management of exotic fishes**. Baltimore: Johns Hopkins University Press, 1984. p. 322-373.
- VAZZOLER, A. E. A. M. **Manual de métodos para estudos biológicos de populações de peixes**. I Reprodução e crescimento. Brasília: CNPq, Programa Nacional de Zoologia, 1981. 106p.
- _____. **Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática**. Maringá: EDUEM; São Paulo: SBI, 1996. 169p.
- VERANI, J. R. et al. Avaliação das fêmeas de espécies ícticas aptas à introdução reprodutiva: critério embasado no fator de condição relativo. In: SEMINÁRIO REGIONAL DE ECOLOGIA, 8., 1997, São Carlos. **Anais...** São Carlos: Universidade Federal de São Carlos, PPG-ERN, 1997. v. 1, p. 323-332.

- VIEIRA, L. J. S. **Caracterização estrutural de comunidades ícticas de Três Lagoas Marginais do rio Mogi-Guaçu (SP) sujeitas a diferentes graus de assoreamento**. 1999. 133 f. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de São Carlos, PPG-ERN, São Carlos.
- WINEMILLER, K. O. Ecology of peacock cichlids (*Cichla* spp.) in Venezuela. **Journal of Aquariculture and Aquatic Sciences**, v. 9, p. 93-112, 2001.
- WELCOMME, R. L. International introductions of in land aquatic species. In: **FAO Fish. Tech. Papers**, n. 294, 1988.
- WOOTTON, R. J. Introduction: tactics and strategies in fish reproduction. In: POTTS, G. W.; WOOTTON, R. J. (Eds.). **Fish reproduction strategies and tactics**. New York: Academic Press Chapman and Hall, 1984.
- _____. **Ecology of teleost fishes**. London: Ed. Chapman & Hall, 1990. 404p.
- WOYNAROVICH, E. The hydroelectric power plants and the fish fauna. **Verh. Int. Ver. Limnol.**, v. 24, p. 531-2536, 1991.

ANEXOS

ANEXO A - TESTE t DE STUDENT PARA COMPARAÇÃO DOS VALORES DE b PARA OS MACHOS E FÊMEAS DA PLAGIOSCION SQUAMOSISSIMUS (SP 28)

One-sample t test of B with 2 cases; Ho: Mean = 3.000
 Mean = 2.994 95.00% CI = 2.918 to 3.070
 SD = 0.008 t = -1.000
 df = 1 Prob = 0.500

ANEXO B - TESTE t DE STUDENT PARA COMPARAÇÃO DOS VALORES DE KN NOS DIFERENTES ESTÁDIOS DE MATURAÇÃO GONADAL COM O VALOR DE REFERÊNCIA 1 (UM).

- MACHOS EM MATURAÇÃO

One-sample t test of KN with 132 cases; Ho: Mean = 1.000
 Mean = 1.006 95.00% CI = 0.990 to 1.022
 SD = 0.093 t = 0.730
 df = 131 Prob = 0.467

- MACHOS MADUROS

One-sample t test of KN with 4 cases; Ho: Mean = 1.000
 Mean = 1.031 95.00% CI = 0.876 to 1.185
 SD = 0.097 t = 0.629
 df = 3 Prob = 0.574

- FÊMEAS EM MATURAÇÃO

One-sample t test of KN with 84 cases; Ho: Mean = 1.000
 Mean = 1.007 95.00% CI = 0.990 to 1.024
 SD = 0.077 t = 0.850
 df = 83 Prob = 0.398

- FÊMEAS MADURAS

One-sample t test of KN with 2 cases; Ho: Mean = 1.000
 Mean = 1.119 95.00% CI = 0.449 to 1.788
 SD = 0.075 t = 2.257
 df = 1 Prob = 0.266

- IMATUROS

One-sample t test of KN with 120 cases; Ho: Mean = 1.000

Mean = 1.022 95.00% CI = 1.003 to 1.041

SD = 0.106 t = 2.312

df = 119 Prob = 0.022

ANEXO C - RELAÇÃO DOS VALORES DE IGS DOS MACHOS E DAS FÊMEAS COM AS TAXAS DE PRECIPITAÇÃO

ANEXO D - RELAÇÃO DOS VALORES DE IGS DOS MACHOS E DAS FÊMEAS COM A TEMPERATURA DA ÁGUA

ANEXO E - RELAÇÃO DOS VALORES DE IGS DOS MACHOS E DAS FÊMEAS COM A CONDUTIVIDADE

ANEXO F - TESTE t DE STUDENT PARA COMPARAÇÃO DOS VALORES DE DOS KN MENSAIS PARA OS MACHOS E FÊMEAS DA *PLAGIOSCION SQUAMOSISSIMUS* (SP 28)

MACHOS EM FEVEREIRO

One-sample t test of KN with 56 cases; Ho: Mean = 1.000
 Mean = 1.062 95.00% CI = 1.042 to 1.083
 SD = 0.077 t = 6.099
 df = 55 Prob = 0.000

• **MACHOS EM JUNHO**

One-sample t test of KN with 54 cases; Ho: Mean = 1.000
 Mean = 1.013 95.00% CI = 0.991 to 1.035
 SD = 0.080 t = 1.221
 df = 53 Prob = 0.227

• **MACHOS EM SETEMBRO**

One-sample t test of KN with 20 cases; Ho: Mean = 1.000
 Mean = 0.939 95.00% CI = 0.898 to 0.980
 SD = 0.087 t = -3.138
 df = 19 Prob = 0.005

- MACHOS EM NOVENBRO

One-sample t test of KN with 40 cases; Ho: Mean = 1.000
 Mean = 0.944 95.00% CI = 0.922 to 0.966
 SD = 0.069 t = -5.137
 df = 39 Prob = 0.000

- FÊMEAS EM FEVEREIRO

One-sample t test of KN with 52 cases; Ho: Mean = 1.000
 Mean = 1.048 95.00% CI = 1.031 to 1.065
 SD = 0.061 t = 5.711
 df = 51 Prob = 0.000

- FÊMEAS EM JUNHO

One-sample t test of KN with 32 cases; Ho: Mean = 1.000
 Mean = 0.960 95.00% CI = 0.931 to 0.989
 SD = 0.080 t = -2.831
 df = 31 Prob = 0.008

- FÊMEAS EM SETEMBRO

One-sample t test of KN with 14 cases; Ho: Mean = 1.000
 Mean = 0.969 95.00% CI = 0.935 to 1.004
 SD = 0.060 t = -1.902
 df = 13 Prob = 0.080

- FÊMEAS EM NOVENBRO

One-sample t test of KN with 8 cases; Ho: Mean = 1.000
 Mean = 0.948 95.00% CI = 0.875 to 1.021
 SD = 0.088 t = -1.680
 df = 7 Prob = 0.137

ANEXO G – REGRESSÃO E ANOVA REFERENTE À FIGURA 9

- MACHOS

Dep Var: LNWT N: 170 Multiple R: 0.992 Squared multiple R: 0.985

Adjusted squared multiple R: 0.985 Standard error of estimate: 0.092

Effect	Coefficient	Std Error	Std Coef	Tolerance	t	P(2 Tail)
CONSTANT	-3.909	0.083	0.000	.	-46.936	0.000
LNLT	3.000	0.029	0.992	1.000	104.991	0.000

Analysis of Variance

Source	Sum-of-Squares	df	Mean-Square	F-ratio	P
Regression	92.324	1	92.324	11023.152	0.000
Residual	1.407	168	0.008		

Durbin-Watson D Statistic 1.308
 First Order Autocorrelation 0.339

Plot of Residuals against Predicted Values

- FEMEAS

Dep Var: LNWT N: 106 Multiple R: 0.994 Squared multiple R: 0.989

Adjusted squared multiple R: 0.989 Standard error of estimate: 0.082

Effect	Coefficient	Std Error	Std Coef	Tolerance	t	P(2 Tail)
CONSTANT	-3.858	0.091	0.000	.	-42.468	0.000
LNLT	2.988	0.031	0.994	1.000	95.774	0.000

Analysis of Variance

Source	Sum-of-Squares	df	Mean-Square	F-ratio	P
Regression	61.333	1	61.333	9172.712	0.000
Residual	0.695	104	0.007		

Durbin-Watson D Statistic 1.062
First Order Autocorrelation 0.451

Plot of Residuals against Predicted Values

- IMATUROS

Dep Var: LNWT N: 185 Multiple R: 0.978 Squared multiple R: 0.957

Adjusted squared multiple R: 0.957 Standard error of estimate: 0.118

Effect	Coefficient	Std Error	Std Coef	Tolerance	t	P(2 Tail)
CONSTANT	-3.764	0.118	0.000	.	-31.885	0.000
LNLT	2.939	0.046	0.978	1.000	64.141	0.000

Analysis of Variance

Source	Sum-of-Squares	df	Mean-Square	F-ratio	P
Regression	57.223	1	57.223	4114.049	0.000
Residual	2.545	183	0.014		

*** WARNING ***

Case	88 is an outlier	(Studentized Residual =	-5.332)
Case	115 is an outlier	(Studentized Residual =	-5.802)
Case	120 is an outlier	(Studentized Residual =	-4.152)

Durbin-Watson D Statistic 1.821
First Order Autocorrelation 0.087

Plot of Residuals against Predicted Values

ANEXO G – GRÁFICO DA RELAÇÃO PESO TOTAL (WT) X COMPRIMENTO TOTAL (LT) PARA AS CORVINAS. ESPÉCIE SEM DIMORFISMO SEXUAL, ESTÁ APRESENTADA A SEGUIR UMA ÚNICA CURVA EXPONENCIAL PARA AMBOS OS SEXOS.