

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO OESTE DO PARANÁ – UNIOESTE
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E TECNOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS - GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AGRÍCOLA

TRANSPORTE DE SÓLIDOS SUSPENSOS, NITROGÊNIO, FÓSFORO
TOTAL DISSOLVIDO E A ICTIOFAUNA DE RIACHOS DA SUB-
BACIA DO PARANÁ III

LUCIANO CAETANO DE OLIVEIRA

CASCADEL -PR

Fevereiro - 2007

LUCIANO CAETANO DE OLIVEIRA

**TRANSPORTE DE SÓLIDOS SUSPENSOS, NITROGÊNIO, FÓSFORO
TOTAL DISSOLVIDO E A ICTIOFAUNA DE RIACHOS DA SUB-BACIA
DO PARANÁ III**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, em cumprimento parcial aos requisitos para obtenção do título de Mestre em Engenharia Agrícola, área de concentração em **Engenharia de Recursos Hídricos e Meio Ambiente**.

Orientador: Prof^o. Dr. Benedito Martins
Gomes

Co-Orientador: Prof^o. Dr. Gilmar
Baumgartner

CASCADEL - PR

Fevereiro – 2007

LUCIANO CAETANO DE OLIVEIRA

TRANSPORTE DE SÓLIDOS SUSPENSOS, NITROGÊNIO,
FÓSFORO TOTAL DISSOLVIDO E A ICTIOFAUNA DE RIACHOS DA
SUB-BACIA DO PARANÁ III.

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, em cumprimento parcial aos requisitos para obtenção do título de Mestre em Engenharia Agrícola, área de concentração Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, **aprovada** pela seguinte banca examinadora:

Orientador: Prof. Dr. Benedito Martins Gomes

Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas, UNIOESTE

Prof^a. Dra. Carla Simone Pavanelli

Núcleo de Pesquisas em Limnologia Ictiologia e Aqüicultura, UEM,

Prof. Dr. Bartolomeu Tavares

Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, UNIOESTE

Cascavel, 09 de fevereiro de 2007.

DEDICO

*Aos meus pais, Ailton e Vera,
ao meu irmão Leonardo
e, em especial, à minha esposa Adriana,
que sempre contribuiu para minha formação
acadêmica e pessoal.*

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais, Ailton e Vera, pelo carinho e compreensão em todos os momentos da minha vida e por nunca terem deixado de acreditar em mim.

Ao meu irmão Leonardo, por sempre estar do meu lado quando precisei.

À minha esposa Adriana Ferla de Oliveira, por me ajudar na vida acadêmica e pessoal.

Aos meus avós maternos Adelaide e Francisco (*in memoriam*), aos meus avós paternos Francisco (*in memoriam*) e Margarida, por participarem, ativamente da minha vida.

Ao meu tio Adilson, por sempre me ajudar e incentivar.

Ao meu orientador Dr. Benedito Martins Gomes, que me orientou na condução deste trabalho e proporcionou o meu desenvolvimento no Programa de Pós-graduação e por ser um grande amigo e profissional.

Ao meu co-orientador Dr. Gilmar Baumgartner, que me orientou neste trabalho e proporcionou o meu desenvolvimento acadêmico e por ser um grande exemplo de professor e profissional.

Ao Ms^c. Dirceu Baumgartner, pela amizade e apoio em todos os momentos.

Aos técnicos de laboratório: Eng. de Pesca Vitor André Frana, Eng. De Pesca Pedro Rogério Leandro da Silva, Eng. de Pesca Tiago Debona e ao Eng. Vinicius Valiente dos Santos, pelo apoio e grande amizade.

A todos os estagiários do Gerpel, que auxiliaram nas coletas, identificação, digitação, por que sem a ajuda deles, não seria possível concretizar esse trabalho.

Aos meus grandes amigos André Luis Gentelini e Dilcemara Zenatti, pelo apoio e companherismo.

À Dr^a Carla Simome Pavanelli, pela grande ajuda na identificação dos peixes.

Ao Grupo de Pesquisas em Recursos Pesqueiros e Limnologia (Gerpel),
pela oportunidade oferecida.

Ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Agrícola, área de
concentração em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, e a
todos os professores do curso.

SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS.....	viii
LISTA DE FIGURAS.....	ix
RESUMO	xii
SUSPENDED SOLIDS OF TRANSPORT, NITROGEN, total phosphorus dissolved AND ICTYOFAUNA IN STREAMS OF THE SUB - BASIN OF PARANÁ III.....	xiii
ABSTRACT.....	xiii
<u>INTRODUÇÃO.....</u>	<u>xiv</u>
CAPÍTULO 1.....	xvi
<u>1 VARIAÇÃO ESPACIAL E TEMPORAL DOS FATORES LIMNOLÓGICOS EM RIACHOS DA MICROBACIA DO RIO SÃO FRANCISCO VERDADEIRO.....</u>	<u>xvi</u>
RESUMO	xvii
<u>1.1 INTRODUÇÃO.....</u>	<u>1</u>
<u>1.2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....</u>	<u>3</u>
<u>1.2.1 Bacia Hidrográfica.....</u>	<u>3</u>
<u>1.2.1.1 Corpos hídricos</u>	<u>4</u>
<u>1.2.1.2 Política de recursos hídricos</u>	<u>5</u>
<u>1.2.2 Ação Antrópica Regional.....</u>	<u>6</u>
<u>1.2.3 Retenção da Vegetação Ripária.....</u>	<u>7</u>
<u>1.3 MATERIAL E MÉTODOS.....</u>	<u>12</u>
<u>1.3.1 Área de Estudo.....</u>	<u>12</u>
<u>1.3.1.1 Riacho Curvado.....</u>	<u>13</u>
<u>1.3.1.2 Riacho Ajuricaba.....</u>	<u>14</u>
<u>1.3.1.3 Riacho Arroio Fundo.....</u>	<u>15</u>
<u>1.3.2 Coleta de Água</u>	<u>15</u>
<u>1.3.3 Análises Estatísticas.....</u>	<u>16</u>
<u>1.4 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....</u>	<u>18</u>

<u>1.5 CONCLUSÃO.....</u>	<u>33</u>
<u>REFERÊNCIAS.....</u>	<u>34</u>
CAPÍTULO 2.....	42
<u>2 PADRÕES ESPACIAIS E TEMPORAIS NA ABUNDÂNCIA DE PEIXES</u> <u>EM RIACHOS DA MICROBACIA DO RIO SÃO FRANCISCO</u> <u>VERDADEIRO.....</u>	<u>42</u>
RESUMO	43
ABSTRACT.....	44
<u>2.1 INTRODUÇÃO.....</u>	<u>45</u>
<u>2.2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....</u>	<u>47</u>
<u>2.2.1 Ictiofauna.....</u>	<u>47</u>
<u>2.2.1.1 Indicativos de impacto sobre o meio ambiente aquático.....</u>	<u>48</u>
<u>2.3 MATERIAL E MÉTODOS.....</u>	<u>49</u>
<u>2.3.1 Área de Estudo.....</u>	<u>49</u>
<u>2.3.1.1 Riacho Curvado.....</u>	<u>50</u>
<u>2.3.1.2 Riacho Ajuricaba.....</u>	<u>51</u>
<u>2.3.1.3 Riacho Arroio Fundo.....</u>	<u>52</u>
<u>2.3.2 Coleta e Análise da Ictiofauna.....</u>	<u>53</u>
<u>2.3.3 Análise Estatística.....</u>	<u>55</u>
<u>2.4 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....</u>	<u>57</u>
<u>2.5 CONCLUSÃO.....</u>	<u>71</u>
<u>REFERÊNCIAS.....</u>	<u>73</u>

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Geoposicionamento das estações de coletas.....	12
Tabela 2 - Parâmetros físicos e químicos avaliados no período de junho de 2005 a abril de 2006.....	16
Tabela 3 - Autovetores das variáveis limnológicas, obtidas pela Análise de Componentes Principais e autovalores dos eixos CP1, CP2 e CP3.	30
Tabela 4 - Geoposicionamento das estações de coletas.	49
Tabela 5 - Agrupamento das diferentes espécies capturadas nas 6 estações de amostragem, entre junho de 2005 e abril de 2006.....	59
Tabela 6 - Constância das espécies, em cada estação de amostragem entre junho de 2005 e abril de 2006.....	60
Tabela 7 - Densidade (N.ha-1) e biomassa (Kg.ha-1) de peixes nas seis estações de amostragem, no período de junho de 2005 e abril de 2006.....	62
Tabela 8 - Escores da análise de componentes principais e autovalores dos eixos CP1, CP2 e CP3 e correlações de Pearson entre os escores dos eixos e densidade das espécies.....	67
Tabela 9 - Escores da análise de componentes principais e autovalores dos eixos CP1, CP2 e CP3 (a) e (b) correlações de Pearson entre os escores dos eixos e densidade das espécies.....	69

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Filtragem dos sedimentos trazidos pelo escoamento superficial.....	8
Figura 2 - Transformação do nitrogênio proveniente do escoamento.....	9
Figura 3 - Filtragem do fósforo pela mata ripária.....	11
Figura 4 - Estações de amostragem situadas na microbacia do rio São Francisco Verdadeiro.....	13
Figura 5 - Estações do riacho Curvado.....	14
Figura 6 - Estações do riacho Ajuricaba.....	14
Figura 7 - Estações do riacho Arroio Fundo.....	15
Figura 8 - Variação (a) espacial, (b) temporal (□ valores médios; I erro padrão) e (c) Histograma dos resultados de condutividade elétrica, obtidos de junho de 2005 a maio de 2006, nas 6 estações de amostragem.....	18
Figura 9 - Variação (a) espacial, (b) temporal (□ valores médios; I erro padrão) e (c) Histograma dos resultados de pH, obtidos de junho de 2005 a maio de 2006, nas 6 estações de amostragem.....	20
Figura 10 - Variação (a) espacial e (b) temporal (□ valores médios; I erro padrão) e (c) Histograma dos resultados da temperatura, obtidos de junho de 2005 a maio de 2006, nas 6 estações de amostragem.....	21
Figura 11 - Variação (a) espacial e (b) temporal (□ valores médios; I erro padrão) e (c) Histograma dos resultados de oxigênio dissolvido, obtidos de junho de 2005 a maio de 2006, nas 6 estações de amostragem.....	22
Figura 12 - Variação (a) espacial, (b) temporal (□ valores médios; I erro padrão) e (c) Histograma dos resultados de turbidez, obtidos de junho de 2005 a maio de 2006, nas 6 estações de amostragem.....	24
Figura 13 - Variação (a) espacial, (b) temporal (□ valores médios; I erro padrão) e (c) Histograma dos resultados de material em suspensão, obtidos de junho de 2005 a maio de 2006, nas 6 estações de amostragem.	25

Figura 14 - Variação (a) espacial, (b) temporal (□ valores médios; I erro padrão) e (c) Histograma dos resultados de nitrogênio amoniacal, obtidos de junho de 2005 a maio de 2006, nas 6 estações de amostragem.....	26
Figura 15 - Variação (a) espacial, (b) temporal (□ valores médios; I erro padrão) e (c) Histograma dos resultados de nitrogênio total, obtidos de junho de 2005 a maio de 2006, nas 6 estações de amostragem.....	27
Figura 16 - Variação (a) espacial, e (b) temporal (□ valores médios; I erro padrão) e (c) Histograma dos resultados de fósforo total dissolvido, obtidos de junho de 2005 a maio de 2006, nas 6 estações de amostragem.	28
Figura 17 - Variação (a) espacial, (b) temporal (□ valores médios; I erro padrão) e (c) Histograma dos resultados de ortofosfato, obtidos de junho de 2005 a maio de 2006, nas 6 estações de amostragem.....	29
Figura 18 - Ordenação dos eixos da análise de componentes principais, obtidos de junho de 2005 a maio de 2006, nas 6 estações de amostragem.	30
Figura 19 - Valores médios dos escores (a = CP1, b = CP2 e c = CP3), derivados da matriz de fatores limnológicos, no período de junho de 2005 a maio de 2006, nas 6 estações de amostragem.....	32
Figura 20 - Estações de amostragem situadas na microbacia do rio São Francisco Verdadeiro.....	50
Figura 21 - Estações do riacho Curvado.....	51
Figura 22 - Estações do riacho Ajuricaba.....	52
Figura 23 - Estações do riacho Arroio Fundo.....	53
Figura 24 - Procedimento de delimitação da área amostral (esquerda) e procedimento de pesca elétrica (direita).....	54
Figura 25 - Procedimento de triagem "in situ" (esquerda) e exemplar que será fixado (direita).....	55
Figura 26 - Biomassa dos riachos Curvado (a), Ajuricaba (b) e Arroio Fundo (c), nos trechos amostrados de junho de 2005 a abril de 2006.....	63
Figura 27 - Densidade dos riachos Curvado (a), Ajuricaba (b) e Arroio Fundo (c), nos trechos amostrados entre junho de 2005 e abril de 2006.....	64

Figura 28 - Diversidade específica (a), Equitabilidade (b) e Riqueza de espécie (c), nas estações de amostragem, entre junho de 2005 e abril de 2006. 66

RESUMO

O presente estudo tem como objetivo analisar o transporte de nutrientes e a ictiofauna de três riachos da microbacia do rio São Francisco Verdadeiro, Marechal Cândido Rondon, Paraná, Brasil, foram estabelecidas seis estações de coleta em três riachos (Curvado, Ajuricaba e Arroio Fundo), sendo uma estação na foz e outra na nascente. As coletas de água foram obtidas entre junho de 2005 e maio de 2006, totalizando 72 amostras que abrangeram diferentes fases do ciclo hidrológico, e para avaliar os padrões espaciais e temporais na abundância de peixes, realizou-se coletas bimestralmente no período de junho de 2005 a abril de 2006. Foram analisadas as seguintes variáveis: temperatura, pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, turbidez, material em suspensão, fósforo total dissolvido, ortofosfato, nitrogênio total e nitrogênio amoniacal. A análise de componentes principais (ACP) discriminou o sistema com base nos maiores valores registrados para as variáveis limnológicas, ficando separados os períodos influenciados pelas secas e chuvas. As coletas resultaram na captura de 2676 exemplares pertencentes a 29 espécies distribuídas em nove famílias. As estações de nascente apresentaram uma alta densidade em número de indivíduos e maiores valores de diversidade, equitabilidade e riqueza de espécies em relação à Foz. Contudo, o aporte de material alóctone contribuiu para a estruturação temporal dos peixes, reflexo do período chuvoso, que não foi responsável por mudanças espaciais, mas sendo assim cabe a ressalva da importância do manejo adequado da bacia, no intuito de preservar não só a biota aquática, como a vida ao redor dela.

Palavras-chave: Variáveis físicas e químicas, material alóctone, ictiofauna.

**SUSPENDED SOLIDS OF TRANSPORT, NITROGEN, TOTAL
PHOSPHORUS DISSOLVED AND ICTYOFAUNA IN STREAMS OF
THE SUB - BASIN OF PARANÁ III**

ABSTRACT

The present study has as objective analyzes the transport of nutrients and the ichtyofauna of streams of the São Francisco Verdadeiro river micro-basin, in Marechal Cândido Rondon, Paraná, Brazil, six sampling stations were established in three streams (Curvado, Ajuricaba and Arroio Fundo) - one station at the mouth and other at the spring of the streams. Water samples were carried out between June 2005 and May 2006, totalizing 72 samples, in different stages of the hydrologic cycle, of evaluating spatial and temporal patterns during the period of June of 2005 and April of 2006 of the fish, bimonthly samplings were accomplished by the method of electric fishing in two sampling sites. The following variables were analyzed: temperature, pH, electric conductivity, dissolved oxygen, turbidity, suspension material, total phosphorus dissolved, orthophosphate, total nitrogen and amoniacal nitrogen. The Principal Components Analysis (PCA) discriminated the system in based on the largest values registered for the limnological variables that separated the periods influenced by droughts and rains. The collections resulted in 2,676 units pertaining to 29 species distributed in eight families. The spring stations presented a high density in number of individuals and larger diversity values, equitability and richness of species when compared to the mouth. However, the contribution of aloctone material contributed to the temporary structuring of the fish, reflex of the rainy period, which was not responsible for the space changes. It's worth safeguarding the importance of the appropriate handling of the basin, if it was the intention of preserving not only the aquatic biota, but the life around her, as well.

Keywords: Physical and chemical variables, aloctone material, ichtyofauna.

INTRODUÇÃO

As águas interiores, rios e riachos tendem a ser os primeiros habitats a sofrer degradação, por serem os locais de escolha dos homens para se estabelecer às margens dos rios, utilizando essas águas para diversas finalidades. O uso indevido desses sistemas aquáticos pode causar danos de extensão considerável, devido à continuidade dos rios (MATSUMURA–TUNDISI, 1999).

O regime de precipitação tem grande importância no transporte de material. Dependendo da cobertura vegetal na bacia hidrográfica, o escoamento superficial apresentará diferentes intensidades na remoção de nutrientes e sedimentos dos ecossistemas terrestres para os rios (HENRY; SANTOS; CAMARGO, 1999). As bacias de drenagem, quando cobertas por florestas, tendem a exportar menos nitrogênio e fósforo que áreas de pastagem e de uso agrícola. Assim, o constante uso do solo pela agricultura e pela pecuária torna-se um dos problemas-chaves e ameaçadores dos recursos hídricos, em função da quantidade de material exportado para o meio aquático (HENRY; SANTOS; CAMARGO, 1999).

Na Bacia do Paraná III, o rio São Francisco Verdadeiro, se localiza em uma região de extrema atividade agrícola e industrial, o que causou, e causa para a região, um forte impacto ambiental, principalmente sobre os cursos de água. A grande devastação da cobertura vegetal regional, com a implantação de atividades agrícolas e da suinocultura, proporcionou impactos ambientais, tanto para o ambiente terrestre, como para o ambiente aquático, principalmente no que diz respeito a fontes poluidoras, que apresentam entrada pontual ou difusa, algumas vezes de difícil identificação.

A comunidade de peixes de riachos constitui-se em excelente grupo indicador da integridade biótica, a qual, associada à integridade física e química dos *habitats* do ecossistema, compõe a integridade ecológica ou biológica, definida como a manutenção da capacidade de auto-organização do sistema, em

diferentes escalas de tempo e espaço (CASATTI *et al.* 2002). A riqueza de espécies em um corpo hídrico está diretamente relacionada com o grau de preservação e a complexidade do hábitat ABES (1998). Dessa maneira, o conhecimento das características físicas, químicas e biológicas dos riachos permitirá a caracterização dos ambientes, de acordo com o uso da bacia hidrográfica.

CAPÍTULO 1

1 VARIÇÃO ESPACIAL E TEMPORAL DOS FATORES LIMNOLÓGICOS EM RIACHOS DA MICROBACIA DO RIO SÃO FRANCISCO VERDADEIRO

RESUMO

Com objetivo de caracterizar espacial e temporalmente os riachos da microbacia do rio São Francisco Verdadeiro, Marechal Cândido Rondon, Paraná, Brasil, em função de fatores limnológicos, foram estabelecidas seis estações de coleta em três riachos (Curvado, Ajuricaba e Arroio Fundo), sendo uma estação na foz e outra na nascente. As coletas de água foram obtidas entre junho de 2005 e maio de 2006, totalizando 72 amostras que abrangeram diferentes fases do ciclo hidrológico. Foram analisadas as seguintes variáveis: temperatura, pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, turbidez, material em suspensão, fósforo total dissolvido, ortofosfato, nitrogênio total e nitrogênio amoniacal. De acordo com a análise de variância houve baixa variabilidade entre as estações de coleta, porém a variação temporal demonstrou a influência do ciclo hidrológico. A análise de componentes principais (ACP) discriminou o sistema com base nos maiores valores registrados para as variáveis limnológicas, ficando separados os períodos influenciados pelas secas e chuvas. A maior parte das variáveis está associada com período de chuvas, no entanto, há concentrações esporádicas de nutrientes na seca e menores valores de oxigênio dissolvido, demonstrando a dificuldade de diluição neste período, causada pela diminuição da chuva e conseqüentemente do volume de água dos riachos.

Palavras-Chaves: Variáveis físicas e químicas, limnologia, material alóctone.

**SPATIAL AND TEMPORAL VARIATION I OF LIMNOLOGICAL
FACTORS IN STREAMS OF THE MICRO-BASIN OF THE SÃO
FRANCISCO VERDADEIRO RIVER.**

ABSTRACT

With the objective of characterizing spatially and temporarily streams of the São Francisco Verdadeiro river micro-basin, in Marechal Cândido Rondon, Paraná, Brazil, considering limnological factors, six sampling stations were established in three streams (Curvado, Ajuricaba and Arroio Fundo) - one station at the mouth and other at the spring of the streams. Water samples were carried out between June 2005 and May 2006, totalizing 72 samples, in different stages of the hydrologic cycle. The following variables were analyzed: temperature, pH, electric conductivity, dissolved oxygen, turbidity, suspension material, total phosphorus dissolved, orthophosphate, total nitrogen and amoniacal nitrogen. According to ANOVA (variance analysis) it was observed low variability among the sampling stations however the temporal variation demonstrated the influence of the hydrologic cycle. The Principal Components Analysis (PCA) discriminated the system in based on the largest values registered for the limnological variables that separated the periods influenced by droughts and rains. Most of the variables is associated with the rain period, however, sporadic concentration of nutrients in the drought and smaller dissolved oxygen values indicates a dilution difficulty in this period, caused by decrease of rain and consequently decrease of water volume in the streams.

Keywords: Physical and chemical variables, limnology, aloctone material.

1.1 INTRODUÇÃO

A água, constituinte fundamental de todas as manifestações da vida, representa $\frac{3}{4}$ da superfície da Terra e está presente no interior ou exterior de qualquer célula. De toda a água existente no planeta, somente 3% corresponde a água doce e, desta pequena fração, somente 15% estão disponíveis para consumo humano (TUNDISI, 2003). As águas interiores (rios, riachos e lagos) são os primeiros *habitats* a sofrerem degradação, por serem os locais escolhidos pelos homens para se estabelecer às suas margens, utilizando-se dessas águas para diversas finalidades. O uso indevido desses sistemas aquáticos pode causar danos de extensão considerável, devido à continuidade dos rios (MATSUMURA-TUNDISI, 1999).

Dentre as diversas teorias ecológicas para ecossistemas lóticos, o conceito do contínuo fluvial (CCF) estabelece que a organização longitudinal nos ecossistemas de águas correntes é definida por um gradiente das variáveis ambientais, que são afetadas pelos componentes químicos e biológicos (VANNOTE *et al.*, 1980). Além disso, está também estabelecido que as características observadas em um determinado local do rio são resultantes de processos locais e daqueles ocorridos a montante (SABATER; ARMENGOL; SABATER, 1989).

Segundo MEYBECK e HELMER (1992), a qualidade da água em um determinado ponto de amostragem de um rio depende de vários fatores, entre eles, do escoamento superficial e subterrâneo, das reações ocorridas dentro do sistema, da mistura de águas de tributários de diferentes qualidades e da entrada de poluentes.

Os rios estão sujeitos a inúmeras perturbações e a biota aquática reage a esses estímulos, sejam eles naturais ou antrópicos (BUSS; NESSIMIAN, 2003). A detecção dos resultados do impacto sobre os rios depende do uso de

bioindicadores, combinados com variáveis físicas e químicas que regem o funcionamento dos ecossistemas (CALLISTO *et al.*, 2004). O rio, normalmente, é habitado por várias espécies de bactérias, algas, peixes e outros organismos que, principalmente as bactérias, são responsáveis pela autodepuração desse ambiente. Porém, quando o rio recebe grande quantidade de despejos de esgotos domésticos, industriais e outros, ocorre o desequilíbrio entre o lançamento e a capacidade de carga do sistema, causando diferentes graus de poluição ambiental e tornando a capacidade de autodepuração do corpo hídrico nula (RIBEIRO, 2002).

Fundamentado nas considerações acima foram estabelecidos como objetivos para este trabalho: caracterizar e avaliar as diferenças entre os parâmetros limnológicos, no âmbito espacial (estações de amostragem) e temporal (junho de 2005 a maio de 2006), sendo que as relações entre alguns parâmetros limnológicos podem refletir a situação dos corpos hídricos.

1.2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

1.2.1 Bacia Hidrográfica

As bacias hidrográficas são unidades naturais no estudo dos ecossistemas, tanto terrestres quanto aquáticos continentais. O impacto do homem sobre as águas continentais tem sido grande e vem aumentando, pois tradicionalmente se tem empregado os rios para eliminar os efluentes resultantes das atividades humanas. Outras atividades antrópicas, como o corte e queima das matas, uso inadequado do solo, agricultura, construção e uso de cidades e rodovias, também contribuem para aumentar a concentração de materiais na água de escoamento (MARGALEF, 1983).

O rio Paraná, o mais importante da bacia do Prata, flui no sentido Norte-Sul por mais de 4.000 km, determinando um gradiente geológico, hídrico, biótico e de produtividade ao longo do seu curso. Esse rio, com bacia de drenagem de 1.237.000 km² de área, possui elevada importância, devido à sua extensão no território brasileiro e aos milhões de habitantes de sua bacia hidrográfica. Essa bacia abrange os estados de Minas Gerais, Goiás, Mato Grosso, São Paulo, Mato Grosso do Sul e Paraná, sendo este o último a ser banhado por esse rio em território nacional (GERPEL/ITAIPU BINACIONAL, 2005). No estado do Paraná, os tributários do rio, responsáveis pela drenagem, provocam um enorme grau de relação entre a bacia de drenagem e seus usuários, que ocorre desde os pequenos riachos, passando pelos de médio porte e atingindo o rio principal.

Devido à magnitude, essa bacia hidrográfica foi subdividida em oito sub-bacias, nas quais está incluída a sub-bacia do Paraná III, caracterizada por apresentar grande quantidade de solo fértil para a implantação de atividades

agrícolas e agroindustriais, potencializando impactos ambientais, como a poluição dos rios e lagos da região. Essa sub-bacia é constituída por inúmeras microbacias hidrográficas, das quais pode-se destacar a microbacia do rio São Francisco Verdadeiro que, dentre aquelas pertencentes à sub-bacia do Paraná III, é a que abrange maior extensão territorial, passando por diversos municípios da região Oeste do Paraná (PARANÁ, 2005).

O rio São Francisco Verdadeiro, que se estende desde sua nascente no município de Cascavel, passando por Toledo, Ouro Verde do Oeste, São José das Palmeiras, Marechal Cândido Rondon, Entre Rios do Oeste e Pato Bragado, deságua no reservatório da Usina Hidrelétrica de Itaipu, construído sobre a calha do antigo rio Paraná. Drena uma região de grande importância agrícola, agropecuária e agroindustrial do Brasil, caracterizada pelos elevados índices de produtividade (SOMA, 2002). Nessa microbacia estão localizados os rios Ajuricaba, Arroio Fundo e Curvado, que estão situados em uma região de práticas agrícolas intensivas e exposta a diversas formas de impacto ambiental.

1.2.1.1 Corpos hídricos

Os sistemas fluviais são considerados abertos e contínuos, portanto, recebem todas as características das áreas adjacentes de sua bacia de drenagem. Essa integração entre os rios e seus ambientes circundantes os transforma numa unidade funcional mais equilibrada (MARGALEF, 1983). Os rios são alimentados pela água da chuva, que escoar e percola através do solo, carreando substâncias particuladas e solúveis, influenciando sua composição química (NETO *et al.* 1993). O uso da terra e as características morfológicas em uma bacia hidrográfica também podem ter uma grande influência na composição química, física e biológica do rio (RIOS; CALIJURI, 1995). Quando um ecossistema lótico está contaminado ou eutrofizado, ele está, na verdade,

respondendo à tensão recebida pelos ecossistemas terrestres, refletindo o “estado de saúde da bacia hidrográfica” (MARGALEF, 1983).

A proteção da qualidade e do abastecimento dos recursos hídricos precisa ser feita a partir da aplicação de critérios integrados para o desenvolvimento, o manejo e o uso desses recursos. Para que isso seja alcançado é necessária a análise integrada da qualidade da água, considerando não apenas os métodos tradicionais de avaliação, mas também os aspectos biológicos do sistema (BARBOSA, 1994).

A maioria dos estudos limnológicos em ambientes lóticos no Brasil está concentrada na região sudeste, especialmente nos estados de São Paulo, Rio de Janeiro e Minas Gerais (NECCHI; BRANCO; BRANCO, 2000, SMITH; PETRERE, 2000, RODRIGUES; BICUDO, 2001, SILVA *et al.*, 2001).

1.2.1.2 Política de recursos hídricos

Segundo PARANÁ (2002), no estado do Paraná, a lei normativa que estabelece a política estadual de recursos hídricos é a Lei nº. 12.726, de 26 de novembro de 1999, que segue os seguintes preceitos da Política Nacional dos Recursos Hídricos:

- I - a água é um bem de domínio público;
- II - é um recurso natural limitado dotado de valor econômico;
- III - em situações de escassez, o uso prioritário dos recursos hídricos é o consumo humano e a dessedentação de animais;
- IV - a gestão dos recursos hídricos deve sempre proporcionar o uso múltiplo das águas.

A partir desses fundamentos, a lei objetiva:

- I - assegurar à atual e às futuras gerações a necessária disponibilidade de águas em padrões de qualidade adequados aos respectivos usos;

II - a utilização racional e integrada dos recursos hídricos, incluindo o transporte aquaviário, com vistas ao desenvolvimento sustentável;

III - a prevenção e a defesa contra eventos hidrológicos críticos de origem natural ou decorrentes do uso inadequado dos recursos naturais.

Para alcançar estes objetivos, a política de Recursos Hídricos visa a um planejamento de recursos hídricos, elaborado por bacia ou conjunto de bacias hidrográficas do Estado, para fundamentar e orientar a implementação da Política Estadual de Recursos Hídricos e o seu respectivo gerenciamento.

Precede as seguintes metas do planejamento:

I - Diagnóstico da situação atual dos recursos hídricos;

II - Análise de cenários alternativos de crescimento demográfico, de evolução de atividades produtivas e de modificações dos padrões de ocupação do solo;

III - Proposta para a criação de áreas sujeitas à restrição de uso, com vistas à proteção dos recursos hídricos e dos ecossistemas aquáticos.

1.2.2 Ação Antrópica Regional

A agricultura tem sido apontada como a maior fonte de poluição difusa em rios e lagos, em função da movimentação de grandes volumes de solos para a preparação do cultivo, da criação de trilhas pelo gado nas pastagens, do pisoteio das margens protegidas dos rios e do risco potencial natural do solo à erosão. Segundo vários autores, isso explica como as atividades rurais liberam sedimentos que atingem os cursos de água, entre eles: CLARK, HAVERKAMP e CHAMPMAN (1985), SCHALLER e BAILEY (1985), PRAT, RHEW e BRUSUE (1989), DELONG e BRUSVEN (1991). MUSCUTT *et al.* (1993) e LOVEJOY *et al.* (1997).

A exploração econômica da região oeste do Paraná deu-se pela concessão de grandes glebas de terras devolutas do Estado a companhias

colonizadoras, com sede no Rio Grande do Sul, na década de 40. Somente na década de 60, com a vinda de migrantes gaúchos e catarinenses, ocorreu a ocupação mais ativada da área, com os descendentes de colonos europeus, nela reproduzindo a policultura colonial das áreas de procedência (FIGUEIREDO; MESQUITA; SILVA, 1984). Esses agricultores, motivados pela fertilidade do solo, grande quantidade de matas para a extração de madeira, água em abundância, clima semelhante àquele em que viviam e baixo preço das terras, colonizaram as regiões oeste e sudoeste do Estado do Paraná (ZAAR, 2004). A partir da década de 70, observam-se grandes mudanças na estrutura fundiária da região, relacionadas às novas diretrizes políticas, voltadas para exploração do mercado externo. No âmbito dessa nova ordem econômica é que se explica o extraordinário avanço no cultivo da soja (FIGUEIREDO; MESQUITA; SILVA, 1984). Dessa forma, durante toda década de 1970 e parte da década de 1980, o binômio soja/trigo foi cultivado em detrimento de outros cultivos de subsistência, gerando um aumento de cerca de 700% na produção de soja e 600% na produção do trigo (ZAAR, 2004).

Para RESSLER *et al.* (1995), a lixiviação de nitrogênio na forma de nitrato é considerada um problema ambiental em muitos estados do meio oeste americano, pela contaminação de água no meio rural. SHARPLY, SMITH e DANIEL (1995) ressaltam que a quantidade de esterco de animais, originado de criação de gado, suínos e aves, é um desafio para administração rural, em relação ao meio ambiente, por possuírem grandes cargas de nutrientes nitrogenados como fosfatados.

1.2.3 Retenção da Vegetação Ripária

As faixas de filtro vegetativo, formadas principalmente por gramíneas e as zonas ripárias por espécies arbustivas e arbóreas, reduzem a conexão entre a

fonte de poluição potencial e o corpo de água receptor, constituindo uma barreira física e bioquímica à entrada de poluição de fontes distantes do curso de água (MUSCUTT *et al.*, 1993). Nas situações em que predomina o escoamento superficial, a mata ripária atua como barreira aos sedimentos (KLAPPROTH; JOHNSON, 2000). A capacidade de transporte torna-se menor que a carga de sedimentos, ocorrendo a sua deposição na interface entre a zona ripária e a faixa vegetativa e a área de cultivo ou pastagem (USDA, 1991) (Figura 1).

Na Carolina do Norte (USA), COOPER *et al.* (1987) estimaram que de 84% a 90% dos sedimentos provenientes de áreas agrícolas são retidos pela mata ripária, sendo que, tanto as matas ciliares, quanto as faixas de gramíneas foram responsáveis por esta retenção. Esses autores observaram que as partículas de areia se depositam ao longo da borda da mata, enquanto silte e argila são depositadas mais distantes, dentro da mata.

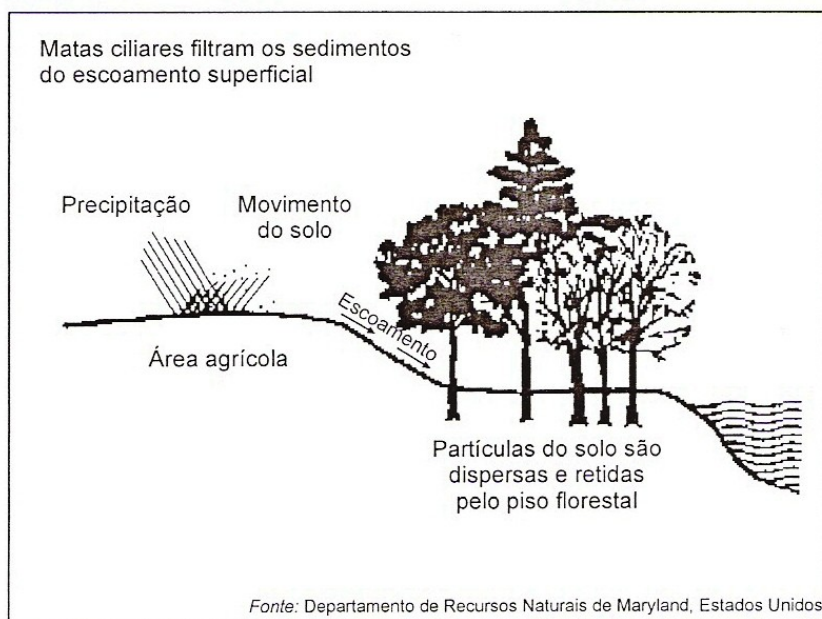


Figura 1 - Filtragem dos sedimentos trazidos pelo escoamento superficial.

FONTE: USDA (1991).

DANIELS e GILLIAM (1996), também na Carolina do Norte, mostram que faixas de gramíneas e faixas de gramínea mais vegetação ripária foram igualmente eficientes na retenção de sedimentos, reduzindo as cargas de 60% a 90%. Segundo KLAPPROTH e JOHNSON (2000), para que o filtro funcione eficientemente é necessário que o fluxo de escoamento seja raso e laminar dentro

e através da zona ripária, porém, quando há grande acúmulo de sedimentos ou ocorrem fluxos concentrados, o filtro perde sua capacidade de retenção.

Os nutrientes, quando em quantidades excessivas, modificam o ambiente aquático e reduzem a qualidade da água, provocando a eutrofização, processo que corresponde ao impacto mais significativo, ou seja, fertilizantes, esgotos e outros resíduos orgânicos tornam-se a maior fonte de nutrientes nos corpos de água e desencadeiam esse processo (SIMÕES; CARDOSO, 2003). Cerca de 70% das cargas anuais de nitrogênio e fósforo que chegam aos rios são provenientes de atividades agrícolas. Os nutrientes que atingem os corpos de água pelos fluxos subsuperficiais ou superficiais (dissolvidos ou agregados às partículas de solo), são transportados na forma dissolvida pelo fluxo subsuperficial, em que a mata ripária atua por intermédio de dois mecanismos principais para a redução de nitrato (PEGRAM; BATH, 1995) (Figura 2).

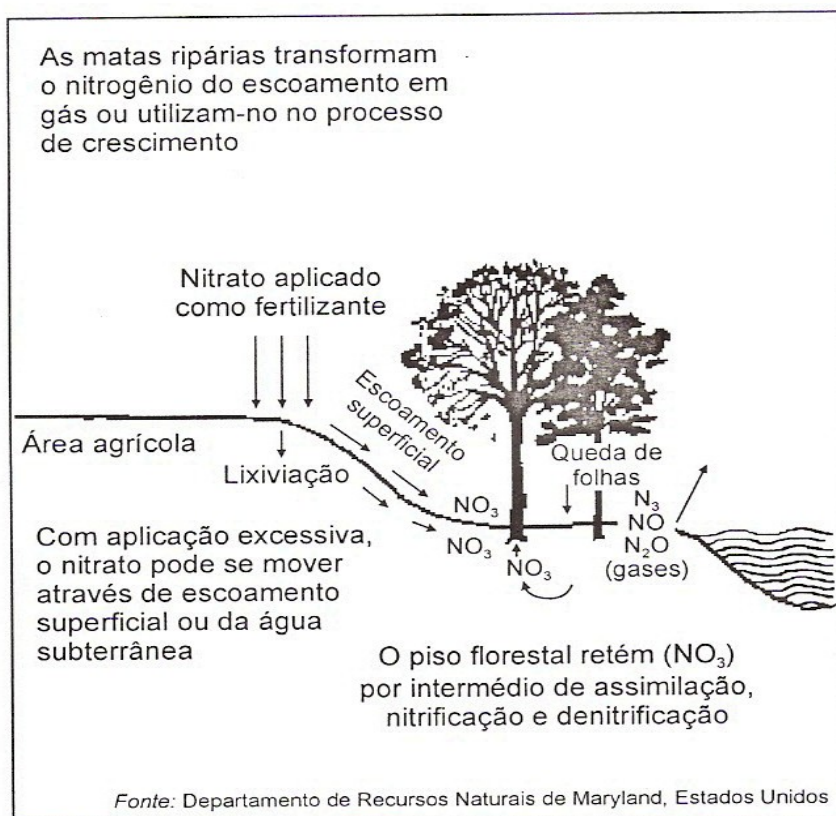


Figura 2 - Transformação do nitrogênio proveniente do escoamento.

Fonte: USDA (1991).

Segundo JOHNSTON *et al.* (1984) e COOPER (1990), a desnitrificação é o processo pelo qual o nitrogênio na forma de nitrato (NO_3^-) é convertido em óxido nitroso (N_2O) e nitrogênio (N_2), que é liberado na atmosfera. Para que esse processo ocorra são necessárias certas condições, como por exemplo, a presença de lençol freático alto, períodos alternados de condições aeróbias e anaeróbias, presença significativa de bactérias denitrificantes e carbono disponível em quantidade suficiente.

A assimilação pela vegetação e microorganismos do solo e a retenção nos solos ripários pelas plantas podem retirar grandes quantidades de nitrogênio, pois produzem raízes, folhas e galhos. Apesar de cerca de 80% do nitrogênio retornar ao solo (PETERJOHN; CORRELL, 1984), a importância desse mecanismo reside no fato de as árvores removerem nitrato de uma posição profunda e o converterem em nitrogênio orgânico nos galhos e folhas das plantas. O nitrogênio das plantas depositadas na superfície também pode ser mineralizado e desnitrificado pelos microrganismos do solo. As gramíneas também podem reduzir o nitrogênio do escoamento agrícola, embora sejam menos eficientes (OSBORNE; KOVACIC, 1993), o que pode estar associado à forma de carbono disponível na mata para desnitrificação.

O fósforo, por sua vez, é mais frequentemente transportado junto com as partículas do solo e com a matéria orgânica no escoamento superficial, após as precipitações. As áreas ripárias são importantes para sua remoção, adsorvidos a partículas de solo e matéria orgânica (SIMÕES; CARDOSO, 2003), porém menos eficiente que na remoção de nitrogênio e sedimentos (Figura 3).

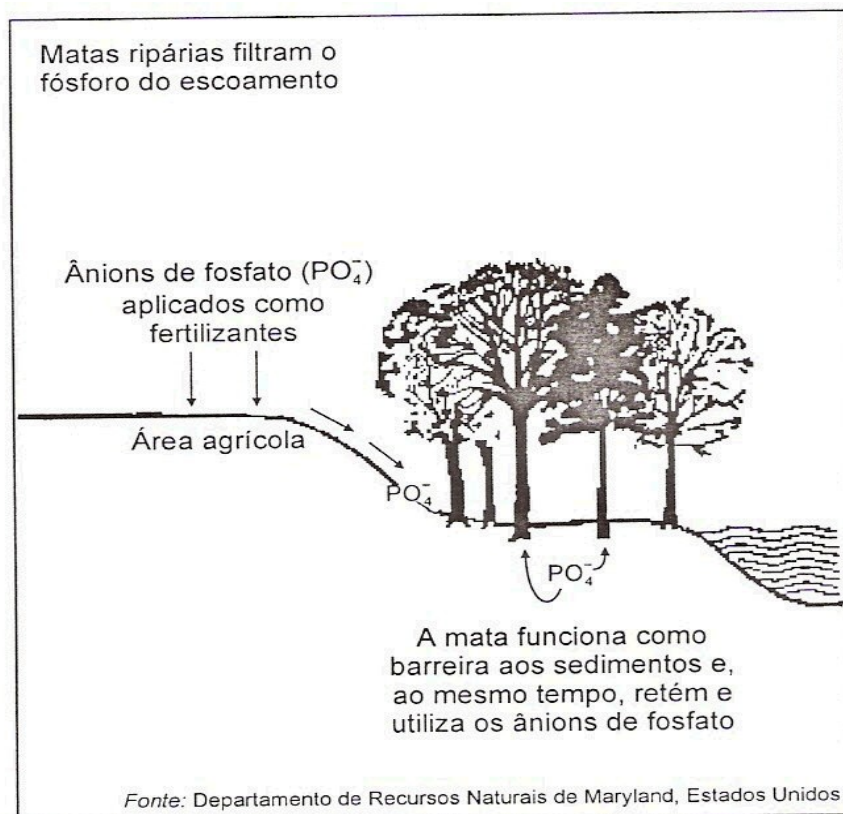


Figura 3 - Filtragem do fósforo pela mata ripária.

Fonte: USDA (1991).

Os experimentos de PETERJOHN E CORRELL (1984) mostraram que de 30 a 80% do fósforo particulado foi removido na zona ripária, porém ela teve pouco efeito na redução do fósforo na forma dissolvida. O principal mecanismo de remoção é a deposição do fósforo associado aos sedimentos. O fósforo na forma dissolvida pode ser removido por meio de adsorção pelas partículas de argila, particularmente se os solos contiverem argila com alto teor de ferro e alumínio (COOPER *et al.*, 1987). Em solos com alto teor de matéria orgânica, a absorção de fósforo é reduzida. O fósforo também pode ser assimilado pela vegetação, embora cerca de 80% dele ainda retorne ao solo como serapilheira.

1.3 MATERIAL E MÉTODOS

1.3.1 Área de Estudo

Para realização das amostragens foram definidas seis estações situadas em três riachos: Curvado (E1=Nascente, E2=Foz), Ajuricaba (E3=Nascente, E4=Foz) e Arroio Fundo (E5=Nascente, E6= Foz), pertencentes à microbacia hidrográfica do rio São Francisco Verdadeiro (Figura 4). O posicionamento geográfico das estações é apresentado na Tabela 1.

Tabela 1 - Geoposicionamento das estações de coletas

RIACHOS	ÁREA	ESTAÇÃO	MUNICÍPIO	POSICIONAMENTO
Curvado	Nascente	E1	Marechal C. Rondon	21J 0788638S/7280166S
	Foz	E2	Marechal C. Rondon	21J 0787404S/7275769S
Ajuricaba	Nascente	E3	Marechal C. Rondon	21J 0791711E/7278627S
	Foz	E4	Marechal C. Rondon	21J 0787391E/7275728S
Arroio Fundo	Nascente	E5	Marechal C. Rondon	21J 0796877S/7277177S
	Foz	E6	Marechal C. Rondon	21J 0787369S/7274635S

Fonte: Dados da Pesquisa.



Figura 4 - Estações de amostragem situadas na microbacia do rio São Francisco Verdadeiro.

1.3.1.1 Riacho Curvado

O ambiente da estação E1 caracteriza-se pelo fundo rochoso com pequenas áreas de lodo e considerável quantidade de abrigos, com predominância de árvores e arbustos em suas margens. Na estação E2 observou-se fundo pedregoso, pequena quantidade de abrigos e margens com larga faixa de arbustos, poucas árvores e considerável quantidade de solo desprovido de vegetação (Figura 5).



Estação E1



Estação E2

Figura 5 - Estações do riacho Curvado.

1.3.1.2 Riacho Ajuricaba

Na estação E3 observou-se fundo lodoso e ausência de abrigos, suas margens apresentam predominância de solo desprovido de vegetação, com pequena faixa de árvores e arbustos. Ambiente inverso foi registrado na estação E4, que possui fundo pedregoso, pouco abrigo, ampla faixa de arbustos, poucas árvores e pequena faixa de solo desprovido de vegetação (Figura 6).



Estação E3



Estação E4

Figura 6 - Estações do riacho Ajuricaba.

1.3.1.3 Riacho Arroio Fundo

A estação E5 apresenta fundo pedregoso, ausência de abrigos e suas margens possuem quantidade razoável de árvores e arbustos com faixas de solo desprovido de vegetação em ambas as margens. Situação semelhante ocorre na estação E6 que também apresenta fundo pedregoso e ausência de abrigos, porém nas suas margens há uma predominância de árvores e arbustos e pequenas faixas de solo desprovido de vegetação em sua margem esquerda (Figura 7).



Estação E5



Estação E6

Figura 7 - Estações do riacho Arroio Fundo.

1.3.2 Coleta de Água

As coletas de água foram realizadas mensalmente no período de junho de 2005 a abril de 2006, quando foram obtidos 5 (cinco) litros de água para a análise dos parâmetros limnológicos (físicos, químicos e nutrientes) conforme a Tabela 2. Após a coleta, as amostras foram acondicionadas em caixas de isopor e transportadas resfriadas e, no laboratório, elas foram filtradas, obtendo-se as alíquotas filtradas e não-filtradas, que foram acondicionadas em potes plásticos de 500 ml e preservadas em congelador para análise.

Os parâmetros temperatura da água, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica e pH foram medidos no local das amostragens e os demais foram analisados no Laboratório de Limnologia Aplicada da Unioeste, *campus* de Toledo, conforme descrito na Tabela 2.

Tabela 2 - Parâmetros físicos e químicos avaliados no período de junho de 2005 a abril de 2006

PARÂMETRO	UNIDADE	METODOLOGIA	APARELHO
Condutividade elétrica	$\mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$	Polarigráfico	Condutivímetro
pH	unidades	Potenciométrico	PHmetro
Temperatura da água	$^{\circ}\text{C}$	Manual, com sensor automático	Oxímetro
Oxigênio dissolvido	mg/L^{-1}	Potenciométrico	Oxímetro
Turbidez	UNT	Óptico	Turbidímetro
Material em suspensão	mg/L^{-1}	WETZEL& LIKENS (2001)	Mufla
Nitrogênio total	mg/L^{-1}	MACKERETH, HERON e TALLING (1978)	Titulométrico
Nitrogênio amoniacal	mg/L^{-1}	MACKERETH, HERON e TALLING (1978)	Espectrofotômetro
Fósforo total dissolvido	mg/L^{-1}	MACKERETH, HERON e TALLING (1978)	Espectrofotômetro
Ortofosfato	mg/L^{-1}	MACKERETH, HERON e TALLING (1978)	Espectrofotômetro

1.3.3 Análises Estatísticas

Para avaliar se ocorreram diferenças significativas entre as variáveis limnológicas nas estações e meses amostrados, foi aplicada uma Análise de Variância (ANOVA) e, quando esta foi significativa, aplicou-se o teste de Tukey para verificar que estação ou mês de amostragem diferiu dos demais.

Para estabelecer a diferenciação entre os ambientes e os meses amostrados, quanto às variáveis limnológicas, foi utilizada uma Análise de Componentes Principais (PCA) (MANLY, 1985), com os dados previamente

transformados em $\text{Log}(x+1)$, para linearizar as relações e reduzir a dimensionalidade. Os eixos retidos para a interpretação foram aqueles que apresentaram autovalores maiores que 1,0, segundo o critério de Kaiser-Gutman-Jackson. Aos escores dos eixos retidos foi aplicada uma Análise de Variância (ANOVA), para definir diferenças significativas no conjunto de dados. A correlação entre os parâmetros limnológicos foi estabelecida por uma correlação de Pearson (SOKAL; ROHLF, 1981) entre as variáveis.

1.4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A condutividade elétrica apresentou uma ampla variação, entre $7,6 \mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$ na estação E1 e $289 \mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$ na estação E3. Espacialmente, essa variável não apresentou diferenças significativas ($p>0,05$) (Figura 8a), porém, mensalmente diferiu significativamente ($p<0,05$), com os meses de novembro ($216,9 \mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$) e dezembro ($169,6 \mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$), apresentando os maiores valores e diferindo de agosto ($60,4 \mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$), que foi responsável pela menor média de condutividade elétrica (Figura 8b).

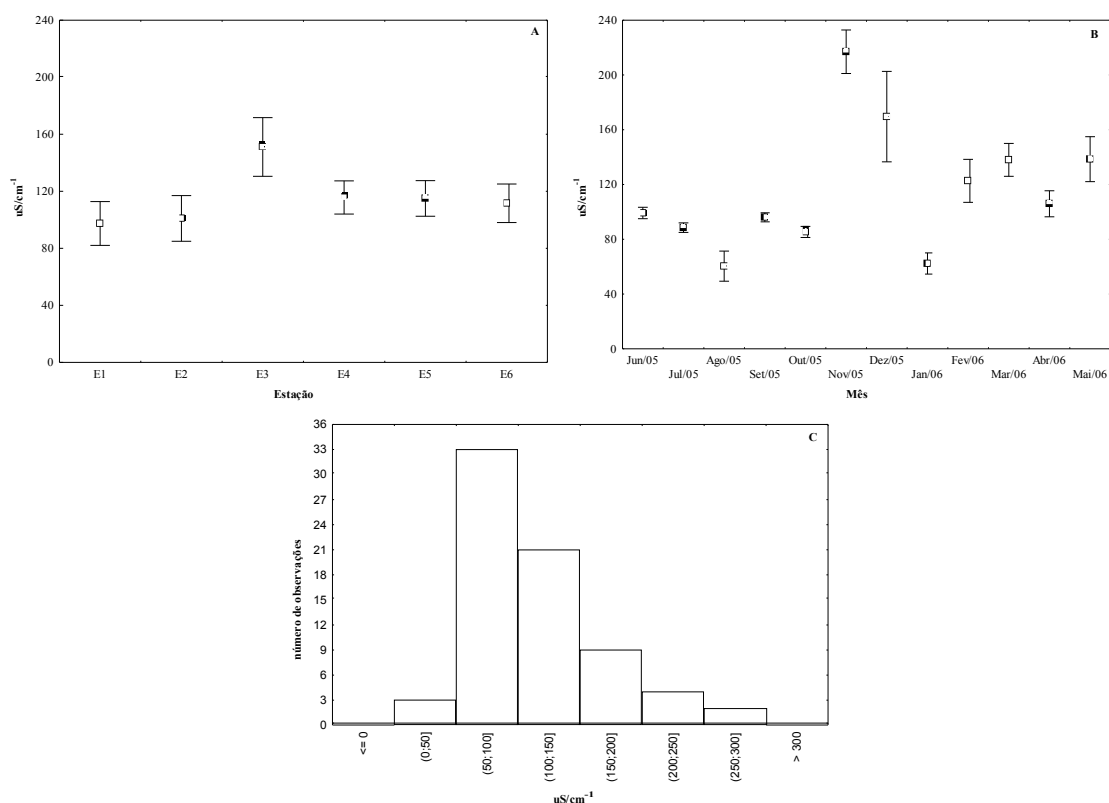


Figura 8 - Variação (a) espacial, (b) temporal (\square valores médios; I erro padrão) e (c) Histograma dos resultados de condutividade elétrica, obtidos de junho de 2005 a maio de 2006, nas 6 estações de amostragem.

Cabe destacar que os maiores valores de condutividade elétrica foram registrados em meses chuvosos e nas estações E3 e E4. De maneira geral, a maioria dos valores de condutividade esteve entre 50 e 150 $\mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$ (Figura 8c).

Resultados semelhantes aos encontrados neste estudo foram registrados por LEITE (2004) em seis rios da bacia do rio Ji-Paraná. Cabe ressaltar que esta bacia está contida em solos menos férteis do que a analisada neste estudo, o que diminui a capacidade de fornecer solutos durante períodos de menor vazão, quando os rios são alimentados pela água subterrânea e o intemperismo químico é máximo (LESACK, 1993 e MARKEWITZ, 2001). Por outro lado, na planície de inundação do alto rio Paraná, RODRIGUES e BICUDO (2001) encontraram valores mais elevados de condutividade elétrica no período de águas baixas. Moretto e Nogueira (2003) também verificaram esse padrão em rios e riachos no interior de São Paulo, onde os maiores valores estavam relacionados com períodos de estiagem (inverno). De acordo com OLIVEIRA, BAUMGARTNER e GOMES (2007), no rio São Francisco Verdadeiro, em período anterior, também foram verificados os maiores valores médios de condutividade elétrica nos meses de outubro e dezembro, quando a vazão foi elevada em decorrência das chuvas.

Segundo ESTEVES (1998), em rios tropicais, os valores de condutividade elétrica estão relacionados com as características geoquímicas da região onde se localiza e também com as condições climáticas, o que ficou evidente no presente trabalho, onde os maiores valores deste parâmetro foram associados à maior precipitação e conseqüente transporte para o corpo de água.

Para o pH, entre as estações de amostragem não houve diferença significativa ($p > 0,05$) (Figura 9a), no entanto, temporalmente o pH diferiu significativamente ($F=11,66$; $p < 0,05$), com os meses de outubro e novembro (ambos 6,79) com menor média, diferindo dos demais meses com maiores médias de pH (Figura 9b). Na Figura 9c, pode-se verificar que o pH da água nos ambientes estudados pode ser considerado neutro, com a maioria dos valores oscilando entre 6,8 e 7,4.

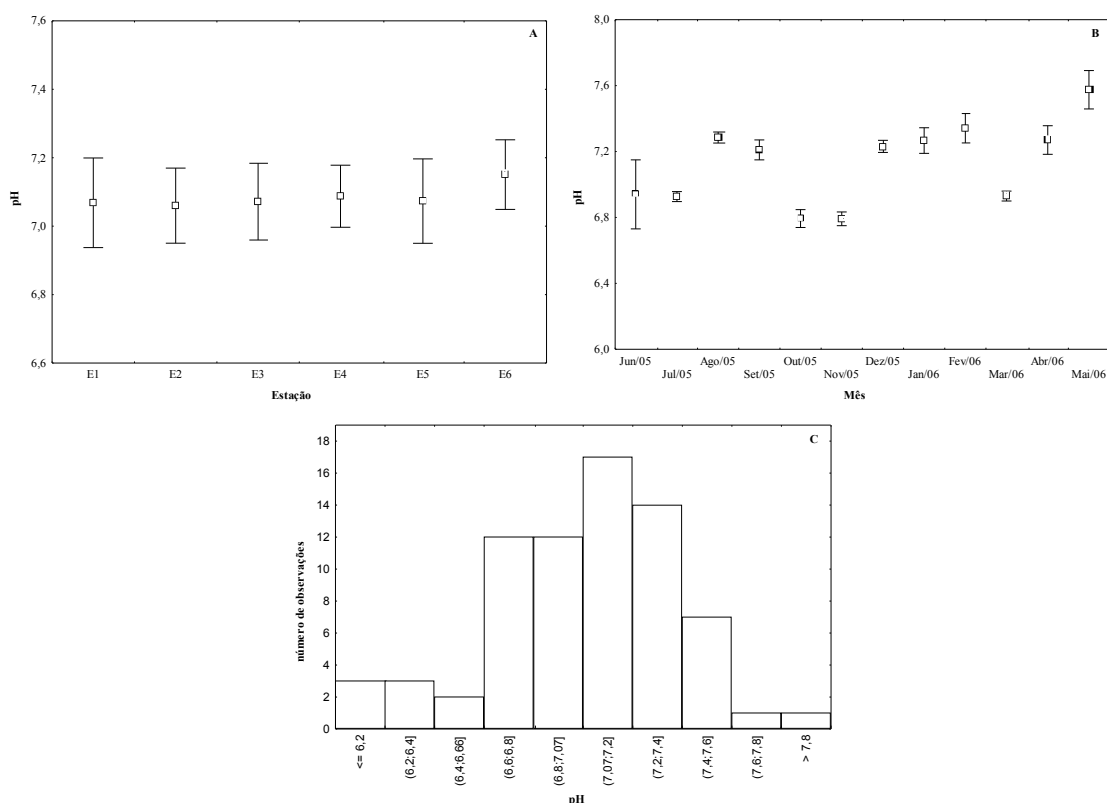


Figura 9 - Variação (a) espacial, (b) temporal (\square valores médios; I erro padrão) e (c) Histograma dos resultados de pH, obtidos de junho de 2005 a maio de 2006, nas 6 estações de amostragem.

As pequenas variações espaciais e temporais dos valores de pH podem ser atribuídas a presença de íons carbonatos e bicarbonatos que, possivelmente, estejam formando um sistema tamponante (COLE, 1983). Rios presentes em outras regiões, como o ribeirão dos Macacos, pertencente a bacia de drenagem do rio Sorocaba também apresentam baixa variabilidade espacial e sazonal do pH (SMITH; PETRERE, 2000). O mesmo comportamento observado neste estudo foi registrado por NETO *et al.* (1993), quando caracterizaram hidrogeoquimicamente o rio Manso - Cuiabá, MT, que apresentou pH neutro a levemente alcalino, alta condutividade e boa capacidade de tamponamento.

A redução dos valores de pH durante o período de enchente e cheia, está relacionada com o maior aporte de matéria orgânica lixiviada do solo, que entrará em decomposição. Segundo ESTEVES (1998), esse comportamento se dá

provavelmente pela influência da produção de CO_2 , de HCO_3^- e, em menor proporção, na forma de CO_2 livre, que são responsáveis pelas variações do pH.

A temperatura da água teve uma amplitude de variação de 12°C , oscilando entre 16 e 28°C . Entre as estações de amostragem a variação da média foi pequena, não diferindo significativamente (Figura 10a). Entre os meses, ocorreu uma variação sazonal nítida. Essa variável diferiu significativamente ($F=86,8$; $p<0,05$), nos meses de dezembro e janeiro ($25,10^\circ\text{C}$) (Figura 10b) apresentando as maiores médias, diferindo de maio (menor média $15,2^\circ\text{C}$). De maneira geral, a maioria dos valores de temperatura da água esteve contido entre 20 a 25°C (Figura 10c).

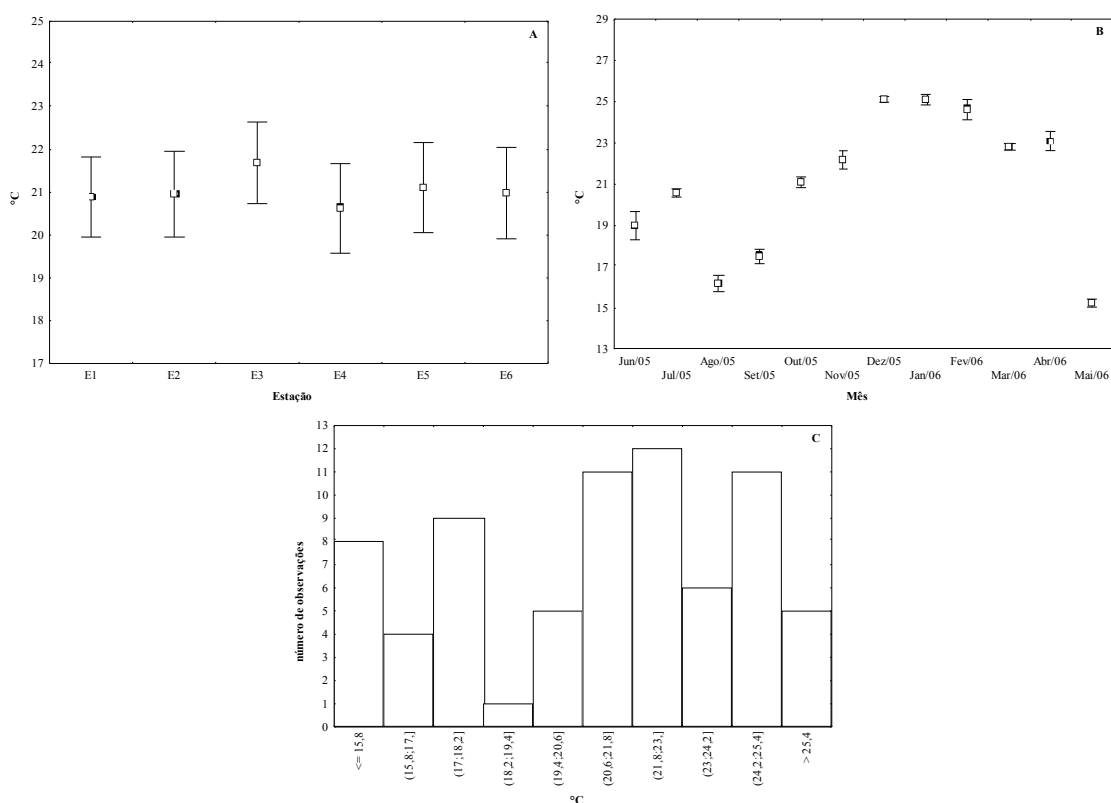


Figura 10 - Variação (a) espacial e (b) temporal (□ valores médios; I erro padrão) e (c) Histograma dos resultados da temperatura, obtidos de junho de 2005 a maio de 2006, nas 6 estações de amostragem.

As altas temperaturas verificadas em dezembro e janeiro são características dos rios de regiões tropicais, cuja variação sazonal é pouco

acentuada em relação à variação diária (ESTEVEES, 1998). Porém, em algumas situações, a sazonalidade anual de temperatura é substituída por estações de elevada e baixa pluviosidade.

Entre as estações de amostragem, o oxigênio dissolvido apresentou pequena variação, não diferindo significativamente entre elas. Entretanto, os maiores valores foram registrados na estação E5 e a menor média na estação E1 (Figura 11a). Na Figura 11b, observa-se uma variação sazonal do oxigênio dissolvido, com os menores valores nos meses mais frios e os maiores nos mais quentes. O mês de novembro (maior valor) diferiu significativamente ($F=8,33$; $p<0,05$), de julho ($3,75\text{mg/L}$) e de junho ($4,84\text{mg/L}$). Em sua maioria, os valores de oxigênio dissolvido estiveram entre $6,6$ e $7,4$ mg/L (Figura 11b).

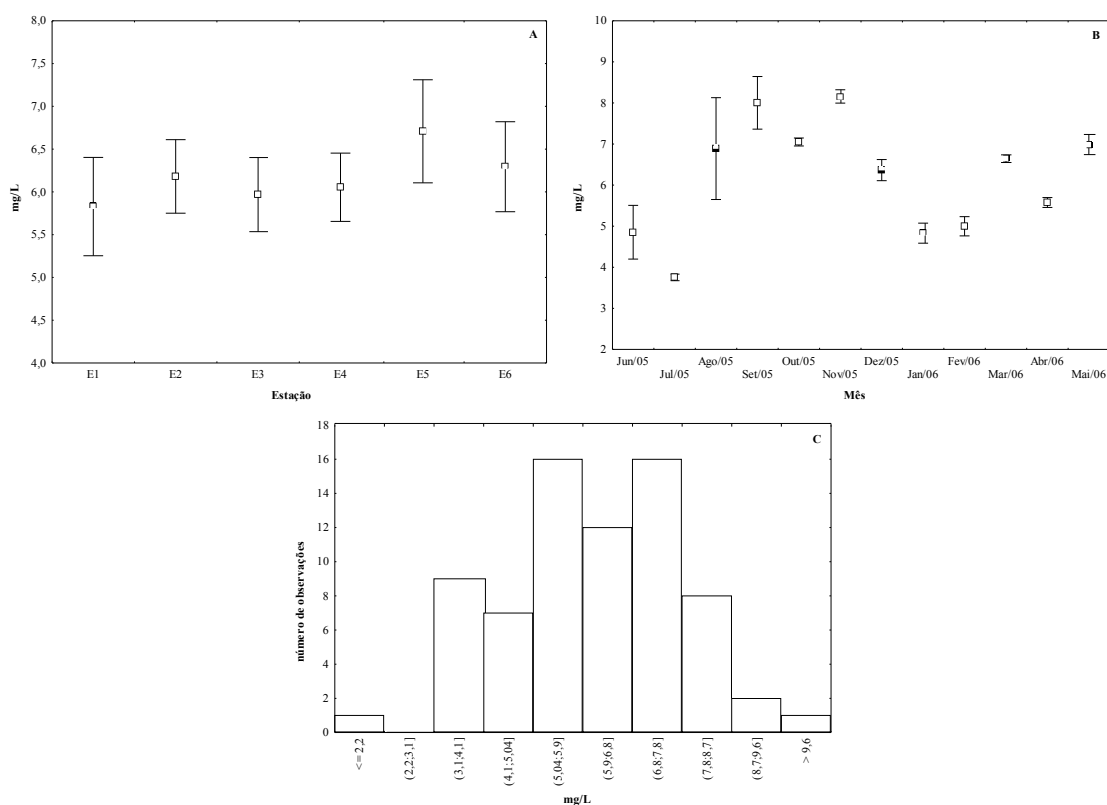


Figura 11 - Variação (a) espacial e (b) temporal (\square valores médios; I erro padrão) e (c) Histograma dos resultados de oxigênio dissolvido, obtidos de junho de 2005 a maio de 2006, nas 6 estações de amostragem.

A relação negativa entre oxigênio dissolvido e temperatura ($R=-0,28$, $N=72$) obtida neste estudo, de acordo com ESTEVES (1998), demonstra que a solubilidade do oxigênio é dependente da temperatura, pois com a elevação da temperatura e a diminuição da pressão, ocorre redução na solubilidade do oxigênio na água.

O oxigênio dissolvido pode comportar-se de diferentes maneiras, dependendo dos processos que ocorrem no ambiente. SMITH e PETRERE (2000) verificaram, no rio Pirapora – SP, que o oxigênio teve comportamento similar ao registrado neste estudo, com os maiores valores na época de chuva. Por outro lado, no rio Paraíba do Sul as maiores concentrações de OD (10,1 mg/L) foram observadas no período de seca (SILVA *et al.*, 2001). Segundo esses autores, isso ocorreu devido à diminuição de material particulado em suspensão, aumentando a transparência na coluna de água e, conseqüentemente, aumentando a produtividade primária.

De acordo com a legislação brasileira que define os padrões de qualidade das águas (Resolução 357, de 17 de março 2005 - CONAMA) o limite mínimo de oxigênio dissolvido em qualquer amostra é de 5mg/L de O_2 para águas doces de Classe 2. Verificou-se neste estudo que 23,6% das amostras estavam abaixo desse limite e, destas, 65% foram obtidas nos meses de junho e julho, época de estiagem nesses corpos hídricos, o que dificulta a diluição dos poluentes em função da redução do volume de água.

Na Figura 12a observa-se que, entre as estações de amostragem, não ocorreu diferença significativa nos valores de turbidez, porém, a estação E5 foi responsável pelos menores valores. Em média, os valores mensais não ultrapassaram 40 UNT, exceto no mês de outubro, quando a turbidez alcançou 98,33 UNT (Figura 12b). Em geral a maioria das observações esteve entre 6 e 26,9 UNT (Figura 12c).

A turbidez da água, ao contrário da transparência, reflete de maneira indireta o teor de material orgânico e inorgânico que está em suspensão na água, de forma particulada, portanto é uma medida inversa da transparência (WETZEL, 2001). Segundo COGO (2005), quando há maior presença de

material inorgânico e menor de material orgânico, a origem deste material está ligada à litologia na bacia de drenagem do rio, que apresenta pouca entrada de material orgânico de origem detrital.

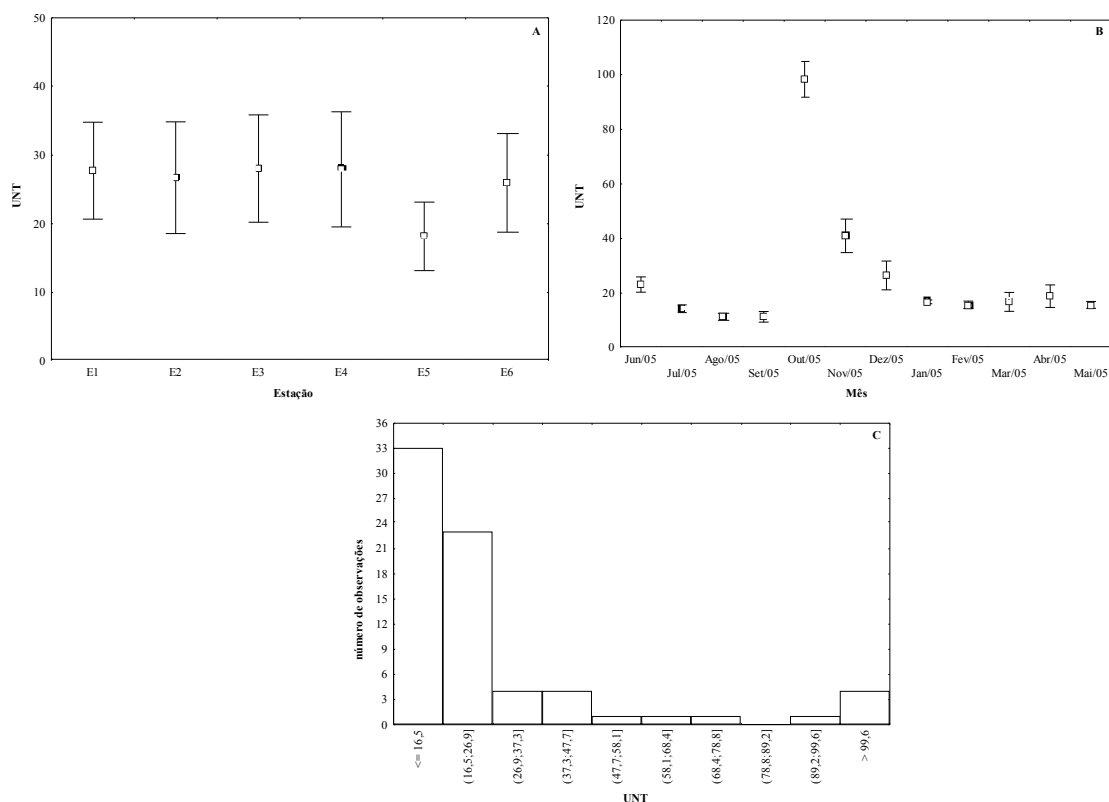


Figura 12 - Variação (a) espacial, (b) temporal (\square valores médios; I erro padrão) e (c) Histograma dos resultados de turbidez, obtidos de junho de 2005 a maio de 2006, nas 6 estações de amostragem.

Espacialmente, o material em suspensão não diferiu significativamente ($p > 0,05$), porém os maiores valores foram registrados nas estações E5 e E6 (15,68 e 12,56 mg/L, respectivamente) e o menor valor na estação E1, com 7,69 mg/L (Figura 12a). Na análise temporal (Figura 12b), verifica-se que o material em suspensão foi maior no mês de outubro (média 42,38 mg/L), diferindo de todos os outros meses ($p < 0,05$). De uma maneira geral, os valores mais registrados para material em suspensão, foram aqueles abaixo de 12mg/L (Figura 12c).

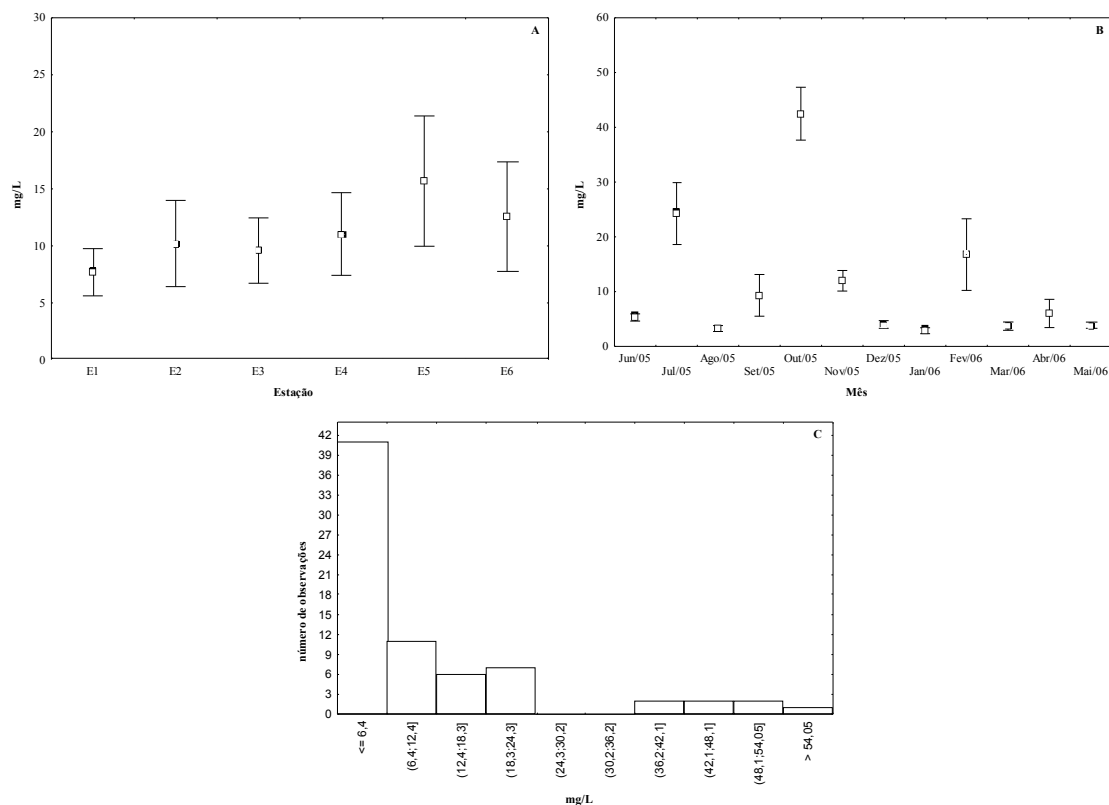


Figura 13 - Variação (a) espacial, (b) temporal (\square valores médios; I erro padrão) e (c) Histograma dos resultados de material em suspensão, obtidos de junho de 2005 a maio de 2006, nas 6 estações de amostragem.

A correlação positiva entre turbidez e material em suspensão ($R=0,65$, $N=72$) demonstra que essas variáveis limnológicas estão associadas aos períodos de chuvas, que proporcionam o carreamento de material sólido para o leito dos riachos, aumentando os valores desses parâmetros. Resultado similar ao encontrado por FURTADO (2005), no rio Acre, em que turbidez e material em suspensão apresentaram correlação positiva ($R=0,90$), com os maiores valores no período chuvoso.

De uma maneira geral, em todas as estações de amostragem, as concentrações médias de nitrogênio amoniacal estiveram abaixo de 0,5 mg/L, exceto na estação E2, em maio, quando alcançou 5,12 mg/L (Figura 14a). A exemplo das estações, entre os meses, os valores estiveram, em média, abaixo de 0,5 mg/L (Figura 14b), exceto em outubro de 2005 e maio de 2006, quando os

estiveram acima desse limiar. Para rios de classe 2, como os analisados neste estudo, os valores registrados encontram-se dentro do permitido pela Resolução 357/2005 - CONAMA, que estabelece como limite 2 mg/L. Quando as as coletas foram analisadas individualmente, verificou-se que a maioria das observações apresentaram concentrações de até 0,5 mg/L (Figura 14c). Como se pode observar na Figura 14 não houve diferenças significativas entre as estações e os meses para esse nutriente.

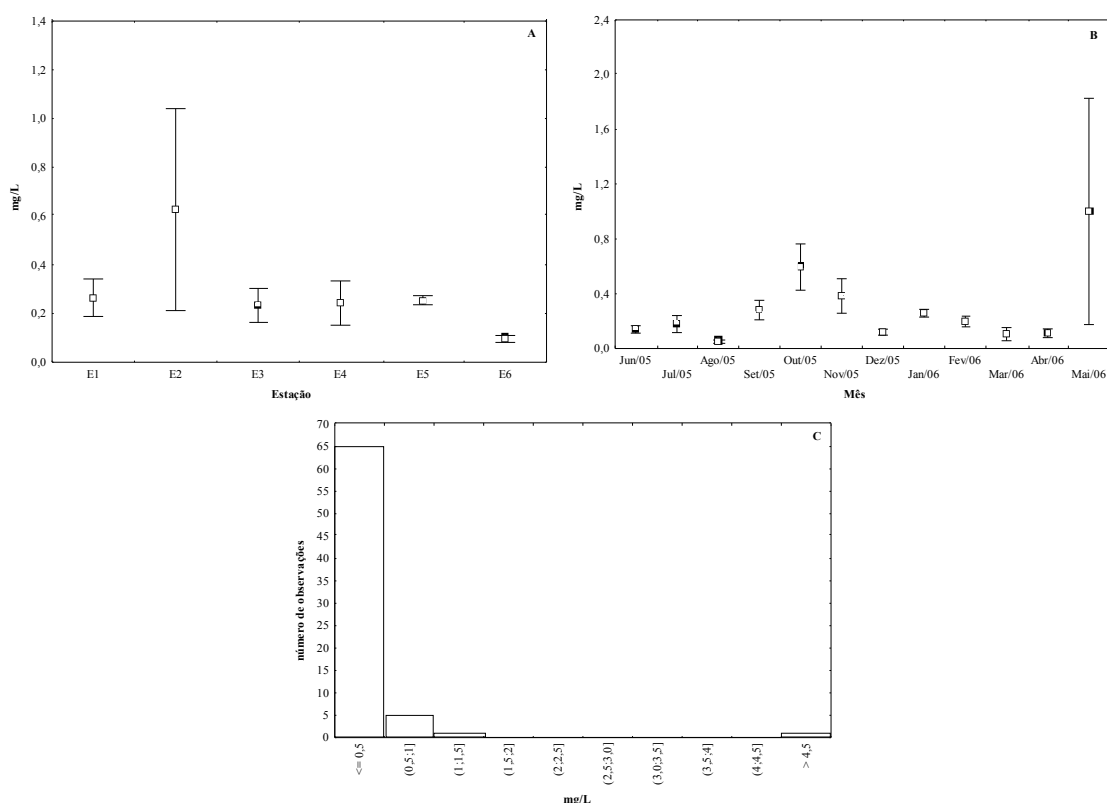


Figura 14 - Variação (a) espacial, (b) temporal (\square valores médios; I erro padrão) e (c) Histograma dos resultados de nitrogênio amoniacal, obtidos de junho de 2005 a maio de 2006, nas 6 estações de amostragem.

Quando comparados os valores encontrados neste estudo com outros ambientes, verifica-se que os valores são menores que os observados em 13 riachos do estado de São Paulo por LAMPARELLI (2004).

Entre as estações de amostragem, o nitrogênio apresentou pouca variabilidade, não diferindo significativamente ($p < 0,05$) (Figura 15a). Os maiores

valores foram observados na estação E3 e os menores na estação E5. De uma maneira geral, entre os meses, as concentrações foram aproximadas e abaixo de 0,8 mg/L (Figura 15b), exceto em junho e agosto de 2005, que diferiram dos demais meses ($F=6,28$, $p<0,05$). Na Figura 15c, verifica-se que a maioria das observações apontaram para concentrações de nitrogênio total abaixo de 0,4 mg/L.

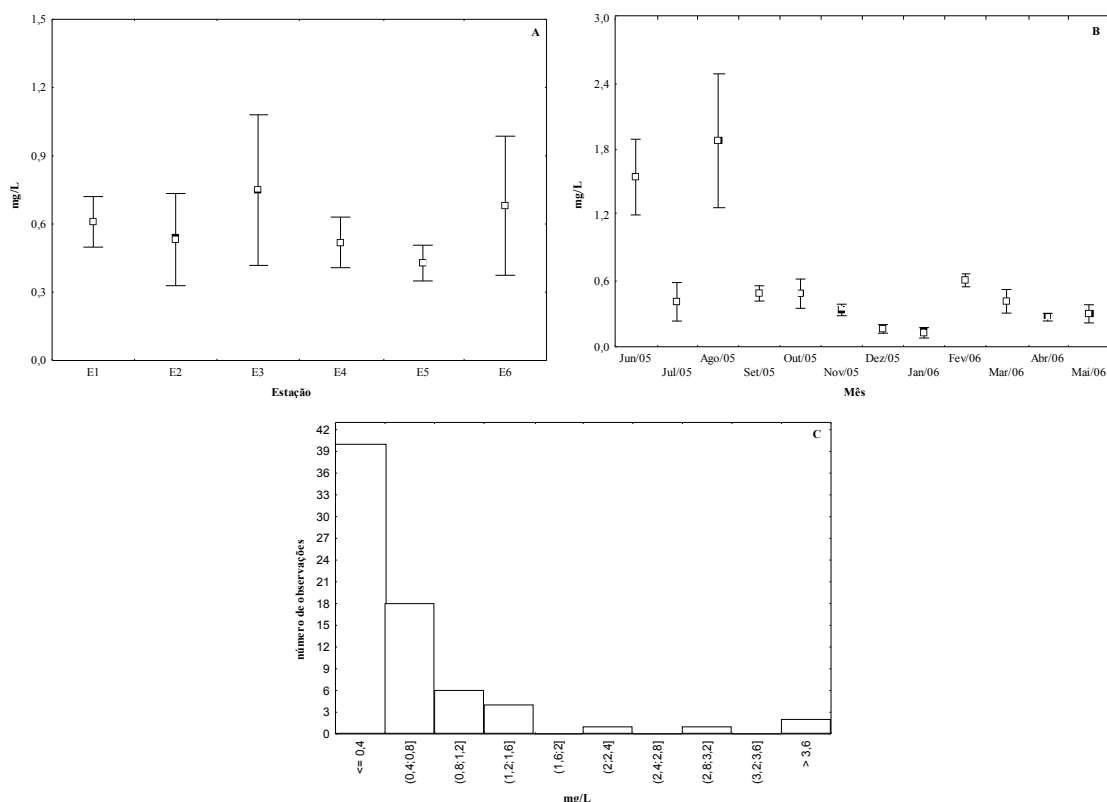


Figura 15 - Variação (a) espacial, (b) temporal (\square valores médios; I erro padrão) e (c) Histograma dos resultados de nitrogênio total, obtidos de junho de 2005 a maio de 2006, nas 6 estações de amostragem.

Segundo WETZEL (1993) e ESTEVES (1998), os maiores valores de nitrogênio na época de seca podem ser consequência dos processos de decomposição da matéria orgânica, que libera compostos nitrogenados. No entanto, no mês de agosto, dentre as estações localizadas próximo às nascentes, apenas a E3 (riacho Ajuricaba) apresentou redução em direção à estação E4 (foz). As demais apresentaram um gradiente longitudinal de aumento nas

concentrações em direção às estações de foz. Segundo FURTADO (2005), os maiores valores, nesse período, estão relacionados com a maior taxa de decomposição, em função do baixo nível da água e diminuição do fluxo, que favorece os processos de decomposição da matéria orgânica carreada no riacho.

As concentrações de fósforo total dissolvido entre as estações apresentaram pouca variabilidade, não diferindo significativamente ($p < 0,05$). Os maiores valores foram registrados na estação E2 e os menores na estação E6 (Figura 16a). Por outro lado, entre os meses, houve diferença significativa ($F=5,04$, $p < 0,05$), com o mês de março diferindo dos demais (Figura 16b). Na Figura 16c, o maior número de observações aponta para concentrações abaixo de 0,15 mg/L.

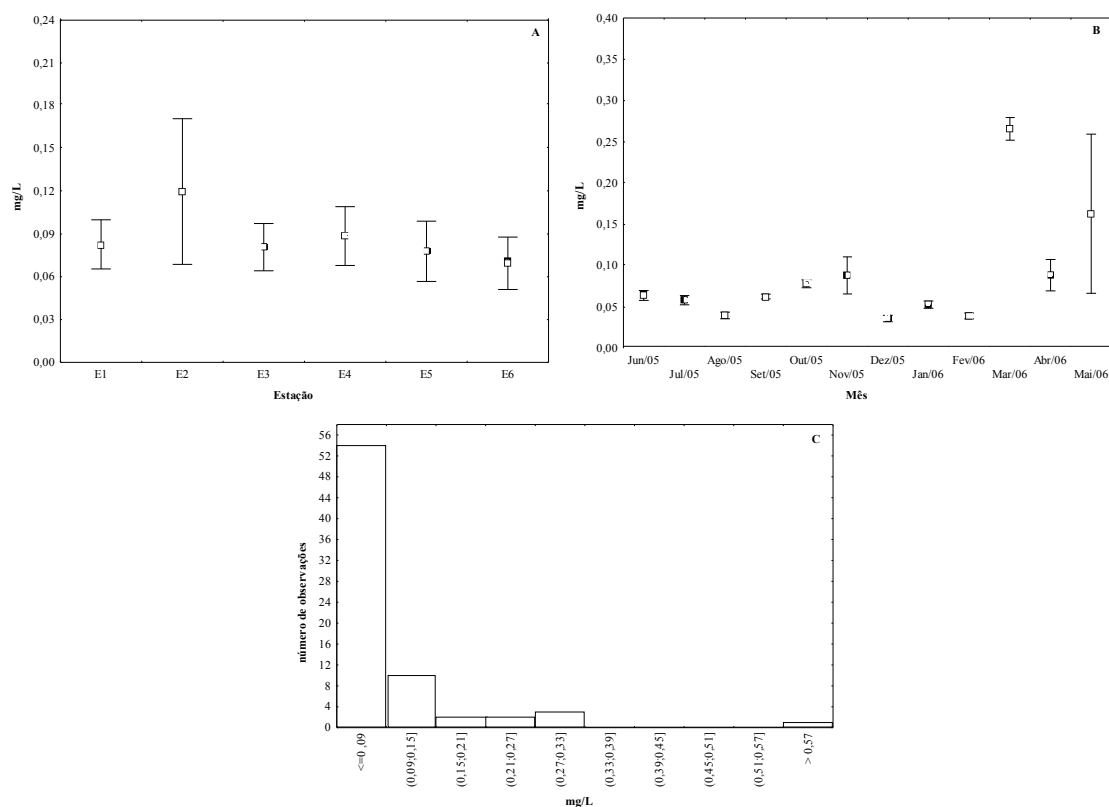


Figura 16 Variação (a) espacial, e (b) temporal (\square valores médios; I erro padrão) e (c) Histograma dos resultados de fósforo total dissolvido, obtidos de junho de 2005 a maio de 2006, nas 6 estações de amostragem.

As concentrações de ortofosfato não diferiram espacialmente (Figura 17a) nem temporalmente (Figura 17b), mantendo-se na maioria das amostras abaixo de 0,09mg/L (Figura 17c).

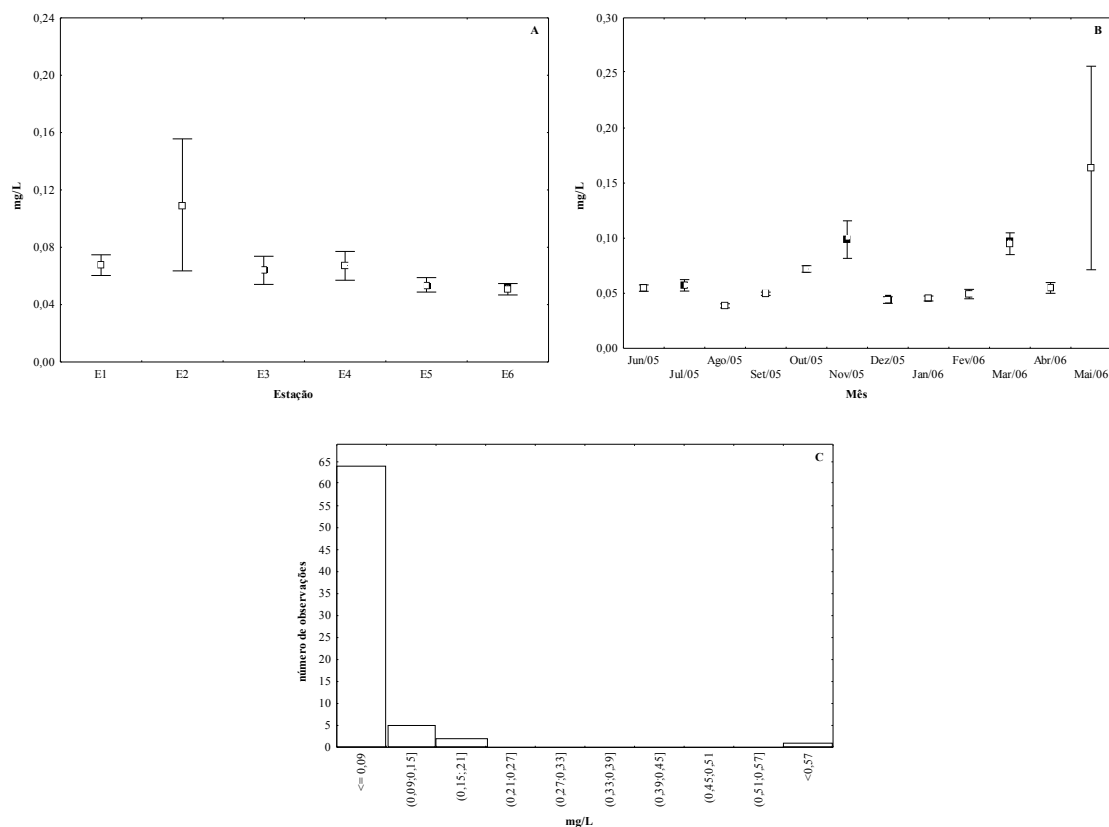


Figura 17 - Variação (a) espacial, (b) temporal (\square valores médios; I erro padrão) e (c) Histograma dos resultados de ortofosfato, obtidos de junho de 2005 a maio de 2006, nas 6 estações de amostragem.

Os compostos fosfatados presentes nos rios são decorrentes das atividades fisiológicas, oriundas da decomposição do ácido fosfórico. Essa decomposição ocorre na presença de íons capazes de formar um complexo.

Tanto o ortofosfato quanto o fósforo total dissolvido indicam que o corpo do rio apresenta uma alteração da qualidade por diferentes fontes, sendo uma delas a degradação e a outra a atividade fotossintética. Segundo PAYNE (1986), a concentração do ortofosfato é bastante variável por sua rápida incorporação pelas comunidades aquáticas. No entanto, o fósforo total e o nitrogênio total são

os melhores indicadores do conteúdo de nutrientes em qualquer ecossistema (ESTEVES, 1998).

A análise de componentes principais (ACP) revelou que somente os eixos 1, 2 e 3 apresentaram autovalores maiores que 1,0. Esses três eixos, em conjunto, explicaram 68,7% da variabilidade dos dados (Figura 18). O primeiro eixo da análise de componentes principais (CP1) apresentou autovalor de 2,7 e explicou 36,7% da variabilidade. As variáveis limnológicas que mais contribuíram negativamente para a formação desse eixo foram ortofosfato, fósforo dissolvido e amônia. No segundo eixo (CP2, com autovalor de 1,84), contribuíram positivamente a temperatura da água, turbidez e material em suspensão, explicando 18,4% da variabilidade. No terceiro eixo (CP3, com autovalor de 1,36), as variáveis, condutividade elétrica e oxigênio dissolvido contribuíram negativamente para a formação desse eixo (Tabela 3).

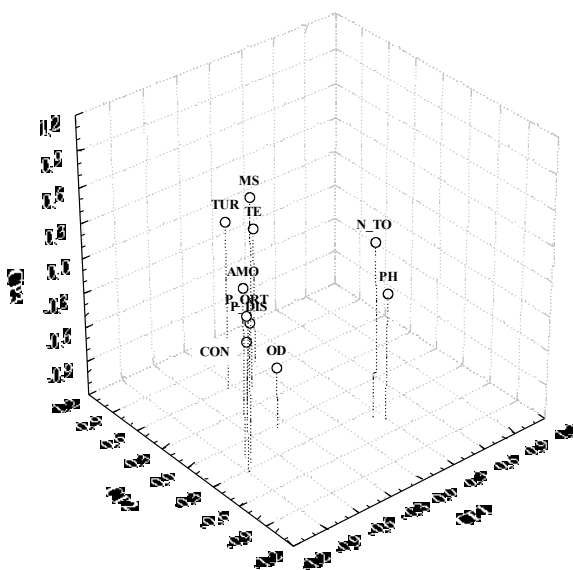


Figura 18 - Ordenação dos eixos da análise de componentes principais, obtidos de junho de 2005 a maio de 2006, nas 6 estações de amostragem.

Tabela 3 - Autovetores das variáveis limnológicas, obtidas pela Análise de Componentes Principais e autovalores dos eixos CP1, CP2 e CP3.

Variáveis Limnológicas	CP1	CP2	CP3
------------------------	-----	-----	-----

Condutividade	-0,37	0,35	-0,65
pH	0,30	-0,46	-0,09
Temperatura da Água	0,03	0,75	-0,01
Oxigênio Dissolvido	-0,39	-0,03	-0,66
Turbidez	-0,36	0,60	0,27
Nitrogênio Amoniacal	-0,81	-0,18	0,27
Fósforo Dissolvido	-0,81	-0,25	0,01
Nitrogênio Total	0,24	-0,38	0,33
Ortofosfato	-0,89	-0,32	0,14
Material em Suspensão	-0,20	0,50	0,46
Autovalores (λ)	2,70	1,84	1,36
% de explicação	36,7	18,4	13,6

Nota: Em negrito estão as variáveis que mais contribuíram para a formação dos eixos.

De acordo com a ANOVA aplicada aos escores do eixo 1 (CP1), as variáveis limnológicas diferiram significativamente entre os meses ($F=17,97$, $p<0,05$), sendo que outubro, novembro e março diferem dos outros meses (Figura 19a). Ressalta-se que a ordenação desse eixo foi influenciada principalmente pelos nutrientes nitrogenados e fosfatados, que também se correlacionaram entre si, nitrogênio amoniacal com fósforo total dissolvido ($R=0,68$, $N=72$), ortofosfato com nitrogênio amoniacal ($R=0,91$, $N=72$) e as formas fosfatadas entre si ($R=0,83$; $N=72$).

Na Figura 19b, o segundo eixo, CP2, também apresentou diferença significativa entre os meses ($F=19,94$; $p<0,05$), revelando que os meses de agosto e maio diferem dos demais. Isso evidenciou a influência positiva na ordenação desse eixo (CP2) das variáveis: material em suspensão, turbidez e temperatura da água, demonstrando nitidamente o período chuvoso, em que o carreamento de material alóctone e autóctone exerce um papel importante no comportamento hídrico, tanto na ciclagem de nutrientes quanto nas alterações da biota aquática.

Os escores do eixo CP3 também diferiram, entre os meses ($F=4,93$, $p<0,05$), porém essa ordenação não ocorreu de maneira nítida, ou seja, os eventos que interferem no meio estão agindo de forma aleatória (Figura 19c).

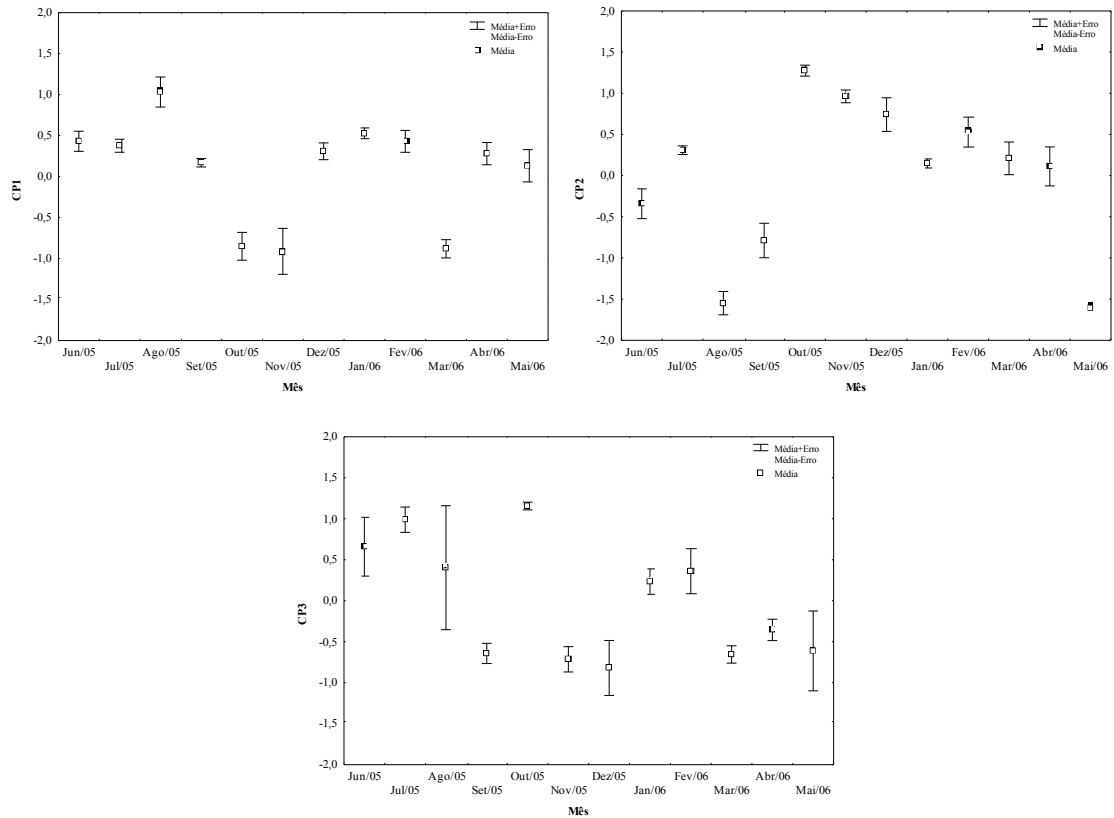


Figura 19 - Valores médios dos escores (a = CP1, b = CP2 e c = CP3), derivados da matriz de fatores limnológicos, no período de junho de 2005 a maio de 2006, nas 6 estações de amostragem.

1.5 CONCLUSÃO

De acordo com os dados analisados, as variações sazonais de alguns parâmetros limnológicos apresentaram uma forte correlação com as características naturais, como os períodos chuvosos.

As concentrações médias das variáveis limnológicas analisadas estão dentro dos parâmetros propostos pela Resolução 357/2005 - CONAMA, porém cabe observar que as maiores concentrações de nitrogênio amoniacal, nitrogênio total, fósforo total dissolvido e ortofosfato não estão relacionados com nenhum evento natural, tendo em vista que a forte relação entre esses fatores aponta para o aporte de nutriente alóctone por vias difusas ou pontuais.

Como discutido neste trabalho, corroborando outros autores, a fisiografia dos riachos, a geologia, a cobertura do solo e as camadas subsuperficiais de água podem se associar ao aumento de alguns compostos ou nutrientes. Apesar destes dados não permitirem o isolamento dos principais fatores controladores (naturais x antropogênicos) da química destas águas, as alterações, principalmente de oxigênio dissolvido, devem ser consideradas no contexto da capacidade de autodepuração dos corpos hídricos, pois a vegetação ripária, o manejo do solo e o tratamento de efluentes agroindustriais devem ser maximizados, para minimizar o aporte de formas nitrogenadas, fosfatadas e sedimentos.

REFERÊNCIAS

- BARBOSA, F. A. R. (Org.), Workshop: Brazilian Programme on Conservation and Management of Inland Waters. **Acta Limnol. Bras.** v. 5. Belo Horizonte. 1994.
- BUSS, D. F.; NESSIMIAN, J. L. Bases conceituais para a aplicação de biomonitoramento em programas de avaliação da qualidade da água de rios. **Cadernos de Saúde Pública**, Rio de Janeiro. v. 19, n. 2, p. 465-473. 2003.
- CALLISTO, M.; GOULART, M.; MEDEIROS, A. O.; MORENO, P.; ROSA, C. A. Diversity Assessment of Benthic Macroinvertebrates, Yeasts, and Microbiological Indicators Along a Longitudinal Gradient in Serra do Cipó, Brazil. **Braz. Journal Biol.**, São Carlos, v. 64, n. 4, p. 743-755. 2004.
- CLARK, E. H.; HAVERKAMP, J. A.; CHAMPMAN, W. **Eroding soils: the off-farm impacts.** Washington, DC: The Conservation Foundation, 1985. 252 p.
- COGO, M. C. **O papel dos sedimentos em suspensão no metabolismo de rios de micro e meso-escala no Estado de Rondônia.** 2005. 61 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agroecossistema) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo. Piracicaba – SP, 2005.
- COLE, G. A. **Textbook of limnology.** 3. ed. London: C.V. Mosby Company, 1983. p. 261-281.

COOPER, J. R. Nitrate depletion in the riparian zone and stream channel of a small headwater catchment. **Hydrobiologia**, Netherlands , v. 202, n. 1-2, p. 13-26. 1990.

COOPER, J. R.; GILLIAM, J. W.; DANIELS, R. B. & ROBARGE, W. P. Riparian areas as filters for agricultural sediment. **Soil Science Society of American Journal**, Madison, , v. 51, 416–420. 1987.

DANIELS, R. B.; GILLIAM, J. W. Sediment and chemical load reduction by grass and riparian filters. **Soil Science Society of American Journal**, Madison, v. 60, p. 246-251. 1996.

DELONG, M. D.; BRUSVEN, M. A. Classification and spatial mapping of riparian habitat with applications toward management of streams impacted by nonpoint source pollution. **Environmental Management**, New York v. 15(4): 1991. 565-571p.

ESTEVEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. 575 p.

FIGUEIREDO, A. H.; MESQUITA, O. V., SILVA, S. T. **O impacto desigual da modernização da agricultura no Oeste do Paraná**. Rio de Janeiro: 1984.

FURTADO, C. M. **Caracterização limnológica e avaliação da qualidade da água de um trecho urbano do rio Acre, Rio Branco-AC, Brasil**. 2005. 58p. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Manejo de Recursos Naturais) - Universidade Federal do Acre. Rio Branco-AC, 2005.

HENRY, R., 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. In: **Ecologia de reservatório: estrutura, função e aspectos sociais**. Botucatu: Raul Henry. 1999. p. 687-710.

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO OESTE DO PARANÁ – UNIOESTE, Grupo de Pesquisas em Recursos Pesqueiros e Limnologia – GERPEL; ITAIPU BINACIONAL. **Monitoramento dos parâmetros limnológicos e ictiológicos da sub-bacia do rio São Francisco Verdadeiro**. Foz do Iguaçu – PR. 2005. (Relatório técnico).

JOHNSTON, C. A.; BUBENZER, G. D.; LEE, G. B.; MADISON, W.; MCHENRY, J. R. Nutrient trapping by sediment deposition in a seasonally flooded lakeside wetland. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 13. p. 283-289. 1984.

KLAPPROTH J. C.; JOHNSON, J. E. **Understanding the science behind riparian forest buffers: effects on water quality**. Virgínia – USA: Virginia Cooperative Extension. Publication Virginia Polytechnic Institute and State University. 2000. p. 420-451.

LAMPARELLI, M. C. **Grau de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: Avaliação dos métodos de monitoramento**. 2004. 235 f. Tese (Doutorado em Ciências na Área de Ecossistemas Aquáticos e Terrestres) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo. São Paulo, 2004.

LEITE, N. K. **A Biogeoquímica do rio Ji-Paraná, Rondônia**. 2004. 44 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo. Piracicaba, 2004.

LESACK, L.F.W. Export of nutrients and major ionic solutes from a rain-forest catchment in the central Amazon basin. **Water Resources Research**, Washington, v. 29, n. 3, p. 743-758. 1993.

LOVEJOY, S. B.; LEE, J. G.; RANDHIR, T. O.; ENGEL, B. A. Research needs for water quality management in the 21st century: a spatial decision support system. **Journal Soil and Water Conservation**, Madison, v. 52, n. 1, p. 18-22. 1997.

MACKERETH, F. J. H., HERON, J., TALLING, J. F. **Water analysis**: some revised methods for limnologists. Cumbria: Freshwater Biological Association, 120 p. (Scientific Publication, n. 36). 1978.

MARGALEF, R. **Limnologia**. Barcelona: Omega, 1983. 1010 p.

MARKEWITZ, D.; DAVIDSON, E.A.; FIGUEIREDO, R.D.O.; VICTORIA, R.L.; KRUSCHE, A. V. Control of cation concentration in stream waters by surface soil processes in Amazonian watershed. **Nature** . v. 410, n. 6830, p .802-805, Apr. 12, 2001.

MANLY, B. F. J. Multivariate statistical methods: a primer. 2. ed. London: **Chapman & Hall**, 1985. p. 76-92.

MATSUMURA-TUNDISI, T. Diversidade de zooplântico em represas do Brasil. In: **Ecologia de reservatório**: estrutura, função e aspectos sociais. Botucatu: Raul Henry, 1999. p. 39-54.

MEYBECK, M.; HELMER R. An introduction to water quality. In: CHAPMAN, D. **Water quality assessment**. Cambridge: Universidad Press, 1992. 585p.

MORETTO, E. M.; NOGUEIRA, M. G.. Physical and chemical characteristics of lavapés an Capivara rivers, tributaries of Barra Bonita Reservoir (São Paulo – Brazil). **Acta Limnol. Bras.**, Botucatu, v. 16, n. 1, p. 27-39. 2003.

MUSCUTT, A. D.; HARRIS, G. L.; BAILEY, S. W.; DAVIES, D. B. BUFFER zones to improve water quality: a reiew of their potencial use in UK agriculture. **Agriculture, Ecosystems and Environments**, Canada, v. 45, p. 59-77. 1993.

NECCHI, O. J. R.; BRANCO, L. H. Z.; BRANCO, C. C. Z.. Características limnológicas da bacia do alto rio São Francisco, parque nacional da Serra da Canastra, MG. **Acta Limnol. Bras.** Botucatu, v. 12 p. 91-22. 2000.

NETO, M. S. S; ALVES, R., FIGUEIREDO, A. C.; HINO, K. Caracterização Hidrogeoquímica da bacia do Rio Manso-Cuiabá, MT. **Acta. Limnol. Bras.** Botucatu, v. 6. p. 230-244. 1993.

OLIVEIRA, L. C.; BAUMGARTNER, G.; GOMES, B. M. **Variação espacial e temporal das variáveis abióticas na porção média do rio São Francisco Verdadeiro.** Toledo. 2007. Trabalho não publicado.

OSBORNE, L. L.; KOVACIC, D. A. Riparian vegetated buffer strips in water quality restoration and stream management. **Freshwater Biology.** London, v. 29, p. 243-258. 1993.

PAYNE, A. I. **The ecology of tropical rivers and reservoirs.** Chichester: John Wiley, 1986. 301 p.

PEGRAM, G. C.; BATH, A. J. Role on non-point source in the development of a water quality management plan for the Mgeni River catchment. **Wat. Science Tech.**, Sweden, v. 32, n. 5-6, p. 175-182. 1995.

PETERJOHN, W. T.; CORRELL, D. L. Nutrient dynamics in an agricultural watershed: observations on the role of riparian forest. **Ecology**, New York, v. 65, n. 5, p. 1466-1475. 1984.

PRAT, T.; RHEW, S. R.; BRUSUE, M. Soil erosion and nonpoint source pollution control in an Idaho watershed. **Journal of Soil and Water Conservation**, Madison, v. 44, p. 323-328. 1989.

RESSLER, D. et al. Localized comaction and doming to increase N-use efficiency and reduce leaching. In: CLEAN WATER - CLEAN ENVIRONMENT - 21ST CENTURY: TEAM AGRICULTURE - WORKING TO PROTECT WATER RESOURCES, 1995, Kansas City. **Conference Proceedings...** San Joseph: American Society of Agricultural Engineers, n. 8, v. 3: Practices, Systems & Adoption. 1995. p. 215.

RIBEIRO, E. N. **Avaliação de indicadores microbianos de balneabilidade em ambientes costeiros de Vitória-ES.** 2002. Tese (Doutorado em Ciências Ambientais) - Universidade Federal do Espírito Santo. Vitória – ES, 2002.

RIOS, L.; CALIJURI, M. C. A bacia hidrográfica do Ribeirão do Feijão: Uma proposta de ordenação das sub-bacias através de variáveis limnológicas. **Acta Limnol. Bras.** Botucatu, v. 7, p. 151-161. 1995.

RODRIGUES, L.; BICUDO, D. C. Limnological characteristics comparison in three systems with different hydrodynamic regime in the upper Paraná river floodplain. **Acta Limnol. Bras.** Botucatu, v. 13, n. 1, p. 39-49. 2001.

SABATER, F.; ARMENGOL, J.; SABATER, S. Measuring discontinuities in the Ter River. **Regulated Rivers: Res. Manag.** Birmingham, v. 3, p. 133-142. 1989.

SCHALLER, F. W.; BAILEY, G. W. **Agricultural management and water quality**. Ames, Iowa: Iowa State University Press, 1985.

SHARPLY, A.; SMITH, S. J.; DANIEL, J. A. Prevention of ground and surface water contamination by new agricultural management systems. In: CLEAN WATER - CLEAN ENVIRONMENT - 21ST CENTURY: TEAM AGRICULTURE-WORKING TO PROTECT WATER RESOURCES, 1995, Kansas City. **Conference Proceedings...** San Joseph: American Society of Agricultural Engineers, v. 3: Practices, Systems & Adoption. 1995. p.243-246.

SILVA, M. A. L.; CALASONS, C. F.; ORALLE, A.R.C.; REZENDE, C.E. Dissolved nitrogen and phosphorus dynamics in the lower portion of the Paraíba do Sul River, Campos dos Goytacazes, RJ, Brazil. **Brazilian Arch. Biol. Tech. Cidade**, v. 44, n. 4, p. 365-371. 2001.

SIMÕES, L. B.; CARDOSO, L. G. Avaliação das larguras de matas ripárias para controle da poluição difusa. Energia na agricultura. In: R. HENRY, **Ecótonos nas Interfaces dos Ecossistemas Aquáticos**. São Carlos: RIMA, 339-349. 2003.

SMITH, W. S.; PETRERE, JR. M. Caracterização limnológica da bacia de drenagem do rio Sorocaba, São Paulo. **Acta Limnol. Bras.** Botucatu, v. 12, n. 15-27. 2000.

SOLUÇÕES EM MEIO AMBIENTE – SOMA. **Plano básico ambiental**. Curitiba: [s.n.], 2002. 148 p.

SOKAL, R. R.; ROHLF, F. J. **Biometry**. 2. ed. New York: W. H. Freeman and Company, 1981. 859 p.

TUNDISI, J. G. **Água no século XXI: Enfrentando a escassez**. São Carlos: RIMA/IIE, 2003. 247 p.

U.S. DEPARTAMENTO OF AGRICULTURE. **Riparian forest buffer: function and design for protection and enhancement of water resources.**, Pennsylvania – US: USDA, 1991. 24 p.

VANNOTE, R.C.; MINSHALL, G. W.; CUMMINS, K.W.; SEDELL, J R.; CUSHING, E. The river continuum concept. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.** Canada, v. 37, p. 130-137. 1980.

WETZEL, R. G. **Limnologia**. Lisboa: Fundação Calouste Goulbekian, 1993. 919 p.

WETZEL R. G. **Limnology**. Lake na river ecosystems. 3. ed. San Diego: Academic Press, 2001. 1006 p.

WETZEL, R. G.; LIKENS, G. E. **Limnological analyses**. 2. ed. Springer-Verlag, 2001. 391 p.

ZAAR, Miriam Hermi. O processo migratório no extremo oeste do estado do Paraná / Brasil com a construção da Hidrelétrica Binacional Itaipu. **Scripta Nova. Revista Electrónica de Geografía y Ciencias Sociales**. Barcelona, Universidad de Barcelona, v. 69 n. 47, 1 de agosto de 2000. Disponível em: <<http://www.ub.es/geocrit/sn-69-47.htm>>. Acessado em: 21 de fevereiro. 2004.

CAPÍTULO 2

2 PADRÕES ESPACIAIS E TEMPORAIS NA ABUNDÂNCIA DE PEIXES EM RIACHOS DA MICROBACIA DO RIO SÃO FRANCISCO VERDADEIRO

RESUMO

Com objetivo de avaliar os padrões espaciais e temporais na abundância no período de junho de 2005 a abril de 2006 da comunidade de peixes na microbacia do rio São Francisco Verdadeiro foram estabelecidas seis estações de coleta em três riachos (Curvado, Ajuricaba e Arroio Fundo), uma estação na foz e outra na nascente desses riachos. Foram analisadas as seguintes variáveis: temperatura, pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, turbidez, material em suspensão, fósforo total dissolvido, ortofosfato, nitrogênio total e nitrogênio amoniacal. Foram realizadas amostragens bimestrais pelo método da pesca elétrica em dois pontos de coleta, um próximo à nascente e outro nas proximidades da foz. As coletas resultaram na captura de 2676 exemplares pertencentes a 29 espécies distribuídas em oito famílias. As estações de nascente apresentaram uma alta densidade em número de indivíduos e maiores valores de diversidade, equitabilidade e riqueza de espécies em relação à Foz. Contudo, o aporte de material alóctone contribuiu para a estruturação temporal dos peixes, reflexo do período chuvoso, que não foi responsável por mudanças espaciais, mas sendo assim cabe a ressalva da importância do manejo adequado da bacia, no intuito de preservar não só a biota aquática, como a vida ao redor dela.

Palavras-Chaves: Variáveis físicas e químicas, água, material alóctone, ictiofauna.

ABSTRACT**SPATIAL AND TEMPORAL PATTERNS IN THE ABUNDANCE
OF FISH IN STREAMS OF THE MICRO-BASIN OF THE SÃO
FRANCISCO VERDADEIRO RIVER.**

With objective of evaluating spatial and temporal patterns during the period of June of 2005 and April of 2006 of the fish community in the micro-basin of the São Francisco Verdadeiro river, were established six sampling stations in three streams (Curvado, Ajuricaba and Arroio Fundo): a station in the mouth and other in the spring of those streams. The following variables were analyzed: temperature, pH, electric conductivity, dissolved oxygen, turbidity, material in suspension, total phosphorus dissolved, orthophosphate, total nitrogen and amoniacal nitrogen. Bimonthly samplings were accomplished by the method of electric fishing in two sampling sites, one close to the spring and other in the proximities of the mouth . The collections resulted in 2,676 units pertaining to 29 species distributed in eight families. The spring stations presented a high density in number of individuals and larger diversity values, equitability and richness of species when compared to the mouth. However, the contribution of alloctone material contributed to the temporary structuring of the fish, reflex of the rainy period, which was not responsible for the space changes. It's worth safeguarding the importance of the appropriate handling of the basin, if it was the intention of preserving not only the aquatic biota, but the life around her, as well.

Keywords: Physical and chemical variables, water, alloctone material, ichtyofauna.

2.1 INTRODUÇÃO

As águas interiores (rios e riachos) são os primeiros *habitats* a sofrerem degradação, por serem os locais de escolha dos homens para se estabelecer às suas margens, utilizando-se dessas águas para diversas finalidades. O uso indevido desses sistemas aquáticos pode causar danos de extensão considerável devido à continuidade dos rios (MATSUMURA–TUNDISI, 1999).

O regime de precipitação tem grande importância no transporte de material, dependendo da cobertura vegetal na bacia hidrográfica, o escoamento superficial apresentará diferentes intensidades na remoção de nutrientes e sedimentos dos ecossistemas terrestres para os rios (HENRY; SANTOS; CAMARGO, 1999). As bacias de drenagem, quando cobertas por florestas, tendem a exportar menos nitrogênio e fósforo que áreas de pastagem e de uso agrícolas. Assim, o constante uso do solo pela agricultura e pela pecuária torna-se um dos problemas-chaves e ameaçadores dos recursos hídricos, em função da quantidade de material exportado para o meio aquático.

Os rios e riachos apresentam um fluxo de água unidirecional, com processos de erosão e deposição (BARRELLA, 2001), proporcionando o arraste de material orgânico e inorgânico no sentido nascente-foz, possibilitando que componentes indesejados ao ambiente sejam carregados pelas chuvas, percorrendo o leito dos rios e riachos e afetando as comunidades aquáticas.

Além disso, está também estabelecido que as características observadas em um determinado local do rio são resultantes dos processos locais e dos sítios a montante (BARRELLA, 2001).

A comunidade de peixes de riachos constitui-se em excelente grupo indicador da integridade biótica, a qual, associada à integridade física e química dos *habitats* do ecossistema, compõe a integridade ecológica ou biológica, definida como a manutenção da capacidade de auto-organização do sistema em

diferentes escalas de tempo e espaço (CASATTI, 2004). Segundo ABES (1998), a riqueza de espécies em um corpo hídrico, está diretamente relacionada ao grau de preservação e à complexidade do *habitat*. Dessa maneira, o conhecimento das características físicas, químicas e biológicas dos riachos permitirá a caracterização dos ambientes, de acordo com o uso da bacia hidrográfica.

Assim, os objetivos estabelecidos para este trabalho foram avaliar os padrões espaciais (estações de amostragem) e temporais (período de junho de 2005 a abril de 2006) da comunidade de peixes em riachos, e a inferência de alguns parâmetros limnológicos e fisiográficos que possam refletir a situação de degradação da biota.

2.2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.2.1 Ictiofauna

A fauna de peixes de água doce da América do Sul é a mais rica e diversificada ictiofauna continental do planeta, contendo aproximadamente 60 famílias, várias centenas de gêneros e em torno de 5.000 espécies (CASTRO, 1999).

O Brasil, por possuir a maior rede hidrográfica do mundo, detém também o título de país campeão em riqueza de espécies de peixes de água doce. Segundo NAKATANI *et al.* (2001), aqui são encontradas três mil espécies, mais que o dobro do segundo país mais rico em espécies: a Indonésia.

A bacia do rio Paraná tem uma fauna de peixes composta por cerca de 600 espécies (BONETTO, 1986), a maioria das quais no alto rio Paraná. Os levantamentos realizados entre a barragem do reservatório de Itaipu e a foz do rio Paranapanema revelaram uma ictiofauna de 170 espécies, sendo que na calha principal do rio Paraná são registradas 100 espécies, tanto de pequeno, como de médio e grande porte (AGOSTINHO *et al.*, 1997).

A fauna de peixes dos riachos brasileiros é representada exclusivamente pelos peixes teleósteos, e outro grupo de organismo como os peixes pulmonados (BUCKUP, 1999). Segundo CASTRO (1999), a fauna de peixes de riachos constitui-se num conjunto de espécies pouco conhecido e ameaçado pela ação antrópica, especialmente no sudeste do Brasil.

2.2.1.1 Indicativos de impacto sobre o meio ambiente aquático

Os impactos ambientais em corpos hídricos, até recentemente, eram detectados somente por análises a partir de fatores abióticos, com vistas ao consumo humano da água (HUGHES, 1995), não sendo considerados os impactos causados na porção biótica do sistema, nem o custo de reabilitação e restauração da estrutura ecológica natural. Esse fato leva a crer que, para a avaliação dos impactos causados por ações antrópicas no ambiente, também são necessários estudos sobre as assembléias e comunidades biológicas.

Segundo DOMATO (2001), a presença, ausência ou abundância de uma ou várias espécies pode ser indicativo de alteração nas condições e na qualidade ambiental, o que caracteriza a ictiofauna como ótimo indicador ecológico do ambiente. De acordo com KARR (1981), a avaliação do índice de integridade biótica, por meio da comunidade de peixes, revelou que o aumento da degradação ambiental provocou um decréscimo na diversidade de espécies de peixes em países da América do Norte. Tais alterações também foram constatadas por MOYLE *et al.* (1985) e BAIN, FINN e BOOKE (1988), que verificaram uma diminuição no número de espécies nativas com a degradação ambiental nas bacias de Sacramento (Califórnia – USA). Fato que, segundo FERNANDO e HOLCIK (1991), é atribuído à falta de adaptação das espécies nativas às novas condições ambientais.

Segundo ARNDT, FOMIN e LORENZ (1996), a fauna de peixes possui rápida reação às alterações ambientais, pela modificação de seu metabolismo e/ou de sua composição química, tornando-os bioindicadores ambientais. Assim, é possível obter respostas sobre a qualidade dos ambientes em função da composição ictiofaunística.

Os peixes por estarem presentes na maioria dos corpos de água, possuem diferentes níveis tróficos e de *habitat*, taxonomia pouco conhecida e relevante valor estético e econômico, caracterizam-se como uma das principais comunidades existentes nos corpos hídricos.

2.3 MATERIAL E MÉTODOS

2.3.1 Área de Estudo

Para realização das coletas foram definidas seis estações de amostragem situadas em três riachos: Curvado (E1=Nascente, E2=Foz), Ajuricaba (E3=Nascente, E4=Foz) e Arroio Fundo (E5=Nascente, E6= Foz), pertencentes à microbacia hidrográfica do rio São Francisco Verdadeiro (Figura 20). O posicionamento geográfico dessas estações é apresentado na Tabela 4.

Tabela 4 - Geoposicionamento das estações de coletas.

RIACHOS	ÁREA	ESTAÇÃO	MUNICÍPIO	POSICIONAMENTO
Curvado	Nascente	E1	Marechal C. Rondon	21J 0788638S/7280166S
	Foz	E2	Marechal C. Rondon	21J 0787404S/7275769S
Ajuricaba	Nascente	E3	Marechal C. Rondon	21J 0791711E/7278627S
	Foz	E4	Marechal C. Rondon	21J 0787391E/7275728S
Arroio Fundo	Nascente	E5	Marechal C. Rondon	21J 0796877S/7277177S
	Foz	E6	Marechal C. Rondon	21J 0787369S/7274635S

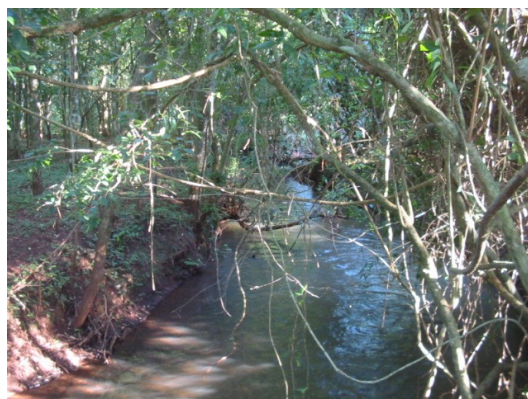
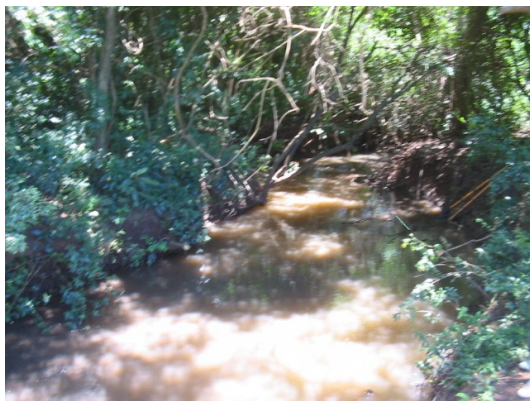
Fonte: Dados da Pesquisa.



Figura 20 - Estações de amostragem situadas na microbacia do rio São Francisco Verdadeiro.

2.3.1.1 Riacho Curvado

O ambiente da estação E1 caracterizou-se pelo fundo rochoso com pequenas áreas de lodo e considerável quantidade de abrigos, com predominância de árvores e arbustos em suas margens. Na estação E2 observou-se fundo pedregoso, pequena quantidade de abrigos e margens com larga faixa de arbustos, poucas árvores e considerável quantidade de solo desprovido de vegetação (Figura 21).



Estação E1

Estação E2

Figura 21 - Estações do riacho Curvado.

2.3.1.2 Riacho Ajuricaba

Na estação E3 observou-se fundo lodoso e ausência de abrigos, suas margens apresentam predominância de solo desprovido de vegetação, com pequena faixa de árvores e arbustos. Ambiente inverso foi registrado na estação E4, que possui fundo pedregoso, pouco abrigo, ampla faixa de arbustos, poucas árvores e pequena faixa de solo desprovido de vegetação (Figura 22).



Estação E3

Estação E4

Figura 22 - Estações do riacho Ajuricaba.

2.3.1.3 Riacho Arroio Fundo

A estação E5 apresenta fundo pedregoso, ausência de abrigos e suas margens possuem quantidade razoável de árvores e arbustos, com faixas de solo desprovido de vegetação em ambas as margens. Situação semelhante ocorre na estação E6 que também apresenta fundo pedregoso e ausência de abrigos, porém nas suas margens há uma predominância de árvores e arbustos e pequenas faixas de solo desprovido de vegetação em sua margem esquerda (Figura 23).



Estação E5

Estação E6

Figura 23 - Estações do riacho Arroio Fundo.

2.3.2 Coleta e Análise da Ictiofauna

As coletas foram realizadas bimestralmente, no período de junho de 2005 a abril de 2006, posteriormente às coletas de água, que fazem parte do monitoramento da qualidade das águas dos riachos, descrita e detalhada sua metodologia e parâmetros no capítulo anterior. Porém, nesse capítulo, os parâmetros utilizados para as correlação foram obtidos bimestralmente, como as coletas da ictiofauna.

Em cada estação de amostragem delimitou-se um trecho de 40 metros de extensão, onde foram tomadas medidas de área (m²) e da profundidade (m), em segmentos de 10 em 10 metros. O percentual da cobertura de vegetação ripária foi estimado visualmente em cada seção de 10 metros na estação de amostragem e dividido em percentual, ou seja, vegetação arbórea, arbustiva, rasteira (gramíneas) e ausência de vegetação (solo nu). Os tipos de substratos (arenoso, rochoso, argiloso, com seixos) e abrigos disponíveis para os peixes foram quantificados por uma escala de 0-4, correspondendo à ausente, raro, abundante e muito abundante, respectivamente (PUSEY; ARTHINGTON; READ, 1998).

A pesca experimental foi realizada nos trechos de 40 metros, delimitados a jusante e a montante por duas redes de bloqueio de malha de 0,5cm, por meio de pesca elétrica, utilizando-se dois puçás energizados (cátodo e ânodo), por um gerador de eletricidade de 2,5 kW, funcionando em corrente contínua com saída de 220V e 2A, em três coletas sucessivas no sentido da foz à cabeceira (SUZUKI *et al.*, 1997, modificado) (Figura 24). Após as coletas com pesca elétrica, foram utilizadas peneiras em vinte lances em cada local, para complementação do inventário ictiofaunístico.



Figura 24 - Procedimento de delimitação da área amostral (esquerda) e procedimento de pesca elétrica (direita).

Todo material coletado foi triado no local e os peixes fixados em formol 4% e transportados ao laboratório para análise (Figura 25), onde foram

identificados, segundo as chaves propostas por BRITSKI (1972), GÉRY (1977), ITAIPU BINACIONAL (1981), NAKATANI *et al.* (2001) e GRAÇA (2004). De cada exemplar foram obtidos o comprimento total (cm), padrão (cm) e o peso (gramas).



Figura 25 - Procedimento de triagem "*in situ*" (esquerda) e exemplar que será fixado (direita).

2.3.3 Análise Estatística

A constância das espécies foi calculada pela frequência de ocorrência em todas as coletas, utilizando-se a equação: $c = (p \times 100)/P$, em que **c** é a constância, **p** é o número de vezes que a espécie ocorreu nas coletas e **P** é o número total de coletas (DAJOZ, 1983). Foram consideradas **constantes** as espécies que obtiveram frequência superior a 50%, **ocasionais** as que obtiveram frequência superior a 25 e inferior ou igual a 50%, **acidentais** as que obtiveram frequência inferior ou igual a 25% e **ausentes** as não capturadas em determinada estação, durante o período amostral.

Para a produtividade, considerou-se o número de indivíduos (densidade) e a biomassa (kg), capturada por hectare de lâmina de água (ZIPPIN, 1978), enquanto que a diversidade específica foi estimada pelo índice de Shannon: $H' = \sum p_i \cdot \log(p_i)$, em que **p_i** é a proporção da espécie **i** na amostra, enquanto que a

eqüitabilidade será definida pela equação $E = H'/S$, em que E é a eqüitabilidade e S o número de espécies capturadas (PIELOU, 1975).

Para estabelecer a diferenciação entre os ambientes amostrados, quanto às variáveis abióticas e fisiográficas, foi utilizada uma Análise de Componentes Principais (ACP), de acordo com MANLY (1985), com os dados (abióticos e fisiográficas) previamente transformados em $\ln(x+1)$, para reduzir a dimensionalidade dos dados. Os eixos retidos para a interpretação foram aqueles que apresentaram autovalores maiores que 1,0, segundo o critério de Kaiser-Gutman (JACKSON, 1993). Aos escores dos eixos retidos foi aplicada uma análise de variância (ANOVA) para definir diferenças significativas no conjunto de dados. Os fatores ambientais e fisiográficos que apresentaram coeficientes de estrutura maiores que 0,4 foram considerados biologicamente importantes (HAIR *et al.* 1984).

A correlação entre os parâmetros limnológicos e fisiográficos e a abundância, diversidade e riqueza, foi analisada por meio de uma correlação de Pearson, conforme SOKAL e ROHLF (1981).

2.4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

No período de junho de 2005 a abril de 2006 foram capturados 2.676 indivíduos (Curvado com 784, Ajuricaba com 878 e Arroio Fundo com 1014 indivíduos), totalizando 29 espécies, distribuídas em 9 famílias e 19 gêneros (Tabela 2).

As principais famílias HEPTAPTERIDAE, LORICARIIDAE e CHARACIDAE (pertencentes à ordem dos Characiformes e Siluriformes) refletem o esperado para a composição ictiofaunística de riachos da bacia do rio Paraná, corroborando os resultados obtidos por CASTRO e CASATTI (1997), PAVANELLI e CARAMASHI (1997), CASATTI, LANGEANI e CASTRO (2001), CASTRO et. al. (2003) e CASATTI (2004).

O número de espécies encontradas, nos três riachos da bacia do rio São Francisco Verdadeiro: 29, foi próximo aos obtidos para a bacia do rio Paraná por CASATTI (2004) no Córrego São Carlos, SP: 28 espécies; por LEMES e GARUTTI (2002) no Córrego do Cedro, SP: 21; CASATTI, LANGEANI e CASTRO (2001) nos córregos Caldeirão, Sapé, 7 de Setembro e São Carlos, SP: 22 espécies; inferiores aos resultados obtidos por PAVANELLI e CARAMASHI (2003) no riacho Caracu e São Pedro, PR: 71 espécies e por CASTRO, FORESTI e CARVALHO (2003) em riachos da bacia rio Paranapanema, SP: 52 espécies.

MATTHEWS (1998) afirma que em estudos sobre ictiofauna há uma gama de parâmetros mensuráveis, em que o número de famílias e o número de espécies por família são medidas interessantes a serem observadas, sendo o número de espécies um indicador da integridade do ambiente. Segundo MOYLE e LI (1979), em locais nos quais ocorre elevada riqueza de espécies, o número de famílias existentes é relativamente grande. Segundo LOWE-MCCONNELL (1987), a ictiofauna neotropical é muito rica em espécies das ordens

Characiformes e Siluriformes, as quais, geralmente, incluem a maioria das espécies das assembléias de peixes, como constatado neste estudo.

Segundo UIEDA (1984), o possível efeito de alterações sazonais de uma determinada comunidade pode ser demonstrado pela constância das espécies. A frequência de ocorrência é uma característica que se apresenta variável de ambiente para ambiente, ao longo de um ambiente e no tempo (GARUTTI, 1988), variando também as categorias de constância.

Com relação à constância das espécies, do total coletado, 20,7% foram constantes, 20,7% ocasionais e 50,6% foram acidentais. Na primeira categoria foram registradas: *A. altiparanae*, *Astyanax paranae*, *C. zebra*, *G. inaequilabiatus*, *H. mustelinus* e *S. marmoratus*. No entanto, somente a espécie *H. mustelinus* ocorreu em todas as amostragens, enquanto que as espécies *A. altiparanae* e *S. marmoratus* só não ocorreram em uma amostragem na nascente do Curvado (Tabela 6).

A segunda categoria foi representada pelas espécies: *Ancistrus* sp, *B. exodon*, *C. niederleinii*, *H. ancistroides* e *R. quelen*, no entanto o *Ancistrus* sp foi ocasional em todas as estações, diferentemente das demais espécies dessa categoria que oscilaram sua ocorrência nas estações.

A terceira categoria foi representada principalmente pelas espécies: *Aphyocarax* sp, *B. stramineus*, *C. paranaense*, *Farlowella* sp, *Hoplias* sp.1, *Hoplias* sp.3 e *M. intermedia*, que ocorreram somente em uma estação e muito raramente. Isso ressalta a importância de um estudo para caracterizar as variações na estrutura das populações ou de determinada espécie com ocorrência restrita.

Tabela 5 - Agrupamento das diferentes espécies capturadas nas 6 estações de amostragem, entre junho de 2005 e abril de 2006.

CHARACIFORMES
CHARACIDAE
<i>Moenkhausia intermedia</i> Eigenmann, 1908
Aphyocharacinae
<i>Aphyocarax</i> sp
CRENUCHIDAE
<i>Characidium</i> aff. <i>zebra</i> Eigenmann, 1909
Cheirodontinae
<i>Serrapinnus notomelas</i> (Eigenmann, 1915)
Tetragonopterinae
<i>Astyanax altiparanae</i> Garutti & Britski, 2000
<i>Astyanax fasciatus</i> (Cuvier, 1819)
<i>Astyanax paranae</i> Eigenmann, 1914
<i>Bryconamericus exodon</i> Eigenmann, 1907
<i>Bryconamericus stramineus</i> Eigenmann, 1908
ERYTHRINIDAE
<i>Hoplias</i> sp.1
<i>Hoplias</i> sp.2
<i>Hoplias</i> sp.3
SILURIFORMES
CALLICHTHYIDAE
<i>Hoplosternum littorale</i> (Hancock, 1828)
HEPTAPTERIDAE
<i>Cetopsorhamdia iheringi</i> Schubart & Gomes, 1959
<i>Heptapterus mustelinus</i> (Valenciennes, 1835)
<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824)
LORICARIIDAE
Hypostominae
<i>Ancistrus</i> sp
<i>Hypostomus ancistroides</i> (Ihering, 1911)
<i>Hypostomus</i> sp.1
<i>Hypostomus</i> sp.2
Loricariinae
<i>Farlowella</i> sp.
GYMNOTIFORMES
GYMNOTIDAE
<i>Gymnotus inaequilabiatus</i> (Valenciennes, 1839)
<i>Gymnotus</i> sp.
<i>Gymnotus sylvius</i> Albert & Fernandes-Matiol, 1999
PERCIFORMES
CICHLIDAE
Cichlasomatinae
<i>Cichlasoma paranaense</i> Kullander, 1983
Cichlinae
<i>Crenicichla britskii</i> Kullander, 1982
<i>Crenicichla niederleini</i> (Holmberg, 1891)
<i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus, 1758)
ORDEM SYNBRANCHIFORMES
SYNBRANCHIDAE
<i>Synbranchus marmoratus</i> (Bloch, 1795)

Fonte: REIS, KULLANDER e FERRARIS (2003).

A análise da constância das espécies neste estudo apresentou valores similares aos registrados por CARAMASHI (1986), em riachos do rio Pardo e do Paranapanema, PAVANELLI e CARAMASHI (1997) no riacho Caracu e ABES (1998) no riacho Água Nanci. Porém, divergem dos resultados obtidos por LEMES e GARUTTI (2002), que observaram um número de espécies constantes superior aos de acessórias e acidentais nos diversos ambientes analisados no córrego dos Cedros no Estado de São Paulo.

Tabela 6 - Constância das espécies, em cada estação de amostragem entre junho de 2005 e abril de 2006

ESPÉCIE	CURVADO		AJURICABA		ARROIO FUNDO	
	Nascente	Foz	Nascente	Foz	Nascente	Foz
<i>A. altiparanae</i>	C	C	C	C	C	C
<i>A. fasciatus</i>	C	-	A	-	O	-
<i>A. paranae</i>	C	C	C	O	C	O
<i>Ancistrus</i> sp.	O	O	O	O	O	O
<i>Aphyocharax</i> sp.	-	-	-	-	-	O
<i>B. exodon</i>	A	O	A	O	-	C
<i>B. stramineus</i>	-	-	-	A	-	-
<i>C. britskii</i>	A	O	-	O	-	-
<i>C. iheringi</i>	-	A	O	-	O	C
<i>C. niederleinii</i>	O	C	-	A	C	C
<i>C. paranaense</i>	-	-	A	-	-	-
<i>C. zebra</i>	C	O	C	C	C	C
<i>Farlowella</i> sp.	-	-	-	-	-	O
<i>G. inaequilabiatus</i>	O	O	C	C	C	C
<i>G. sylvius</i>	A	A	C	-	A	A
<i>Gymnotus</i> sp.	A	A	A	-	A	A
<i>H. ancistroides</i>	C	A	C	-	O	O
<i>H. littorale</i>	-	-	O	-	-	-
<i>H. mustelinus</i>	C	C	C	C	C	C
<i>Hoplias</i> sp.1	-	-	-	A	-	-
<i>Hoplias</i> sp.2	A	A	O	-	-	-
<i>Hoplias</i> sp.3	-	-	A	-	-	-
<i>Hypostomus</i> sp.1	O	O	O	A	A	-
<i>Hypostomus</i> sp.2	-	-	A	O	-	-
<i>M. intermedia</i>	-	A	-	-	-	-
<i>O. niloticus</i>	-	-	O	-	A	-
<i>Rhamdia quelen</i>	C	O	O	O	A	O
<i>S. marmoratus</i>	C	C	C	C	C	C
<i>S. notomelas</i>	O	A	A	A	-	-

Legenda: C = constantes; O = ocasionais; A = acidentais e - = ausentes.

Na nascente do riacho Curvado as maiores contribuições em densidade de indivíduos e biomassa por hectare foram de *A. altiparanae* com densidade de

878,7 N.ha⁻¹ e biomassa de 8,11 Kg.ha⁻¹, seguida por *A. paranae* com densidade de 623,9 N.ha⁻¹ e em biomassa, *H. mustelinus* 6,17 Kg.ha⁻¹.

Na foz, as espécies de maior destaque em densidade de indivíduos e biomassa por hectare foram *H. mustelinus* com 1.791,39 N.ha⁻¹ e biomassa 9,4 Kg.ha⁻¹ e com menor expressão *S. marmoratus* com 179,86 N.ha⁻¹ e em biomassa instantânea *C. niederleinii* com 3,18 Kg.ha⁻¹ (Tabela 4).

As maiores contribuições em densidade de indivíduos e biomassa por hectare no riacho Ajuricaba nascente, foram das espécies *H. mustelinus* com densidade de 1.869,48 N.ha⁻¹ e biomassa 9,30 Kg.ha⁻¹, e *A. altiparanae* com densidade de 1.748,5 N.ha⁻¹ e biomassa superior à de *H. mustelinus* com 17,4 Kg.ha⁻¹. No entanto, na foz do riacho Ajuricaba, as espécies de maior destaque em densidade de indivíduos e biomassa por hectare foram *H. mustelinus*, com 2.673,23 N.ha⁻¹ e biomassa 9,8 Kg.ha⁻¹, e com menor expressão *S. marmoratus* com 337,77 N.ha⁻¹ e biomassa instantânea 4,85 Kg.ha⁻¹ (Tabela 4).

No riacho Arroio Fundo, na estação localizada próximo à nascente, as maiores contribuições em densidade de indivíduos e biomassa por hectare foram de *A. altiparanae* com densidade de 357,8 N.ha⁻¹ e biomassa 2,85 Kg.ha⁻¹, seguida por *A. paranae* com densidade de 331,82 N.ha⁻¹ e em biomassa com maior contribuição *H. mustelinus* 11,54 Kg.ha⁻¹. Na foz, as espécies de maior destaque em densidade de indivíduos e biomassa por hectare foram *H. mustelinus* com 1.514,66 N.ha⁻¹ e biomassa 7,90 Kg.ha⁻¹ e com menor expressão *C. zebra* com 179,28 N.ha⁻¹ e em biomassa instantânea *C. niederleinii* com 2,53 Kg.ha⁻¹ (Tabela 4).

Tabela 7 - Densidade (N.ha⁻¹) e biomassa (Kg.ha⁻¹) de peixes nas seis estações de amostragem, no período de junho de 2005 e abril de 2006

ESPÉCIE	DENSIDADE (N.ha ⁻¹)						BIOMASSA (Kg.ha ⁻¹)					
	Curvado		Ajuricaba		Arroio Fundo		Curvado		Ajuricaba		Arroio Fundo	
	F	N	F	N	F	N	F	N	F	N	F	N
<i>A. altiparanae</i>	122,32	878,73	144,76	1748,52	148,34	357,84	1,13	8,11	0,44	17,38	1,34	2,85
<i>A. fascitus</i>		35,15		33,00		6,56		0,20		0,97		0,83
<i>A. paranae</i>	43,17	623,92	9,66	175,95	1,23	331,82	0,17	4,12	0,42	0,93	0,85	1,68
<i>Ancistrus sp.</i>	43,17	61,51	38,62	98,97	15,35	45,54	0,47	0,52	0,53	0,64	0,15	0,50
<i>Aphyocarax sp.</i>						112,53						0,86
<i>B. exodon</i>	151,79	35,15	135,18	2,00	81,84		0,33	0,18	0,26	0,15		0,11
<i>B. stramineus</i>			9,66						0,49			
<i>C. britskii</i>	14,39	8,79			15,35		0,38	0,35				0,17
<i>C. iheringi</i>	7,19			33,00	81,84	32,54	0,14			0,49	0,14	0,15
<i>C. niederleinii</i>	79,14	43,94	9,66		153,45	45,54	3,18	1,47	0,21		2,53	1,35
<i>C. paranaense</i>				2,00						0,17		
<i>C. zebra</i>	64,75	37,56	77,24	263,92	179,28	266,75	0,73	0,44	0,83	0,25	0,33	0,50
<i>Farlowella sp.</i>						2,46						0,68
<i>G. inaequilabiatus</i>	57,55	96,67	144,76	34,93	66,50	91,87	0,89	2,93	3,83	12,84	1,77	1,63
<i>G. sylvius</i>	7,19	17,57		54,98	1,23	6,56	0,62	0,92		4,29	0,46	0,43
<i>Gymnotus sp.</i>		17,57		2,00	15,35	6,56		2,12		0,57	0,29	0,35
<i>H. ancistroides</i>	7,19	61,51		19,97	15,35	13,12	0,22	1,74		6,56	0,65	0,68
<i>H. littorale</i>				33,00							5,16	
<i>H. mustelinus</i>	1791,37	154,48	2673,23	1869,47	1514,66	249,45	9,37	6,18	9,81	9,30	7,90	11,54
<i>Hoplias sp 1</i>	7,19	17,57		76,98			0,50	1,26		9,33		
<i>Hoplias sp 2</i>				21,99							1,59	
<i>Hoplias sp 3</i>			9,66						0,74			
<i>Hypostomus sp.1</i>	14,39	26,36	9,66	33,00		32,54	0,83	2,56	0,80	3,98		1,73
<i>Hypostomus sp.2</i>			28,95	2,00					0,31	0,34		
<i>M. intermedia</i>	7,19						0,35					
<i>O. niloticus</i>				142,96		13,12				5,78		0,32
<i>R. quelen</i>	43,17	158,17	86,85	54,98	1,23	6,56	0,94	4,20	0,58	2,35	0,81	0,43
<i>S. marmoratus</i>	179,86	14,60	337,77	252,93	92,72	58,56	1,47	2,16	4,85	4,76	1,58	0,66
<i>S. notonelas</i>	14,39	61,51	19,31	2,00			0,86	0,28	0,98	0,13		

As variações espaço-temporais na biomassa e densidade de indivíduos em cada riacho foram acentuadas. No riacho Curvado os maiores valores de biomassa foram registrados nos meses de junho e agosto (Figura 26a) na nascente (126,5 Kg.ha⁻¹ e 75,9 Kg.ha⁻¹, respectivamente) e em abril na foz. No riacho Ajuricaba, a contribuição na biomassa foi extremamente maior na nascente com valores entre 56,4 Kg.ha⁻¹ e 125,2 Kg.ha⁻¹ (fevereiro e junho, respectivamente) (Figura 26b). A maior contribuição da foz ocorreu em junho, com somente 30,5 Kg.ha⁻¹. O riacho Arroio Fundo com menores variações na

biomassa, apresentou os maiores valores na nascente nos meses de agosto e junho (e $49,2 \text{ Kg.ha}^{-1}$ e $35,7 \text{ Kg.ha}^{-1}$, respectivamente) e na foz, nos meses de junho e abril (Figura 26c).

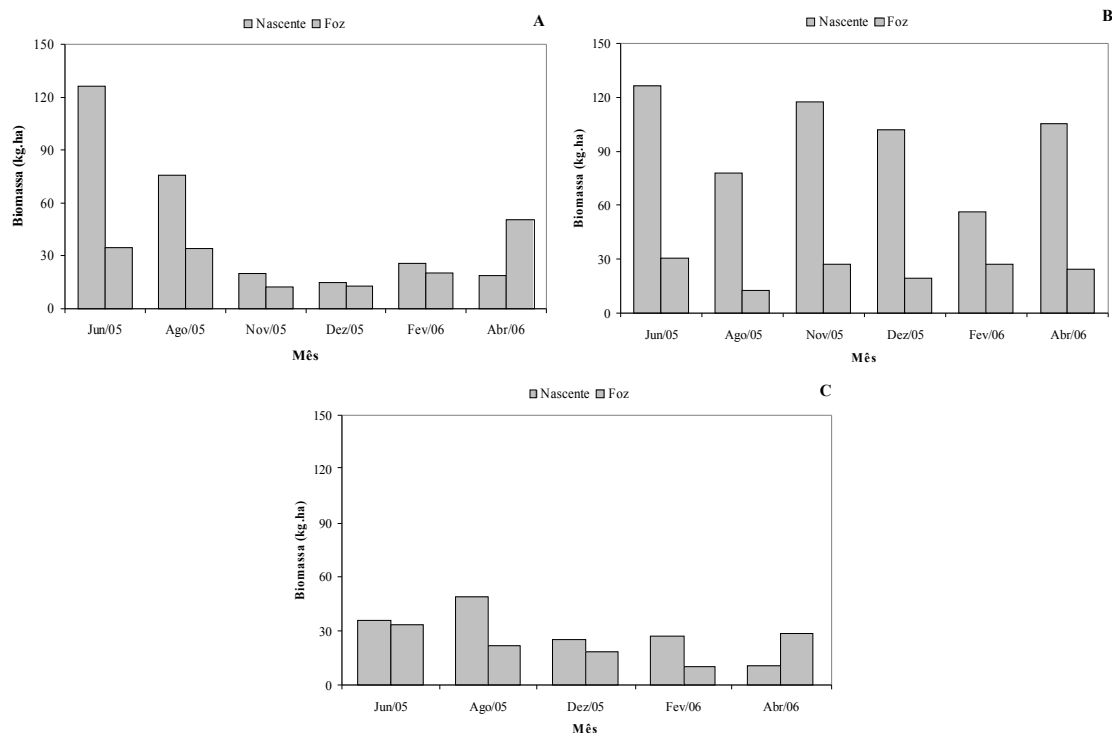


Figura 26 - Biomassa dos riachos Curvado (a), Ajuricaba (b) e Arroio Fundo (c), nos trechos amostrados de junho de 2005 a abril de 2006.

O comportamento espacial e temporal na densidade de indivíduos também apresentou oscilações bem acentuadas. Verificou-se que, no riacho Curvado, os maiores valores ocorreram em junho na nascente e na foz ($8.121,8 \text{ N.ha}^{-1}$ e $6.685,8 \text{ N.ha}^{-1}$, respectivamente) (Figura 27a). Nesse mesmo período verificou-se, no riacho Ajuricaba (Figura 27b), valores de $9.943,4 \text{ N.ha}^{-1}$ e $8.689,6 \text{ N.ha}^{-1}$ (nascente e foz, respectivamente), como os de maiores densidades. O riacho Arroio Fundo, com maiores variações na densidade, apresentou nos meses de agosto (nascente) e junho (foz) valores de $7.334,9 \text{ N.ha}^{-1}$ e $6.416,5 \text{ N.ha}^{-1}$, respectivamente (Figura 27c).

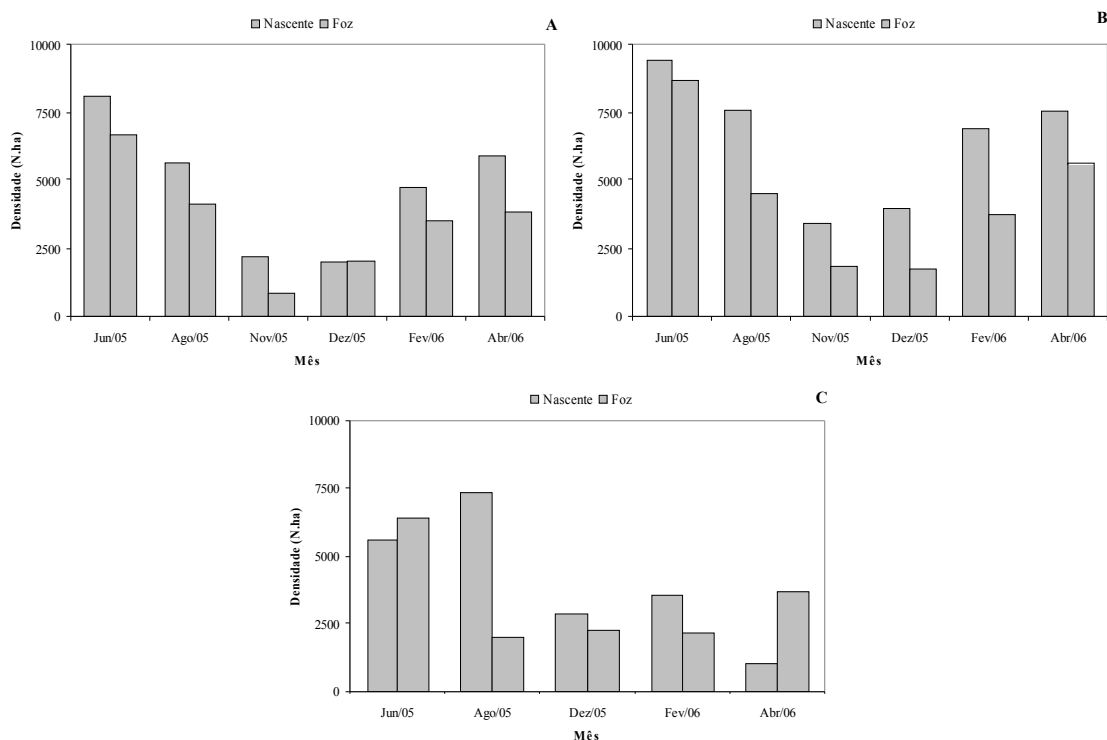


Figura 27 - Densidade dos riachos Curvado (a), Ajuricaba (b) e Arroio Fundo (c), nos trechos amostrados entre junho de 2005 e abril de 2006.

A densidade e a biomassa das espécies foram afetadas pelos eventos sazonais, particularmente aqueles relacionados ao regime de chuvas, com acentuado decréscimo nas estações de foz, atribuído ao efeito carreador do incremento da vazão, com aumento nas cargas de material alóctone em suspensão e o grau de conservação da vegetação ripária, proporcionando um aporte maior de nutrientes que modificam a qualidade da água.

Segundo UIEDA e CASTRO (1999), a quantidade de partículas em suspensão na água associada à natureza de fundo tem uma forte influência sobre

o grau de transparência da água e esta, por sua vez, sobre a distribuição dos organismos, ou seja, em águas com maior transparência, abrigos constituídos de rochas do fundo, vegetação marginal submersa ou detritos vegetais acumulados no fundo são importantes refúgios para os peixes, fatores encontrados nas nascentes dos riachos Ajuricaba e Curvado que apresentaram maior densidade de peixes, quando comparados com as foz que detêm uma influência significativa dos eventos naturais e antrópicos sofridos pelo corpo hídrico.

A diversidade específica (Figura 28a), de uma maneira geral, foi maior na nascente (Ajuricaba, $H'=1,1$ e Curvado, $H'=1,4$) que na foz, exceto no riacho Curvado, onde foi maior na foz, em relação à nascente. De acordo com a ANOVA, nos dois primeiros riachos a nascente diferiu significativamente ($F=8,68$; $p<0,05$) da foz, em relação à diversidade.

A equitabilidade, que afeta diretamente a diversidade, não diferiu estatisticamente entre as estações (Figura 28b), porém a riqueza de espécies, a exemplo da diversidade, diferiu significativamente ($F=4,16$; $p<0,05$) na estação localizada na nascente do Ajuricaba ($S=11,16$) (Figura 28c) maior riqueza diferindo da estação foz ($S=7,0$) do mesmo riacho.

Os resultados observados neste estudo, para os riachos Curvado e Ajuricaba, com a diversidade, equitabilidade e riquezas das espécies maiores na nascente em relação à foz, contrariaram os resultados obtidos por HORWITZ (1978) nos rios de Illinois, Missouri e Wyoming nos Estados Unidos, GARUTTI (1988) e PAVANELLI (1994) nos rios Caracu e São Pedro e GERPEL/TRACTEBEL (2005) no rio dos Padres (bacia do rio Iguaçu), que verificaram um aumento da riqueza e diversidade em direção à foz.

O fato desses índices serem menores na foz, quando comparados à nascente, sugere uma redução na qualidade ambiental do corpo de água em direção à sua foz, o que reforça o pressuposto de degradação ambiental. Diversos estudos têm sugerido que alterações na estrutura física dos *habitats* levam a alterações estruturais nas comunidades de peixes, entre eles: FAUSCH *et al.* (1990) SMITH *et al.* (1997) e BARRELLA (1998).

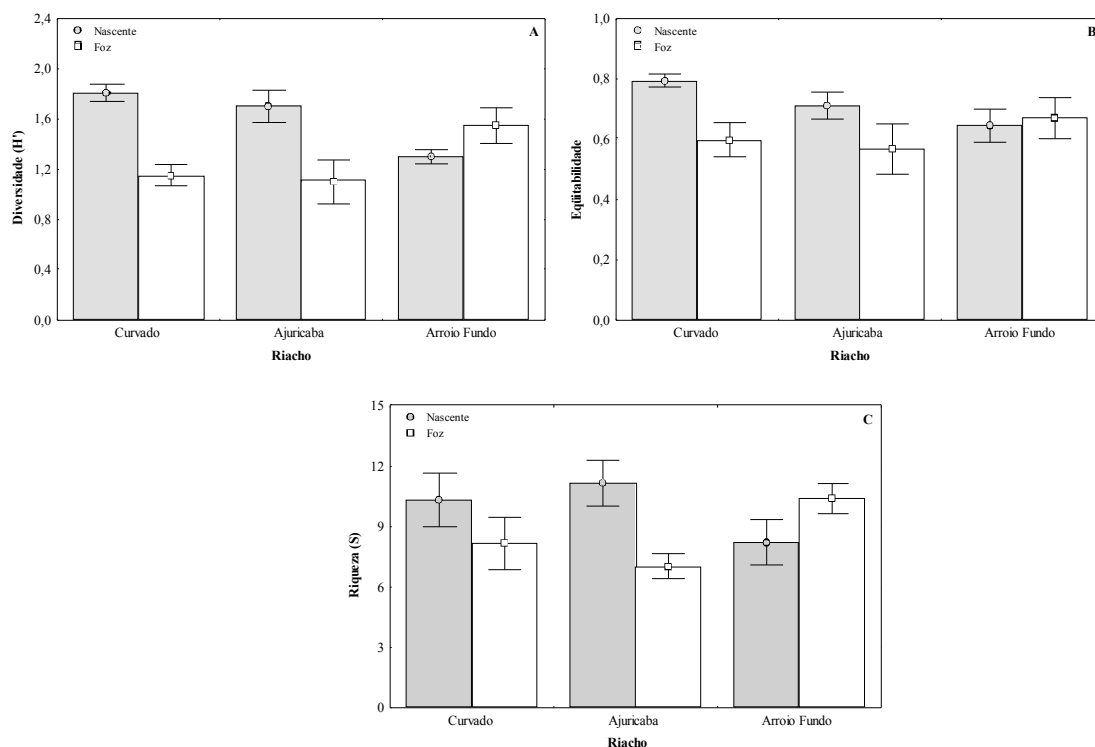


Figura 28 - Diversidade específica (a), Equitabilidade (b) e Riqueza de espécie (c), nas estações de amostragem, entre junho de 2005 e abril de 2006.

A Análise de Componentes Principais (ACP) aplicada às variáveis limnológicas revelou que somente os eixos 1, 2 e 3 apresentaram autovalores maiores que 1,0. Esses três eixos, em conjunto, explicam 68,5% da variabilidade dos dados.

O primeiro eixo da Análise de Componentes Principais (CP1) apresentou autovalor de 3,68 e explicou 37% da variabilidade. As variáveis limnológicas que mais contribuíram negativamente para a formação desse eixo foram condutividade, temperatura, turbidez, nitrogênio amoniacal, ortofosfato, fósforo dissolvido e material em suspensão e, positivamente, pH e nitrogênio total.

No segundo eixo (CP2, com autovalor 1,71), contribuíram positivamente a temperatura da água e o pH e, negativamente, o nitrogênio total, explicando 19,5% da variabilidade.

No terceiro eixo (CP3, com autovalor 1,25), a variável oxigênio dissolvido contribuiu negativamente e o material em suspensão positivamente para a formação do eixo (Tabela 8).

Tabela 8 - Escores da análise de componentes principais e autovalores dos eixos CP1, CP2 e CP3 e correlações de Pearson entre os escores dos eixos e densidade das espécies.

	CP1	CP2	CP3
Variáveis			
Condutividade	-0,686	0,306	-0,376
pH	0,470	0,617	0,119
Temperatura da água	-0,530	0,672	0,091
Oxigênio dissolvido	-0,2715	0,040	-0,813
Turbidez	-0,676	-0,168	-0,078
Nitrogênio amoniacal	-0,837	-0,118	0,234
Fósforo dissolvido	-0,633	-0,342	0,144
Nitrogênio total	0,469	-0,656	0,094
Ortofosfato	-0,853	-0,325	0,108
Material em suspensão	-0,363	0,308	0,562
Autovalores (λ)	3,68	1,71	1,25
% de explicação	37%	19,5%	12%
Correlação de Pearson			
Log (Equitabilidade)	-0,529	0,130	0,037
Log (Densidade <i>C. zebra</i>)	0,212	0,165	0,353
Log (Densidade <i>H. mustelinus</i>)	0,467	-0,165	0,190

De acordo com a análise de Pearson, a equitabilidade correlacionou negativamente com o CP1, enquanto densidade de *C. zebra* e *H. mustelinus* foram correlacionados positivamente com os eixos CP3 e CP1, respectivamente (Tabela 8).

A correlação positiva entre densidade de *H. mustelinus* e o CP1, que apresentou influência negativa de condutividade, temperatura, turbidez, nitrogênio amoniacal, fósforo dissolvido e ortofosfato e, positiva, do pH e nitrogênio total, mostra a influência dessas variáveis sobre a ocorrência dessa espécie. Assim, fica evidente que essa espécie possui uma associação direta com os menores valores das primeiras variáveis e os maiores das últimas.

A Análise de Componentes Principais (ACP) aplicada aos componentes fisiográficos revelou que somente os eixos 1 e 2, apresentaram autovalores maiores que 1,0. Esses dois eixos, em conjunto, explicam 80,6% da variabilidade dos dados.

O primeiro eixo da Análise de Componentes Principais (CP1) apresentou autovalor de 4,0 e explicou 57,1% da variabilidade. Os componentes que mais contribuíram negativamente para a formação desse eixo foram abrigo e solo nu, e, positivamente, arbustos e gramíneas.

No segundo eixo (CP2, com autovalor 1,64), contribuíram negativamente a largura e o substrato, explicando 23,5% da variabilidade (Tabela 9a).

As correlações de Pearson entre os eixos retidos para interpretação (CP1, CP2) dos componentes fisiográficos e os valores em escala logarítmica da riqueza, da equitabilidade, da densidade das espécies constantes no período de amostragem, mostraram algumas correlações significativas.

A diversidade correlacionou positivamente com o CP2, no entanto *A. altiparanae* correlacionou negativamente com CP1 e positivamente com CP2. *Crenicichla niederleinii* correlacionou negativamente com CP2 e *H. ancistroides* e *S. marmoratus* positivamente com esse eixo.

Tabela 9 - Escores da análise de componentes principais e autovalores dos eixos CP1, CP2 e CP3 (a) e (b) correlações de Pearson entre os escores dos eixos e densidade das espécies.

	CP1	CP2
(a) Variáveis		
Largura	-0,427	-0,770
Abrigo	-0,911	-0,076
Substrato	0,078	-0,934
Árvore	-0,453	0,307
Arbusto	0,942	-0,254
Gramíneas	0,986	0,099
Solo nú	-0,958	0,045
Autovalores (λ)	4,000	1,642
% de explicação	57,1%	23,5%
(b) Correlação de Pearson		
Log (Diversidade)	-0,29	0,47
Log (Densidade <i>A. altiparanae</i>)	-0,384	0,521
Log (Densidade <i>C. niederleinii</i>)	-0,188	-0,419
Log (Densidade <i>H. ancistroides</i>)	-0,178	0,569
Log (Densidade <i>S. marmoratus</i>)	0,224	0,354

A correlação positiva entre a diversidade e o eixo CP2 e, portanto, com os menores valores de largura e tipo de substrato (lodoso), fatores esses encontrados nas estações Curvado e Ajuricaba na região de cabeceira com largura reduzida, com alguns poções, substrato lodoso, com grande quantidade de matéria orgânica e provido de abrigos laterais, que denota também a relação positiva com esse eixo com a espécie *A. altiparanae* a mais abundante nas nascentes em todo o período, independentemente da época do ano.

Vários autores, entre eles: UIEDA e BARRETO (1999), MAY e BROWN (2002), BISTONI e HUED (2002), SÚAREZ e PETRERE-JÚNIOR (2003), também atribuem a diferenciação entre pequenos riachos e os de maior volume, na variação sazonal da diversidade de espécies de peixes em riachos. Fato verificado neste estudo, tratando da distribuição longitudinal, ou seja, o aumento de volume em direção a foz, evidenciou uma menor diversidade nesses

locais de maior volume. Segundo HYNES (1970), WHITTON (1975) e SCHÄFER (1985), diversos fatores ambientais exercem forte influência sobre a distribuição dos organismos. São considerados os mais importantes: morfologia do rio (volume, profundidade e declive), a velocidade da corrente, o substrato e o tipo e quantidade de partículas em suspensão na água. Contudo a velocidade da corrente, considerada como fator ecológico de maior importância em ambientes lóticos, está relacionada ao tipo de substrato e ao balanço de oxigênio, controlando a ocorrência e abundância das espécies (HYNES, 1970; SHÄFER, 1985), fato este similar ao deste estudo.

A existência de vegetação ripária também pode alterar muitas características da ecologia do corpo d'água, tais como: luminosidade, temperatura, estabilidade das margens, entrada de material alóctone (plantas e animais) e produtividade autóctone (JEFFRIES; MILLS, 1990). Além dessa vegetação arbórea, plantas representadas por vegetação arbustiva marginal submersa e macrófitas aquáticas constituem uma característica de forte influência sobre a estrutura das comunidades, por prover abrigo e alimento a uma grande diversidade de invertebrados e vertebrados.

Além da caracterização de um riacho quanto à hidrologia, física e química da água, deve-se salientar a diferenciação em tipos morfológicos, baseada na localização e extensão de seu curso, abrangendo distintas regiões topográficas. KLEEREKOPER (1944) já chamava a atenção para uma importante distinção das águas correntes em três tipos, baseada nas características ecológicas prevaletentes: uma região de cabeceira, uma região a jusante da primeira e uma região rio abaixo. Pelo fato de um rio ser um sistema aberto, com um fluxo contínuo da nascente à foz algumas de suas características se alteram ao longo de seu curso, as quais, por sua vez, exercem forte influência sobre a composição das comunidades aquáticas. Essa influência aumenta devido aos fatores ambientais e artificiais discutidos anteriormente neste capítulo.

2.5 CONCLUSÃO

Como discutido também no capítulo anterior, as variações sazonais de alguns parâmetros limnológicos apresentaram uma forte correlação com características naturais, como: períodos chuvosos, grau de preservação e ações antropogênicas. Contudo, e apesar dessa constatada importância, a ictiofauna desses riachos já sofre implicações por essas ações hoje discutidas, mas não assimiladas.

A variação espaço-temporal demonstrou as variações ocasionadas, principalmente, pelo regime maior de pluviosidade, que aliado à degradação ambiental, propicia mudanças nos *microhabitats* aquáticos, diminuindo a ciclagem de nutrientes, aumentando a predação pela redução das cadeias primárias e levando à diminuição da diversidade e possivelmente à “morte” da biota aquática.

Os padrões espaço-temporais da comunidade de peixes sofrem grande influência do carreamento de material em períodos chuvosos, o que reflete o uso inadequado do solo, ou seja, direcionado apenas a atender a agricultura.

Da mesma maneira, a pecuária, com a grande quantidade de água disponível na região oeste do Paraná, abusa do uso e da liberação do efluente que, com altas concentrações de nutrientes, causa uma grande entrada e modificação instantânea na comunidade aquática, tanto nos invertebrados como nos vertebrados.

Com base neste estudo e em outros conduzidos nessa bacia deve estabelecer a consciência de que a sustentabilidade da cadeia produtiva da região precisa acontecer em concomitância com ações mitigadoras, como a melhoria na retenção de nutrientes com área de preservação permanente, manejo responsável do solo, liberação de resíduos, entre outros. É preciso agir logo, pois a água é uma necessidade da vida e sem água não há vida.

REFERÊNCIAS

ABES, S. S. **Padrões espaço-temporais na composição específica e estrutura trófica da taxocenose de peixes do riacho Água Nanci, bacia do alto rio Paraná.** 1998. 84 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais) - Universidade Estadual de Maringá. Maringá – PR, 1998.

AGOSTINHO, A. A.; JÚLIO JR, H. F.; GOMES, L. C.; BINI, L. M.; AGOSTINHO, C. S. Composição, abundância e distribuição espaço-temporal da ictiofauna. In: VAZZOLER, A. E. A. M.; AGOSTINHO, A. A.; HAHN, N. S. (eds). **A planície de inundação do Alto Rio Paraná: Aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos.** Maringá: UEM, 1997. p. 179-208.

ARNDT, U.; FOMIN, A.; LORENZ, S. **Bioinkation** – Neue Entwicklungen, Nomenklatur, Synöologische Aspekte. Ostfildern, Alemanha: Verlag Heimbach, 1996.

BAIN, M. B.; FINN, J. T.; BOOKE, H. E. Streamflow regulation and fish community structure. **Ecology**, New York, v. 69, n. 2, p. 382-392. 1988.

BARRELLA, W. **Alterações das comunidades de peixes nas bacias dos rios Tietê e Paranapanema, SP, devido à poluição e ao represamento.** 1998. 146 f. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas (Zoologia) - Universidade Estadual de São Paulo. Rio Claro. 1998.

BARRELLA, W. Os peixes como indicadores da qualidade das águas dos rios. In: MAIA, N. B.; MARTOS, H. L.; BARRELLA, W. (eds.). **Indicadores ambientais: conceitos e aplicações.** São Paulo: EDUC/COMPED/INEP, 2001. p. 249-262.

BISTON, M. A.; HUED, A.C. Patterns of fish species richness in rivers of the central region of Argentina. **Bras. Journal Biol.** São Carlos, v. 62, n. 4B, p. 753-764, 2002.

BONETTO, A. A. The Paraná river Systems. In: DAVIES, B. R.; WALKER, K. F. (eds). **The Ecology of river Systems**. Dordrecht: Dr. W. Junk Publ Nethercards, 1986. p. 541-555.

BRITSKI, H. A. Peixes de água doce do estado de São Paulo: Sistemática. In: **Comissão Internacional da Bacia Paraná-Uruguaí, Poluição e Piscicultura: Notas sobre poluição ictiologia e piscicultura**. São Paulo: Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo; Instituto de Pesca, C. P. R. N. 1972. p. 79-108.

BUCKUP, P. A. Sistemática e biogeografia de peixes de riachos. In: CARAMASHI, E. P.; MAZZONI, R.; PERES NETO, P. R. (eds). **Ecologia de peixes de riachos**. Rio de Janeiro: PPGE-UFRJ, 1999. p. 91-138. (*Série Oecologia Brasiliensis*, v. 6).

CARAMASCHI, E. P. **Distribuição da ictiofauna de riachos das bacias do Tietê e do Paranapanema, junto ao divisor de águas**. 1986 245 f. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) – Departamento de Ciências Biológicas, Universidade Federal de São Carlos, Botucatu, SP, 1986.

CASATTI, L. **Ichthyofauna of two streams (silted and reference) in the Upper Paraná river basin, Southeastern Brazil, Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 64, n. 4, p. p.757-765, 2004.

CASATTI, L.; LANGEANI, F.; CASTRO, R. M. C. Peixes de riacho do Parque Estadual Morro do Diabo, Bacia do Alto Rio Paraná, SP. **Biota Neotropica**, São Paulo, SP, v. 1, n. 2, p. 1-15, 2001.

CASTRO, R. M. C.; CASATTI, L.; SANTOS, H. F.; FERREIRA, K. M.; RIBEIRO, A. C.; BENINE, R. C.; DARDIS, G. Z. P.; MELO, A. L. A.; STOPIGLIA, R.; ABREU, T. X.; BOCKMANN, F. A.; CARVALHO, M.; GIBRAN, F. Z.; LIMA, F. C. T. Estrutura e composição da ictiofauna de riachos do rio Paranapanema, sudeste e sul do Brasil. **Biota Neotropica**. São Paulo, SP, v. 3, n.1, p.1-31, 2003.

CASTRO, R.J.; FORESTI, F.; CARVALHO, E.D. Composição e abundância da ictiofauna na zona litorânea de um tributário, na zona de sua desembocadura no reservatório de Jurumirim, Estado de São Paulo, Brasil. **Biological Sciences**, Bethesda, v. 25, n. 1, p. 63-70, 2003.

CASTRO, R. M. C. Evolução da Ictiofauna de riachos sul-americanos: Padrões gerais e possíveis processo causais. In CARAMASHI, E. P.; MAZZONI, R.; PERES NETO, P. R. (eds). **Ecologia de Peixes de Riachos**. Rio de Janeiro: PPGE-UFRJ, 1999. p. 91-138. (*Série Oecologia Brasiliensis*, v. 6).

CASTRO, R. M. C.; CASATTI, L. The fish fauna from a small forest stream of the upper Paraná River basin, Southeastern Brazil. **Ichthyol. Explor. Freshwaters**, Switzerland , v. 7, p. 337-352. 1997.

DAJOZ, R. **Ecologia geral**. São Paulo: Vozes, 1983.

DOMATO, M. O emprego de indicadores biológicos na determinação de poluentes orgânicos perigosos. In: MAIA, N. B.; MARTOS, H. L.; BARELLA, W. (eds.). **Indicadores ambientais: conceitos e aplicações**. São Paulo: EDUC/COMPED/INEP,, 2001. p. 229-236.

FAUSCH, K. D .et al. Fish communities as indicators of Environmental degradation. **AM. Fish. Soc. Symp.** Bethesda, v. 6, p. 123-144, 1990.

FERNANDO, C.H.; HOLCIK, J. Fish in reservoirs. Int. Revue Ges. **Hydrobiologia**, v. 76, n. 2, p. 149-167.1991.

GARUTTI, V. Distribuição longitudinal da ictiofauna em um córrego da região noroeste do Estado de São Paulo, bacia do rio Paraná. **Rev. Brasil. Biol.**, São Carlos, v. 48, p. 747-759, 1988.

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO OESTE DO PARANÁ – UNIOESTE, Grupo de Pesquisas em Recursos Pesqueiros e Limnologia – GERPEL; ITAIPU BINACIONAL. **Monitoramento dos parâmetros limnológicos e ictiológicos da sub-bacia do rio São Francisco Verdadeiro**. Foz do Iguaçu – PR. 2005. (Relatório técnico).

GÉRY, J. **Characoids of the world**. Neptune City : T. F. H. Publications, 1977.

GRAÇA, W. J. **Caracterização morfológica dos peixes na planície de inundação do Alto Rio Paraná-MS**. 2004. 270 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais). Universidade Estadual de Maringá. Maringá – PR, 2004.

HAIR, J. F.; ANDERSON, R. E.; TATHAN, L.; GRABLOWSKI, B. J. **Multivariate data analysis**. New York: McMillan, 1984. 360 p.

HENRY, R., 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. In: **Ecologia de reservatório**: estrutura, função e aspectos sociais. Botucatu: Raul Henry. 1999. p. 687-710.

HUGHES, R. M. Defining acceptable biological status by comparing with reference conditions. In: DAVIS, W. S.; SIMON, T. P. **Biological assessment and criteria**: tools for water resource planning and decision making. CRC Press Inc.: Florida, 1995. p. 31-47.

HYNES, H. B. N. **The ecology of running waters**. Canadá: University of Toronto, 1970. 555 p.

HORWITZ, R. J. Temporal variability patterns and the distributional patterns of stream fishes. **Ecol. Monogr.** v. 48, p. 307–321. 1978.

ITAIPU BINACIONAL. **Ictiofauna**: Complementação do inventário ictiofaunístico. São Paulo: CETESB, 1981. 89 p.

JACKSON, D.A. Stopping rules in principal components analysis: a comparison of heuristical and statistical approaches. **Ecology**, New York, v. 74, p. 2204-2214, 1993.

JEFFRIES, M.; MILLS, D. **Freshwater ecology**: principles and applications. London; New York: Belhaven Press, 1990. 285 p.

JOHNSTON, C. A.; BUBENZER, G. D.; LEE, G. B.; MADISONF, W.; MCHENRY, J. R. Nutrient trapping by sediment deposition in a seasonally flooded lakeside wetland. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 13. p. 283-289. 1984.

KARR, J. R. Assessment of biotic integrity using fish communities. **Fisheries**, Defra, UK, v. 6, n. 6, p. 21-27. 1981.

KLEEREKOPER, H. **Introdução ao estudo da limnologia**. 2 ed. (Fac-similar). Porto Alegre: Editora da Universidade/UFRGS, 1944. 329 p.

LEMES, E. M.; GARUTTI, V. Ecologia da ictiofauna de um córrego de cabeceira da bacia do alto Rio Paraná, Brasil. **Iheringia, Ser. Zool.** Porto Alegre, v. 92, n. 3, p. 69-78, 2002.

LOWE-MCCONNELL, R. H. **Ecological studies in tropical fish communities**. Cambridge: Cambridge University Press, 1987.

MANLY, B. F. J. **Multivariate statistical methods**: a primer. 2 ed. London: Chapman & Hall. 1985. p. 76-92.

MATSUMURA-TUNDISI, T. Diversidade de zooplânctico em represas do Brasil. In: **Ecologia de reservatório**: estrutura, função e aspectos sociais. Botucatu: Raul Henry, 1999. p. 39-54.

MATTHEWS, W. J. **Patterns in freshwater fish ecology**. London: Chapman & Hall, 1998.

MAY, J. T; BROWN, L. R. Fish communities of the Sacramento River basin: implications for conservation of native fishers in the central, California. **Environm. Biol. Fisher**, Ontario, v. 63, p. 373-388. 2002.

MOYLE, B.; SMITH, J. J., DANIELS, R. A.; TAYLOR, T. L.; PRICE, D. G.; BALTZ, D. M. Distribution and ecology of stream fishes of the Sacramento – S. Joaquim Drainage System, California. Univ. California Publs. **Zoology**, California, v. 115, p. 256. 1985.

MOYLE, P. B.; LI, H. W. Community ecology and predator-prey relationships in warmwater streams. In: CLEPPER, H. (Ed.). **Predator-prey systems in fisheries management**. Washington, D.C., USA: Sport Fishing Institute, 1979. p. 171-180.

NAKATANI, K., AGOSTINHO, A. A., BAUMGARTNER, G., BIALETZKI, A., SANCHES, P. V., MAKRAKIS, M. C., PAVANELLI, C. S. **Ovos e larvas de peixes de água doce: Desenvolvimento e manual de identificação.** Maringá – PR: EDUEM, 2001. 378 p.

PAVANELLI, C. S. **Caracterização taxonômica e ecológica da ictiofauna de dois pequenos afluentes da margem esquerda do rio Paraná, na região de Porto Rico-PR, Brasil.** 1994. 84 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Instituto de Biologia, Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 1994.

PAVANELLI, C. S.; CARAMASCHI; E. P. Composition of the ichthyofauna in two small tributaries of the Paraná river, Porto Rico, Paraná State, Brazil. **Ichthyol. Explor. Freshwates**, Switzerland, v. 8, n. 1, p .23-31, 1997.

PAVANELLI, C. S.; CARAMASCHI; E. P. Temporal and spatial distribution of the ichthyofauna in two streams of the upper rio Paraná basin. **Rev. Brasil. Biol.**, São Carlos, v. 46, p. 271-280. 2003.

PIELOU, E. C. **Ecological diversity.** New York: John Wiley, 1975.

PUSEY, B. J.; ARTHINGTON, A. H.; READ, M.G. Freshwater fishers of the Burdekin River, Australia: biogeography, history and spatial variation in the community struture. **Environmental Biology of Fishers.** Netherlands , v. 53, p. 303-318, 1998.

REIS, R. E.; KULLANDER, S. O.; FERRARIS, C. J. **Check list of the freshwater fishes of south and central América.** Porto Alegre: EDIPUCRS, 2003. 742 p.

SCHÄFER, A. **Fundamentos de ecologia e biogeografia das águas continentais**. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1985. 532 p.

SMITH, W. S. et al. Comunidades de peixes como indicadora de poluição ambiental. **Ver. Bras. Ecol.**, Rio Claro, v. 1, p.67-71, 1997.

SOKAL, R. R.; ROHLF, F. J. **Biometry**. 2. ed. New York: W. H. Freeman and Company, 1981. 859 p.

SÚAREZ, Y. R.; PETRERE-JÚNIOR, M. Associações de espécies de peixes em ambientes lóticos da bacia do rio Iguatemi, Estado do Mato Grosso do Sul. **Acta Scientiarum**, Maringá, v. 25, n. 2, p.361-367. 2003.

UIEDA, V. S.; CASTRO, R. M. C. Coleta e fixação de peixes de riachos. In: CARAMASCHI, E. P., MAZZONI, R., PERES NETO, P. R. (eds). **Ecologia de Peixes de Riachos**. Rio de Janeiro: PPGE-UFRJ, 1999. p. 2-15. (*Série Oecologia Brasiliensis*, v. 6).

UIEDA, V. S.; BARRETO, M.G. Composição da ictiofauna de quatro trechos de diferentes ordens do rio Capivara, bacia do Tietê, Botucatu, São Paulo. **Rev. Bras. Zoocien.**, Juiz de Fora, v. 1, n. 1, p. 55-67, 1999.

UIEDA, V. S. Ocorrência e distribuição dos peixes em um riacho de água doce. **Revista Brasileira de Biologia**, São Carlos, v. 44, n. 2, p. 203-213, 1984.

WHITTON, B. A. **River ecology**. Berkeley: University California Press. 1975. 725 p.

ZIPPIN, C. The removal method of population estimation. **J. Wild. Manage.** v. 22, p. 82-90. 1958. No texto consta como 1978.

