Serviço de Pós-Graduação EESC/USP

EXEMPLAR REVISADO

Data de entrada no Serviço: 10, 04, 01

Ass.: Marciano

**ESTUDO LIMNOLÓGICO DA BACIA DO RIO SOROCABA (SP) E
UTILIZAÇÃO DO ÍNDICE DE INTEGRIDADE BIÓTICA DA
COMUNIDADE DE PEIXES PARA AVALIAÇÃO AMBIENTAL**

Fernanda Teixeira e Marciano

25, 46

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

DEDALUS - Acervo - EESC

31100017284

ORIENTADOR: Prof. Dr. Fazal Hussain Chaudhry

São Carlos
2001

FOLHA DE APROVAÇÃO

Candidata: Licenciada **FERNANDA TEIXEIRA E MARCIANO**

Dissertação defendida e aprovada em 09-02-2001
pela Comissão Julgadora:

Prof. Titular **FAZAL HUSSAIN CHAUDHRY (Orientador)**
(Escola de Engenharia de São Carlos - Universidade de São Paulo)

Prof. Doutor **EVALDO LUIZ GAETA ESPÍNDOLA**
(Escola de Engenharia de São Carlos - Universidade de São Paulo)

Doutor **MAURO CESAR LAMBERT DE BRITO RIBEIRO**
(Pesquisador - IBGE)

Prof. Doutor **EVALDO LUIZ GAETA ESPÍNDOLA**
Coordenador do Programa de Pós-Graduação
em Ciências da Engenharia Ambiental

JOSÉ CARLOS A. CINTRA
Presidente da Comissão de Pós-Graduação da EESC

O que for a profundidade do teu ser, assim será teu desejo.

O que for o teu desejo, assim será tua vontade.

O que for a tua vontade, assim serão teus atos.

O que forem teus atos, assim será teu destino.

(Brihadaranyaka Upanishad IV, 4.5)

Agradecimentos

- Aos meus pais **Walter** e **Esther** e ao meu irmão **Alexandre**, pela confiança, paciência e apoio em todos os momentos. Amo vocês!
- Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – **CNPq**, pela bolsa de estudos concedida.
- Ao **IBAMA** pela concessão da licença de captura de material zoológico.
- Aos funcionários da Floresta Nacional de Ipanema- **FLONA**, especialmente à Prof.a. Ofélia Willmersdorf e Ana Celi, pela oportunidade de desenvolver uma parte do trabalho dentro da reserva.
- **Prof. Dr. Fazal Hussain Chaudhry**, pela orientação, credibilidade, incentivo e amizade. Deixo aqui registrada a minha admiração!
- **Prof. Dr. Evaldo Luís Gaeta Espíndola**, pela amizade, orientação e dedicação em todas as fases deste trabalho. Obrigada!
- **Prof. Dr. Mauro Cesar L. B. Ribeiro**, por toda orientação, atenção, credibilidade e paciência. Obrigada!!!...Até breve...
- **Prof. Dr. Miguel Petrere Jr.**, pelo incentivo, dicas e contribuições estatísticas de grande valia...Ainda nos veremos...
- **Prof. Dra. Maria do Carmo Calijuri**, pelo incentivo.
- À amiga e **Prof. Dra. Celina Lopes Ferreira**, pelas orientações e correções limnológicas, amizade e...os chazinhos da tarde...
- Aos **técnicos** Amandio, Betão, Miro, Lucy e Marcelo, pela paciência, colaboração e muito trabalho.
- Aos **funcionários do CRHEA**, pelo apoio.
- Aos **funcionários da Reserva Ecológica do IBGE – DF**, pela receptividade.
- Ao **Museu de Zoologia de São Paulo- USP**, especialmente a **Andréia** e ao **Flavio Lima**, pelo empenho e colaboração na identificação do material zoológico.
- A **UNESP- Botucatu**, nas pessoas do **Prof. Dr. Raoul Henry** e **Mara Lúcia Costa**, pela ajuda nas análises granulométricas.
- A **Reserva Ecológica do IBGE-DF**, pela infra-estrutura cedida para análise dos dados.

- A **Cida**, **Vovô** Agrário e **Cecília**, obrigada pelas hospedagens. Desculpem o mau cheiro do material que levei e a bagunça disso decorrente.
- Às “**famílias acolhedoras de Brasília**” da prima M. Piedade, Ana Clara, Dionísio Filho e da amiga Juliana.
- Às **amiguinhas do coração** Dona Marina, Dona Darcy e Vovó Carmem... Vocês são muito importantes!
- Às amigas **Eneida** Aleixo Villa e **Cristina** Criscuolo, pelos mapas, computadores, companhia, “pizzadas”, desabafos, paciência e amizade sincera...Vou sentir saudades...
- À amiga **Patileine** (Patricia Falco), pelas dicas preciosas, coletas, discussões limnológicas e as sessões de terapia, claro!!! Obrigada!
- Aos amigos e companheiros de “viagens” **Welber** Senteio Smith, Caê **Mari**, **Tati Walter** e **Rinaldinho**, por todas as contribuições estatísticas, ecológicas, ictiológicas, turísticas, etc... Valeu!
- Ao **Luciano Regalado**, amigo para qualquer situação. Obrigada pelos mapas, contatos na Flona, desabafos, etc, etc, etc....
- Ao professor e amigo **Henry Martos** pela colaboração.
- Ao **Paulo Gobbo** pela ajuda braçal na primeira coleta. Lembra?!
- Ao **Maurício**, **Rosana**, **Mara**, **Evandro**, **Eva**, **Clóvis**, **Esperanza**, **Miryam**, **Celina**, **Victor**, **Anna Paola**, **Sofia** e tantos outros (as) que contribuíram para os meus bons momentos nestes dois anos (e quase três) de mestrado.
- À tia **Ana Maria**, pela amizade, pela torcida e correções. Obrigada mesmo!
- Aos colegas **Ana Cláudia** e **Benê** da UNESP Rio Claro ...Ah, estatística...Obrigada pela ajuda!
- A “**casa dos meninos**” e a “**casa das meninas**”: valeu por toda companhia, incentivo e claro, as festas!!!! Que saudades....

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

SUMÁRIO

Lista de figuras	i
Lista de tabelas	ii
Lista de abreviaturas e siglas	iii
Lista de símbolos	iii
Resumo	iv
Abstract	v
1. INTRODUÇÃO	1
2. BASES CIENTÍFICAS	2
2.1. Rios – o ecossistema e suas características	2
2.2. Organização das comunidades ícticas	4
2.3. Qualidade ambiental, comunidade de peixes e índice de integridade biótica (IBI)	6
3. OBJETIVOS	7
4. MATERIAIS E MÉTODOS	8
4.1. Descrição da área de estudo e localização das estações de coleta	8
4.4.1 A represa de Ipanema	9
4.2. Caracterização geral das estações de coleta	13
4.3. Medidas de vazão	13
4.4. A coleta e análise dos sedimentos	13
4.5. Análise de nutrientes	14
4.6. Material em suspensão	15
4.7. Clorofila “a”	16
4.8. Composição e distribuição da comunidade íctica	17
4.8.1. A coleta dos peixes	17
4.8.2. Análise da comunidade	17
4.9. Índice de integridade biótica (IBI)	18
4.9.1 Análise de componente principal (PCA)	20
4.9.2 Análise de agrupamento (<i>Cluster</i>)	21
4.9.3 Coeficientes de associação	21
4.9.4 Análise discriminante	22
5. RESULTADOS E DISCUSSÕES	23

5.1. Caracterização geral das estações de coleta	23
5.1.1 O ambiente lótico e variação da concentração dos nutrientes	28
5.1.2. Material em suspensão	36
5.1.3. Clorofila	38
5.1.4. Análise dos sedimentos	38
5.2. Composição e distribuição da comunidade íctica	40
5.2.1 Relação das espécies de peixes capturadas nas diferentes ordens de rios, com as respectivas abundâncias numéricas	43
5.2.2. Relação das espécies de peixes capturadas na represa de Ipanema com as respectivas abundâncias numéricas	45
5.2.3 Diversidade das espécies de peixes em rios de diferentes ordens	45
5.3. Índice de integridade biótica (IBI)	47
5.3.1. Análise de componente principal (PCA)	48
5.3.2. Análise de agrupamento (<i>Cluster</i>)	49
5.3.3. Coeficientes de associação, árvore de decisão e nível de integridade biótica	52
5.3.4. Análise discriminante	53
5.3. Análise crítica para um estudo de integridade biótica	54
6. CONCLUSÕES	55
7. BIBLIOGRAFIA	56
8. ANEXOS	65

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 – Localização da área de estudo e dos pontos de coleta.

FIGURA 2 – Mapa da área de estudo e descrição dos rios amostrados na bacia do rio Sorocaba.

FIGURA 3 - Concentração de fósforo total ($\mu\text{g/L}$) nas diferentes estações de coleta, durante o período de estudo.

FIGURA 4 - Concentração de nitrogênio orgânico total (mg/L) nas diferentes estações de coleta, durante o período de estudo.

FIGURA 5 - Concentração de nitrato ($\mu\text{g/L}$), nitrito ($\mu\text{g/L}$) e amônio ($\mu\text{g/L}$) nas diferentes estações de coleta, durante o período de estudo.

FIGURA 6 – Concentração de silicato (mg/L) nas diferentes estações de coleta, durante o período de estudo.

FIGURA 7 – Variação percentual de material em suspensão (mg/L) durante o período de estudo, nas 12 estações de coleta.

FIGURA 8 – Concentração de clorofila ($\mu\text{g/L}$) nas diferentes estações de coleta, durante o período de estudo.

FIGURA 9 – Representação percentual da análise granulométrica das estações de coleta.

LISTA DE TABELAS

TABELA 1- Estações de coleta com seus respectivos códigos e ordem de rio correspondente.

TABELA 2- Análise de nutrientes e os métodos utilizados.

TABELA 3- Valores das temperaturas da água (°C) nas diferentes épocas de coleta.

TABELA 4- Dados de temperatura do ar (°C) nas épocas de coleta.

TABELA 5- Valores das concentrações de oxigênio dissolvido (mg/L) na água em diferentes épocas de coleta.

TABELA 6- Valores de condutividade ($\mu\text{s}/\text{cm}$) da água em diferentes épocas de coleta.

TABELA 7- Dados de precipitação (mm) nas épocas de coleta.

TABELA 8- Medidas de vazão (m^3/s) das 12 estações, nas quatro épocas de coleta.

TABELA 9- Valores das concentrações de pH nas diferentes épocas de coleta.

TABELA 10 – Relação das espécies de peixes capturados com seus respectivos códigos e nome popular.

TABELA 11 – Valores de diversidade para os quatro grupos de rio (1ª a 4ª ordem), nas duas época sazonais.

TABELA 12 – Classificação das estações de coleta segundo seus índices de integridade biótica, nas épocas do inverno (seca) e do verão (cheia).

Lista de abreviaturas e siglas

IBI – Índice de integridade biótica;

IBAMA – Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis;

FLONA – Floresta Nacional;

PCA – Análise de componente principal;

MANOVA – Análise de variância multivariada;

UPGMA – Ligação dos grupos pela média;

CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental.

SST – Sólidos totais (orgânico + inorgânico);

SSF – Sólidos suspensos fixos;

SSV – Sólidos suspensos voláteis;

CHLA – Clorofila;

pH – Potencial hidrogeniônico;

sp – Espécie;

p – Probabilidade;

ni – valor de importância de cada espécie;

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

S – número de espécies da amostra;

Lista de símbolos

H' – Índice de Shannon;

Σ - somatório;

Resumo

Marciano, Fernanda T. (2001). Estudo limnológico da bacia do rio Sorocaba (SP) e utilização do índice de integridade biótica da comunidade de peixes para avaliação ambiental. São Carlos 2001. 89p. Dissertação (mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

Dentre os sistemas naturais de regiões tropicais e sub- tropicais destacam-se os ambientes aquáticos que são representados por diferentes tipos de *habitats* como rios, riachos e lagoas marginais. A bacia do rio Sorocaba é um exemplo destes sistemas, sendo constituída por ambientes variados e, portanto, por condições ecológicas distintas. Tendo em vista a necessidade de caracterizar tais *habitats* por meio de índice de integridade biótica (IBI) e de prover informações ecológicas nesta bacia, foi realizado um estudo limnológico e ictiológico em doze tributários do rio Sorocaba de quatro ordens diferentes. Foram realizadas coletas para avaliação das variáveis físicas, químicas e biológicas nas épocas de cheia e seca, nos anos de 1999 e 2000. Onze variáveis relacionadas à organização e saúde da comunidade de peixes foram avaliadas para análise do índice de integridade biótica dos habitats aquáticos em estudo, sendo essas variáveis selecionadas de maneira a detectar impactos sobre a estrutura da comunidade. Para tanto, verificou-se a riqueza e a abundância total das espécies, além da intolerância e categoria trófica dos indivíduos. Os resultados indicaram que a organização e a saúde da comunidade de peixes foram as variáveis mais importantes para composição do índice de integridade biótica nas três diferentes ordens de rio estudadas (2ª, 3ª e 4ª). De maneira geral, a bacia do rio Sorocaba apresentou-se alterada em relação aos padrões estabelecidos para comunidade íctica nesta última década, o que é indicativo de certo grau de degradação no sistema.

Palavras- chaves: ictiologia, índice de integridade biótica (IBI), rio Sorocaba e degradação ambiental.

Abstract

Tropical and sub-tropical rivers distinguish themselves among the aquatic systems in producing different types of habitats such as rivers, stream, creeks and floodplain lakes. The Sorocaba river in the State of São Paulo, Brazil, is an example of this type of system constituted by a variety environments and, hence producing distinct ecological conditions. A limnological and ictiological study of 12 tributaries of Sorocaba river four different stream orders was conducted to characterize these habitats in relation to the index of biological integrity and also to provide ecological information about the environmental conditions on the hydrographic basin. Data on physical, chemical and biological variables were obtained in dry and wet seasons during years 1999 and 2000. Eleven variables related to the organization and integrity of the fishes communities were evaluated for the analysis of biotic integrity index of the aquatic habitats under study. These variables were selected to detected any environmental impacts on the structure of communities. The species richness and total abundance of the species as well as the intolerance and trophic category of individual were focused for this purpose. The results indicate that the organization and well-being of the communities were the most important variables, in determining the biotic integrity index in three higher stream orders, namely 2nd, 3rd and the 4th. In general, the Sorocaba river showed alterations in relation to the established patterns for ictic communities have been indicating of a certain degree of degradation in the system.

Keywords: ichthyology, index of biotic integrity (IBI), Sorocaba river and environmental degradation.

1. Introdução

A avaliação da saúde do ecossistema utilizando a estrutura e organização da comunidade biótica pode ser uma das formas de se avaliar o efeito total das atividades humanas que contribuem para a degradação no ambiente aquático (Karr, 1991). Do ponto de vista antropológico, a saúde de um ecossistema pode ser vista como a “manutenção” das funções do ecossistema que são indispensáveis para a sociedade humana e mantê-la íntegra significa garantir o uso sustentável destes recursos como fonte de serviço que esta sociedade depende (Cairns & Niederlehner, 1995).

A bacia do rio Sorocaba é constituída por vários tipos de ambientes e por condições ecológicas distintas. Abastece 11 municípios da região além de ser utilizada para irrigação de plantações e aporte de efluentes de 150 indústrias, fatores que contribuem para alterações deste ambiente aquático.

Objetivando utilizar a comunidade de peixes como indicador da degradação ambiental desta bacia, optou-se por aplicar o índice de integridade biótica. Para tanto, foi necessário a caracterização geral de alguns dos rios (de 1ª a 4ª ordens) e represas que compõem a bacia. Levando-se em consideração os fatores que influenciam a comunidade íctica, procurou-se (1) caracterizar limnologicamente a área de estudo; (2) avaliar a diversidade, riqueza e abundância das espécies de peixes e, (3) identificar e caracterizar os impactos e os danos potenciais causados à comunidade íctica, o que permitiu ao final a hierarquização das classes de integridade biótica para esse sistema.

2. BASES CIENTÍFICAS

2.1 Rios- o ecossistema e suas características

Por definição, um sistema ecológico (ou ecossistema) é qualquer unidade (biossistema) que abranja todos os organismos que funcionam em conjunto numa dada área, interagindo com o ambiente físico (Odum, 1988). Sendo assim, os ecossistemas aquáticos compreendem ambientes lênticos, lóticos e regiões alagadas que apresentam características físicas, químicas e biológicas distintas entre si. Entretanto, há componentes comuns nestes ambientes, o que produz um equilíbrio dinâmico global dos ecossistemas aquáticos (Margalef, 1974; Tundisi, 1979; Pianka, 1982). Desta forma, os ecossistemas podem ser classificados segundo características funcionais ou estruturais (Odum, 1988).

Os rios são sistemas abertos e participam de todos os processos ecológicos que ocorrem nas bacias hidrográficas. Segundo Ward (1989), a dinâmica destes processos ocorre em quatro dimensões: lateral (calha do rio- margem- planície aluvial), vertical (superfície- fundo) considerados microhabitats, e longitudinal (cabeceira- foz) e temporal, que são os habitats (Neto, 1995). Tais mudanças são definidas pelo tipo de evento, bem como pela estrutura e funcionamento do ambiente (Lugo, 1978 *apud* Montag *et al.*, 1997; Ward & Stanford, 1989).

Desde 1980 algumas teorias têm sido propostas para explicar a organização espacial dos rios e sua influência na estrutura das comunidades, sendo que algumas delas sugerem que características como diversidade, produtividade, relações bióticas, hábito alimentar, etc se alteram de maneira previsível ao longo do curso d'água (Vannote *et al.*, 1980; Neto, 1995). A estabilidade do habitat na determinação da estrutura da comunidade de peixes, tem relação com a sazonalidade, composição do habitat, variação no fluxo do rio (Kushlan, 1976; Schollosser, 1985; Bain *et al.*, 1998) e, conseqüentemente, com a interação desses fatores. Outra teoria que busca explicações acerca da organização dos rios, é a teoria do “river continuum” (Vannote *et al.*, 1980), a qual sugere que os rios apresentam gradientes físicos, onde os diversos habitats estão ligados ao longo de um “contínuo”. Segundo a teoria, a distribuição dos organismos é estabelecida de maneira a conformar-se às condições físicas do canal que, por sua vez, são previsíveis a partir de sua posição na rede de

drenagem (Leopold *et al.*, 1964 *apud* Neto, 1995). Então, além do regime hidrológico propriamente dito, as principais diferenças entre os ecossistemas são atribuídas ao habitat físico e fatores químicos (abióticos) como temperatura, pH, oxigênio dissolvido, etc. (Fernando & Holcick, 1991; Amaral, 1993; Amaral & Petrere Jr., 1994; Persson, 1997). Estes ecossistemas podem ser alterados em consequência de perturbações antropogênicas que modificam as características biológicas dos sistemas aquáticos (Welcomme, 1985; Branco, 1986) explicando, deste modo, alguns aspectos da distribuição da comunidade (Rahel, 1984). Dentre as ações antropogênicas de grande significado estão a introdução de espécies, a remoção da vegetação ripária, o represamento que altera as características físicas e químicas da água (Branco, 1972) e a canalização dos rios e a toxicidade da água e do sedimento que refletem diretamente na estrutura da comunidade de peixes.

Em relação às alterações causadas na água, sabe-se que quanto mais povoada a área onde se encontra, seja ela corrente ou parada, maior será a concentração de nutrientes que terá, mas não será necessariamente mais ativa do ponto de vista biológico (Ottaway, 1980). Tais fatores, muitas vezes, ocorrem em consequência do crescimento populacional dos municípios e da necessidade do desenvolvimento econômico de uma região localizada nas proximidades de um sistema hídrico (Scott *et al.*, 1986), verificando-se uma relação direta entre o aumento da poluição da água e o crescimento da população humana (Eduardo *et al.*, 1999).

Assim, para fins de caracterização e diagnóstico da qualidade ambiental, é de suma importância a análise da qualidade da água no que diz respeito à concentração de nutrientes totais e dissolvidos. Por exemplo, entrada de nitrogênio e fósforo no sistema pelo escoamento da área urbana é visto como uma fonte significativa de alta concentração de nutrientes, fenômeno que, segundo Beaulac & Reckhow (1982), inicia-se com o acúmulo de materiais sobre o substrato urbano. A chuva coloca estes materiais de natureza diversa e ricos em nutrientes em solução e posteriormente em suspensão. Entre outras fontes de entrada de nutrientes encontra-se também o sedimento, que retém uma fração do fósforo que é carregada da bacia num fluxo constante entre a interface água- sedimento (Oishi, 1996). A velocidade de liberação dos nutrientes a partir dos sólidos, a entrada de energia solar, o ciclo de temperatura, a duração do dia e outras condições climáticas, estão entre os processos mais

importantes que regulam diariamente a velocidade de funcionamento de todo o ecossistema (Odum, 1988), o que têm influência sobre a composição e estrutura da comunidade de peixes.

2.2 Organização das comunidades ícticas

De forma a complementar os processos já mencionados, também influenciam na estrutura das comunidades de peixes, as interações bióticas como predação, exclusão competitiva, competição interespecífica, agentes patogênicos etc (Rahel, 1984; Futuyma, 1992; Barrella, 1998). Outro fator que explica mudanças na diversidade da fauna dos rios é a variação dos parâmetros físicos, químicos e biológicos (Barila *et al.*, 1981), além de fatores como largura do canal, profundidade do canal, tortuosidade, declividade, velocidade da corrente, carga de sedimento transportado, sedimento suspenso, tipo do sedimento e elevação do fundo do leito (sedimentação), que ocorrem em consequência aos processos ditos dinâmicos e condicionantes do habitat aquático (Steeter *et al.*, 1998; Fausch *et al.*, 1988).

Estudos do “Raystown branch” – *Susqueanna river drainage* (Pennsylvania) sustentam a hipótese que a ordem dos rios representa uma rede multidimensional de parâmetros físicos que o compreende (Barila *et al.*, 1981). Consistentes relações entre as ordens dos rios e determinados parâmetros físicos e químicos têm sido obtidos desde 1974 (resumido por Platts, 1979), visando explicar a composição e o comportamento das comunidades de peixes de água doce. Portanto, a ordem do rio é útil para classificação da sua estrutura quando descreve a distribuição de peixes. Rios de 1ª ordem são aqueles que não têm tributários. A junção de dois rios de 1ª ordem criam a 2ª ordem (têm tributários de 1ª ordem), a junção de dois rios de 2ª ordem criam o de 3ª ordem, e assim por diante. Em geral, existe uma correlação positiva entre o número de espécies e a ordem dos rios dentro de um sistema de drenagem (Lotrich, 1973 *apud* Wootton, 1992).

Harrell & Dorris (1968), mostraram correlação entre a ordem dos rios e os numerosos rios das dimensões de uma bacia hidrográfica. Mudanças na composição da comunidade de peixes rio abaixo têm sido associadas a gradientes de mudança de habitats (Kuehne, 1962, Sheldon, 1968, Bain *et al.*, 1988, Barila *et al.*, 1981). À

acrescentar, Platts (1979) usou o tamanho do rio para interpolar largura e profundidade de diferentes ordens de rios e predizer a estrutura da população de peixes (Barila *et al.*, 1981).

Considerando que os habitats acima mencionados e os processos que os envolvem sejam reguladores de assembléias de peixes de água doce, existem duas hipóteses que possivelmente contribuem para avaliar esta estruturação, que são: a hipótese “estocástica” e a “determinística” (Grossman *et al.*, 1982; Herbold, 1984; Rahel *et al.*, 1984; Yant *et al.*, 1984). Conforme proposto por Grossman *et al.* (1982), a hipótese “estocástica” sugere que o ambiente físico e químico em rios é raramente estável o suficiente para permitir um equilíbrio no desenvolvimento da comunidade, e que a abundância relativa das espécies é determinada pelas respostas às mudanças ambientais, ao passo que a hipótese “determinística” mantém que as assembléias de peixes de água doce estão geralmente em equilíbrio e que as interações biológicas, como competição, é que são fatores chaves na regulação da estrutura da assembléia.

Na realidade, ambos os processos são relevantes como reguladores da estrutura. A abundância, riqueza de espécies e composição das classes juvenis, podem ser fortemente influenciadas por fatores físicos (estocásticos) como temperatura, nível de água e tempestades. Porém, atributos similares para as comunidades mais antigas podem ser mais fortemente regulados pelas interações bióticas (determinísticas) (Schlosser, 1982 a; Rahel *et al.*, 1984).

* Dentre os sistemas aquáticos brasileiros, especificamente os rios, destacam-se diferentes tipos de habitats, como rios, riachos e lagoas marginais, cujas interações são pouco conhecidas. Segundo Lowe- Mc Connel (1987) existe uma ausência de conhecimento de diversos aspectos ecológicos de peixes de água doce na América do Sul, principalmente de rios de pequeno curso, sendo tal fato relacionado com o reduzido conhecimento taxonômico da ictiofauna deste continente (Bohlke *et al.*, 1978; Britski *et al.*, 1984).

2.3. Qualidade ambiental , comunidades de peixes e índice de integridade biótica (IBI)

Já tendo mencionado alguns dos fatores condicionantes da estabilidade do habitat, é de conhecimento que as comunidades de peixes respondem a mudanças em relação aos fatores abióticos (habitat e qualidade de água) e bióticos, além das interações, o que evidencia a variação considerável da composição e organização das espécies das assembléias aquáticas (Karr, 1981; Hughes, 1985; Leonard & Orth, 1986; Ross, 1991, Angermier & Schlosser, 1994; Simon & Lyons, 1995).

O uso do monitoramento biológico com peixes é uma sugestão para avaliar a degradação ambiental, sendo fundamentado na saúde da comunidade de peixes, que é um sensível indicador de estresses diretos ou indiretos de todo ecossistema (Fausch et al., 1990). Em se tratando especificamente de peixes, desde o início de 1900 e de forma crescente nos últimos 20 anos, as características das comunidades ícticas têm sido usadas para medir saúde de ecossistema. O uso de guildas ou taxa como indicadores têm sido bastante aplicados, pois não requerem uma teoria complicada nem complexa, podendo ser facilmente aplicada aos dados coletados das amostras de peixes de forma semiquantitativa (abundância relativa) ou qualitativa (presença e ausência), segundo Fausch *et al.* (1990). Partindo daí, criou-se o índice de integridade biótica (IBI), que é um método desenvolvido para análise de qualidade ambiental, na qual a avaliação dos aspectos da comunidade de peixes (Saylor & Scott, 1987) informa a respeito da estrutura, composição e organização funcional das assembléias de peixes (Lyons *et al.*, 1996). Sendo assim, o IBI agrega atributos das comunidades (riqueza, composição de espécies e interações tróficas), populações (abundância) e indivíduos (saúde), sendo bastante sensível a diferentes tipos de degradação (Ribeiro, 1994). Não se pode perder de vista que a abundância da população influencia diretamente a estrutura da comunidade (Piet, 1998).

A versão original do IBI (Karr, 1981) consiste de 12 atributos das comunidades ícticas que são comparados à valores esperados para córregos não perturbados, com estrutura semelhante, na mesma eco-região. Os atributos recebem as notas 5 (caso seu valor seja comparável), 3 (caso desvie pouco do esperado) ou 1

(caso desvie bastante do valor esperado). Os escores são somados para fornecer um índice que varia de 12 a 60. E então, com base nestes escores, os locais são classificados em cinco diferentes graus de integridade variando de excelente a muito degradado. Resumidamente, esta versão consiste de 12 medidas que refletem riqueza e composição de espécies de peixes, número e abundância de espécies indicadoras, organização trófica e função, comportamento reprodutivo, abundância de peixes e condições individuais de peixes (Simon & Lyons, 1995). Estas medidas têm sido avaliadas e testadas por vários pesquisadores dentre os quais Fausch *et al.* (1984), Leonard & Orth (1986), Steedman (1988) e Bowen *et al.*, (1996) que apresentaram uma modificação que incluiu 9 medidas em 4 categorias: (i) riqueza e composição de espécies; (ii) espécies indicadoras; (iii) funções tróficas e (iv) abundância. Atualmente, Ganasan & Hughes (1998) citam que o IBI combina vinte atributos das assembléias de peixes, ou medidas, classificadas em três grupos: (i) riqueza e composição de espécies; (ii) composição trófica e (iii) saúde e abundância dos peixes.

O IBI pode ser adotado como uma ferramenta para monitoramento e como método padrão (Saylor & Scott, 1987), pois o índice poderá indicar o que pode ser feito para a conservação do habitat (Lyons *et al.*, 1995). Sendo assim, um estudo de integridade fornece subsídios ao monitoramento da biodiversidade (Angermier & Schlosser, 1994).

3. Objetivos

O trabalho teve como objetivo utilizar a comunidade de peixes como indicadora da degradação ambiental da bacia do rio Sorocaba. Para tanto, foi necessário:

- Caracterizar limnologicamente a área de estudo;
- Avaliar a diversidade, riqueza e abundância das espécies de peixes nos rios de 1ª, 2ª, 3ª e 4ª ordens;
- Identificar e caracterizar os impactos na comunidade íctica e os danos potenciais à integridade biótica da comunidade de peixes da bacia do rio Sorocaba.

4. MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 Descrição da área de estudo e localização das estações de coleta

A bacia hidrográfica do rio Sorocaba possui uma área de drenagem de 5.325km², abrangendo 17 municípios: Araçoiaba da Serra, Boituva, Capela do Alto, Cerquilha, Cesário Lange, Ibiúna, Iperó, Itu, Laranjal Paulista, Mairinque, Piedade, Salto de Pirapora, Sarapu, Sorocaba, Tatu, Vargem Grande Paulista e Votorantim (São Paulo, 1990; Relatório-UGRHI-10 - Sorocaba, 1997).

A área de estudo (Figura 1) está localizada ao sudeste do Estado de São Paulo, numa altitude máxima de aproximadamente 1.028 metros em relação ao nível do mar. O clima é quente, predominantemente tropical, com inverno seco. As temperaturas médias são de 26,6°C a máxima e de 16°C a mínima. A precipitação média anual está em torno de 898,4mm (IBGE, 1958 *apud* Smith, 1999).

O rio Sorocaba percorre cerca de 200Km até atingir o trecho médio do rio Tietê, sendo o principal afluente da sua margem esquerda. Nas cabeceiras do rio Sorocaba localiza-se o reservatório de Itupararanga, com área de drenagem de 851 Km², formado pelos rios Sorocamirim e Sorocabu. Os afluentes à margem direita são os rios Tatu e Sarapu, e os afluentes de menor porte, os rios Ipanema e Pirapora (Smith, 1999). As descargas mínimas do rio Sorocaba no rio Tietê, considerando a vazão de afluente de 7m³/s na Represa de Itupararanga, é da ordem de 13 m³/s, e as vazões médias históricas de longo curso são aproximadamente de 45m³/s (Núcleo Engenharia, 1993).

A água da bacia do rio Sorocaba é utilizada para o abastecimento público de 11 municípios, sendo que três utilizam-se de águas superficiais, cinco de mananciais subterrâneos e três com o sistema misto. Somente o reservatório de Itupararanga abastece São Roque, Cotia, Vargem Grande Paulista, Mairinque, Ibiúna, Votorantim e Sorocaba. Sua água também é utilizada para o abastecimento industrial, irrigação de plantações e recepção de efluentes de 150 indústrias.

Apenas sete municípios possuem algum sistema de tratamento de efluente doméstico. Do total da carga poluidora orgânica remanescente na bacia, 81,5% são de origem doméstica e 18,5% de origem industrial. Sorocaba e Votorantim são

responsáveis por 70,1% da carga poluidora expressa em quilos de DBO por dia do total da bacia (Núcleo Engenharia, 1993).

Em relação a geologia, a nascente do rio Sorocaba está situada no Planalto de Ibiúna, apresentando relevo suave. A estrutura deste relevo é formada por rochas graníticas e ortognáisses (Almeida 1964 *apud* Smith, 1999). Quanto às principais formações vegetais, a Bacia Hidrográfica de Sorocaba - Médio Tietê, compreende formações florestais, como as Florestas Ombrófilas e estacionais e os cerrados, além de regiões denominadas de tensão ecológica, de contato entre as Florestas Ombrófilas Estacionais e de Florestas com os Cerrados. Na bacia do rio Sorocaba verifica-se a presença de Florestas Estacionais Semidecíduais. Estes são ecossistemas eminentemente complexos por apresentarem características fitofisionômicas parecidas com a Floresta Ombrófila. Por isso, alguns autores a caracterizam com Floresta Ombrófila e outros como estágio de transição entre Floresta Atlântica, Floresta Decidual e Cerrado (Relatório-UGRHI - Sorocaba, 1997).

4.1.1 A represa de Ipanema

Localizada dentro da Floresta Nacional de Ipanema (próximo as estações rio Ipanema e rio Verde), município de Araçoiaba da Serra (SP), pouco se sabe a respeito da construção da barragem do rio Ipanema (estação 9). O que se conhece é que esta faz parte das várias obras executadas por Carlos Gustavo Hedberg, engenheiro metalúrgico, na época (1810) chefe do grupo de uma companhia de hábeis fundidores de ferro.

Por determinação da diretoria do Centro Nacional de Engenharia Agrícola, sediado na Fazenda Ipanema, foram realizados estudos a respeito desta represa e chegou-se a conclusão, após o exame de muitos livros dentre eles “Topmost Dams in Brazil” e “World Dams Register”, de que a represa de Ipanema é a mais antiga no Brasil. Além disso, sabe-se que a força motriz da Fábrica de Ferro de Ipanema era proporcionada pelas águas da represa, com altura aproveitável de queda de três metros, acionando rodas de madeira de recepção pelo meio (Salazar, 1998). Atualmente, a represa tem sido utilizada como pesque e pague durante os finais de semana, sendo freqüentada por turistas da região, já não tendo mais o caráter de

produção de energia como era antigamente. Com o intuito de se conhecer a comunidade de peixes desta represa, foram realizadas coletas em épocas sazonais distintas.

As coletas de água e dos peixes foram realizadas em 12 pontos da rede de drenagem bacia do rio Sorocaba, compreendendo os rios Sarapuí (3 estações), Verde (1 estação), Ipanema (1 estação), Pirajibú (2 estações), Una (2 estações), Sorocabuçu (2 estações) e Sorocamirim (1 estação), sendo os rios Sorocabuçu (ponto1) e Pirajibú (ponto1) rios de 1ª ordem, o rio Una (ponto 1 e ponto 2) de 2ª ordem, o rio Verde de 3ª ordem e os rios Ipanema, Sorocabuçu (ponto2), Sorocamirim, Pirajibú (ponto2), Sarapuí (pontos 1,2 e 3) todos rios de 4ª ordem, conforme Figura 2 e Tabela 1.

Convém ressaltar que da segunda coleta em diante optou-se pela exclusão de uma das estações de coleta localizada no rio Una, incluindo uma nova estação localizada no rio Sorocamirim, de forma a melhor representar a rede hidrográfica da região.

Tabela 1: Estações de coleta com seus respectivos códigos.

RIO	ESTAÇÃO-CÓDIGO	ORDEM
Sorocabuçu Pto.2	ESTAÇÃO 1	4ª ordem
Una Pto.2	ESTAÇÃO 2	2ª ordem
Una Pto.1	ESTAÇÃO 3	2ª ordem
Sorocamirim	ESTAÇÃO 4	4ª ordem
Sorocabuçu Pto.1	ESTAÇÃO 5	1ª ordem
Sarapuí Pto.2	ESTAÇÃO 6	4ª ordem
Sarapuí. Pto.1	ESTAÇÃO 7	4ª ordem
Sarapuí Pto.3	ESTAÇÃO 8	4ª ordem
Ipanema	ESTAÇÃO 9	4ª ordem
Verde	ESTAÇÃO 10	3ª ordem
Pirajibú Pto.1	ESTAÇÃO 11	1ª ordem
Pirajibú Pto.2	ESTAÇÃO 12	4ª ordem

Figura 1: Localização da área de estudo e dos pontos de coleta.

Figura 2: Área de estudo e descrição das ordens dos rios amostrados na bacia hidrográfica do rio Sorocaba.

Organizado por: Fernanda T. Marciano
 Desenho: Eneida Aleixo Villa
 Fonte: IBGE - Folha de São Paulo 1983
 Escala aproximada: 1: 250.000

4.2. Caracterização geral das estações de coleta

No presente estudo foram incluídas análises de sedimento e de variáveis físicas e químicas da água permitindo a caracterização do ambiente e, possivelmente, a compreensão das principais interferências na estrutura da comunidade íctica. As variáveis físicas e químicas consideradas foram: temperatura da água, oxigênio dissolvido, pH, condutividade (medidos em cada estação de coleta com Horiba, modelo U-10), nitrogênio orgânico total, fósforo total, nitrito, nitrato, nitrogênio amoniacal, fosfato total dissolvido, silicato, material em suspensão, clorofila e vazão. Ademais, foram incluídos para a caracterização, dados de precipitação e temperatura do ar que foram obtidos junto a Estação Climatológica Principal (no. 83851), da Faculdade de Tecnologia de Sorocaba – Convênio M. A. A. R. A. – INMet e FATEC – Sorocaba (2000).

4.3. Medidas de vazão

Foram realizadas medições de escoamento (m^3/s) em cada uma das estações de coleta com o auxílio de um medidor de correntes (correntômetro). Para tanto, fixou-se uma estaca em cada uma das margens do rio, unindo-as através de uma trena, formando uma reta perpendicular em relação ao curso do rio. Com o auxílio desta trena, as medições foram feitas a cada metro até que atingissem a margem oposta. Finalmente, a vazão era obtida através da soma das vazões elementares, calculadas pelo produto das velocidades médias de escoamento e as áreas das subsecções.

4.4. A coleta e análise de sedimentos

Para a análise granulométrica, o sedimento foi coletado no fundo do rio com auxílio de draga. Em seguida as amostras coletadas foram acondicionadas em sacos plásticos devidamente etiquetados e levados ao laboratório, onde secaram à sombra. Para a remoção da fração grosseira, transferiu-se 100gr. de cada uma das amostras secas para uma peneira de 2mm de malha.

Da fração que passou pela peneira, foi retirada uma sub- amostra de 10gr. e colocada num *becker* previamente pesado e numerado, onde as amostras foram tratadas com NaOH (hidróxido de sódio) a 0,1N durante 5 minutos, para a remoção da matéria orgânica. Passou-se este conteúdo para o *mixer* (agitador elétrico) com aproximadamente 100mL de água destilada agitando-se por 10 minutos. Este material foi novamente colocado no *becker* e deixado em repouso até que decantassem o material, para em seguida retirar o excesso de água com auxílio de um conta gotas, e levar o material novamente à estufa. Quando completamente seco, este material foi transferido para uma série de peneiras superpostas de diferentes malhas em ordem decrescente (1; 0,5; 0,105; e 0,053mm) e submetidas a um agitador mecânico (180 Rpm), para a separação das diferentes frações. O material retido em cada peneira foi pesado para a obtenção das respectivas frações de areia (muito grossa, fina, muito fina), seguindo a escala de Went Worth (Suguio, 1973). Os valores obtidos em grama foram convertidos em porcentagem (Santos, 1995 *apud* Costa, 2000).

4.5. Análise de nutrientes

Para a análise da concentração de nutrientes dissolvidos, as amostras de água foram coletadas com garrafa de Van Dorn e filtradas em filtros GF/C, Whatman 47 mm, logo após a coleta. Em seguida a água foi armazenada e congelada em garrafas de polietileno, para posterior análise em laboratório, onde tiveram suas leituras realizadas em espectrofotômetro de comprimento de onda específico para cada tipo de determinação. De forma semelhante, para determinação da concentração dos nutrientes totais, as amostras de água foram congeladas nas garrafas de polietileno e, posteriormente analisadas em laboratório com as leituras no espectrofotômetro. A Tabela 2 contém as análises e as metodologias adotadas em cada determinação.

Tabela 2: Análises de nutrientes e os métodos utilizados.

ANÁLISES	METODOLOGIA UTILIZADA	LEITURA NO ESPECTROFOTÔMETRO
Determinação de nitrito (NO ₂)	Método de Bendochneider e Robinson (1952), segundo Golterman (1978)	Cubeta de 5 cm Comprimento de onda de 543 nm
Determinação de nitrato (NO ₃)	Segundo Mackereth <i>et al.</i> (1978)	Cubeta de 1 cm Comprimento de onda de 543 nm
Determinação do nitrogênio amoniacal (NH ₄)	Segundo F. Koroleff (1976)	Cubeta de 1 cm Comprimento de onda de 630 nm
Determinação de silicato (SiO ₂)	Segundo Golterman (1978)	Cubeta de 1 cm Comprimento de onda de 815 nm
Determinação de fósforo total	Standard Methods (1985)	Cubeta de 5 cm Comprimento de onda de 880 nm
Determinação de nitrogênio orgânico total	Segundo Golterman (1978)	

4.6. Material em suspensão (em mg.L⁻¹)

As concentrações de material em suspensão orgânico, inorgânico e total foram determinadas pela técnica gravimétrica descrita por Teixeira *et al.* (1965). As amostras do material ficam retidas em filtros GF/C, 47mm, de peso conhecido (P₀). Posteriormente, estes filtros são levados a estufa durante 24 horas a 60 °C, resfriados e pesados para determinação do segundo peso (P₁). Finalmente, são calcinados em mufla durante 1 hora a 480 °C e resfriados para determinação do

último peso (P_2). As diferenças entre estes pesos forneceram as concentrações de material em suspensão total, inorgânico e orgânico, por meio das equações a seguir:

$$SST = [(P_1 - P_0) * 1000] / V_a \longrightarrow \text{sólidos totais (orgânico + inorgânico)}$$

$$SSF = [(P_2 - P_0) * 1000] / V_a \longrightarrow \text{matéria inorgânica}$$

$$SSV = SST - SSF \longrightarrow \text{matéria orgânica}$$

Onde,

P_0 = peso do filtro preparado

P_1 = peso do filtro+amostra após estufa

P_2 = peso do filtro + amostra calcinada

V_a = volume filtrado da amostra

4.7. Clorofila “a” ($\mu\text{g.L}^{-1}$)

Após as coletas das amostras de água com garrafa de Van Dorn, as mesmas foram passadas em filtros GF/C, porosidade de $47\mu\text{m}$, com o volume de água variando de acordo com a quantidade de material presente nas amostras. Após a filtração, o filtro foi acondicionado em envelopes de papel, dentro de um frasco escuro com sílica e conservados em baixa temperatura. No momento da extração, os filtros foram colocados em tubos de ensaio com 10 ml de etanol 80% em banho-maria, para em seguida serem submetidos a um choque térmico que variou de 75 a 80°C para 0°C . As leituras foram feitas no intervalo mínimo de 7 horas e máximo de 24 horas após a extração, em espectrofotômetro UV-visível a 665 e a 750 nm (Marker *et al.*, 1980). Os cálculos foram feitos segundo Nush, (1980).

$$\text{Chla} = 27.9 * [(Eu_{665} - Eu_{750}) - (Ea_{665} - Ea_{750})] * (v/V * L)$$

Onde,

L = caminho óptico da cubeta (cm) = 1

Eu = valor não acidificado

Ea = valor acidificado

V = volume filtrado da amostra (L)

v = volume do solvente usado na extração (mL)=10

4.8. Composição e distribuição da comunidade íctica

4.8.1 A coleta dos peixes

As coletas foram realizadas nas épocas de seca e cheia, nos meses de julho e setembro do ano de 1999 e fevereiro e março de 2000. Os peixes foram coletados utilizando baterias de redes de espera, com malhas de 3 a 12 cm entre nós opostos, além de peneira para coletar peixes que habitavam locais rasos com vegetação submersa bastante densa (Barrella, 1989). As redes eram colocadas no período da tarde entre as 16 e 18 horas, e retiradas na manhã seguinte, permanecendo no mínimo 12 horas de espera.

Os peixes coletados foram pesados, medidos e colocados em sacos plásticos contendo as informações sobre a época de coleta, o tipo de aparelho utilizado e o ponto em que foi coletado. Em seguida, foram fixados em formol 10% e conservados em álcool 70°GL para que pudessem ser identificados em laboratório com auxílio de chaves de identificação, confirmadas posteriormente por especialistas do Museu de Zoologia da USP. Todas as coletas foram realizadas mediante a concessão da licença de captura do IBAMA (processo IBAMA/SUPES/SP N° 02027.018512/98-73).

4.8.2. Análise da comunidade

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

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

$$p_i = n_i/N$$

onde,

n_i : valor de importância de cada espécie;

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

S : n.º de espécies da amostra

(Logaritmo na base neperiana)

4.9. Índice de integridade biótica (IBI)

O IBI proposto por Karr (1981), adotado como indicador da comunidade de peixes da bacia do rio Sorocaba, agrega atributos das comunidades que refletem sua estrutura e função em diferentes níveis tróficos, de modo que as classes de integridade têm significado biológico e muita sensibilidade para diferentes fontes de perturbação.

Segundo Ribeiro (1994), de um modo geral, quando apenas dados de presença e ausência de espécies podem ser usados, melhor optar por riqueza de espécies e métodos multivariados para analisar a integridade biótica. Quando amostragens mais complexas existem, recomenda-se a utilização do IBI a ser modificado por cada autor, para diferentes situações locais. Desta forma, foram utilizadas as modificações descritas por Ribeiro (1994), que desenvolveu alguns critérios para (i) a seleção das componentes (atributos); (ii) atribuição dos pesos as componentes e (iii) integração dos componentes para a estimativa dos níveis de integridade, evitando repetir o procedimento matematicamente inapropriado de somar os escores em escala ordinal, para obtenção de uma grande média final. As demais modificações e adaptações foram feitas em função da área em estudo.

Para a aplicação do índice de integridade biótica sobre uma comunidade, se faz necessária a presença de áreas que servirão como referências para classificação das demais áreas em estudo. A primeira exigência para o uso do IBI é, portanto, estabelecer uma ou mais áreas que sirvam de referência para a análise das estações de interesse, sabendo-se que: quanto maior o número de áreas de referência, mais confiável será a classificação.

Estas áreas devem apresentar determinadas características em relação à composição biótica que inclui abundância das espécies invertívoras, carnívoras de topo, de espécies intolerantes à poluição entre outras (Karr, 1981; Steedman, 1988), que reflitam o mínimo possível de impactos sobre a comunidade de peixes.

Dada a impossibilidade de cumprir as premissas para aplicação do IBI foi necessário que se encontrassem alternativas. A bacia do rio Sorocaba, além de conter áreas que já foram represadas (o que reflete impacto sobre a comunidade ictica), poucos são os trabalhos que envolvem estudos de peixes, não existindo portanto,

banco de dados suficiente à ser consultado para escolha das áreas de referência. Optou-se desta forma, por utilizar também, dados de trabalhos desenvolvidos em bacias próximas a do rio Sorocaba que, numa escala maior, fazem parte da bacia do Paraná (Gery, 1969). Tal escolha foi feita, visto que a rede hidrográfica das áreas referenciais apresentam padrões dendríticos semelhantes aos da bacia do rio Sorocaba, o que provavelmente não alteraria demasiadamente a composição da comunidade de peixes, viabilizando assim a comparação.

Foram escolhidas seis estações “referência” extraídas de três trabalhos realizados nesta última década: a) duas estações de coleta do trabalho de Barrella (1989) que serviram de referência para comunidade biótica de rios de 2ª e 3ª ordens; uma estação do trabalho de Barrella (1998), para referência de rios de 4ª ordem e c) três áreas do trabalho de Smith (1999), para rios de 3ª, 4ª e 4ª ordens.

Após a escolha das áreas “referência”, foi necessário que se montasse uma matriz de integridade, a qual contivesse informações sobre a riqueza, a diversidade, a categoria trófica das espécies, além da tolerância ou intolerância destas em relação a poluição da água.

Por definição, espécies intolerantes são aquelas que desaparecem precocemente em seqüência a uma degradação que pode estar associada a alguns fatores como: desenvolvimento urbano e da agricultura, alta concentração de sólidos suspensos, aumento de temperatura da água, aumento de siltação e diminuição da concentração de oxigênio dissolvido (Steedman, 1988; Karr *et al.*, 1986 *apud* Ganasan & Hughes, 1998). Além desses fatores, podem ser somente definidas como espécies intolerantes as que ocorrem em locais com boa qualidade de água e estrutura de habitat. Em contrapartida, as espécies tolerantes são aquelas que ocorrem em grande abundância nos pontos que incluem baixa concentração de oxigênio dissolvido, forte poluição orgânica, altos níveis de sedimentação e turbidez, e habitats extensivamente degradados. Outra maneira é admitir como tolerantes aquelas as quais já são conhecidas de locais com qualidade de água ruim (Ledesma-Ayala, 1987 *apud* Lyon *et al.*, 1995). Há que se levar em conta que algumas espécies podem ser tolerantes a um tipo de degradação e sensível à outras (Lyon *et al.*, 1995). Neste caso, dada a ausência de trabalhos de ecotoxicologia que envolvessem espécies de peixes da bacia

do Paraná, foi necessário adotar outro critério de classificação quanto à tolerância e intolerância das espécies de peixes à poluição.

Utilizando os trabalhos de Barrella (1989,1998) e Simth (1999), optou-se por classificar como tolerantes à poluição, todas as espécies que apareciam em maior abundância nos locais não utilizados como “referência”. Automaticamente, as demais espécies foram consideradas intolerantes à poluição, só ocorrendo na maioria das vezes, nos locais utilizados como “referência”.

Em se tratando das categorias tróficas, foram classificados os carnívoros de topo porque, quando a qualidade do rio piora, essas populações declinam e desaparecem (Karr, 1981). De forma a complementar as classificações das categorias tróficas, a abundância dos onívoros foi usada para detectar a diminuição da representatividade das “guildas tróficas normais” (ou esperadas). Guildas estas, que são associadas à oferta de invertebrados terrestres e bentônicos, o que justifica o uso das espécies invertívoras como indicadoras de degradação. Geralmente, amostras com menos de 20% de indivíduos onívoros parecem boas, enquanto que com mais de 45%, já refletem degradação (Karr, 1981; Steedman, 1988). Todos os procedimentos aplicados às áreas “referência” foram também aplicados nas áreas em estudo.

No caso deste trabalho, houve um interesse específico em se aplicar o IBI em três diferentes ordens de rio (2^a, 3^a e 4^a ordens), nas duas épocas sazonais estudadas. Para tanto, aplicou-se análise de variância multivariada (MANOVA) utilizando as variáveis da matriz de integridade biótica como variáveis dependentes, testando em seguida, separadamente, a influência da ordem dos rios, e da sazonalidade sobre a comunidade em estudo (Teste Univariado). De acordo com os resultados obtidos neste teste, o passo seguinte foi montar uma nova matriz de integridade contendo as áreas “referência” e as áreas de estudo, para se aplicar uma análise de componente principal (PCA).

4.9.1. Análise de componente principal (PCA)

Considerando as correlações lineares que os dados trabalhados possuíam, foi aplicada uma análise de componentes principais (PCA). Esta análise extrai combinações lineares do conjunto de dados, de maneira que elas sejam responsáveis

pela maior proporção da variância dos dados de maneira decrescente (ou seja, o primeiro eixo é o que explica a maior parte da variância, o segundo, a segunda maior parte, etc) e que não tenham correlação entre si (eixos ortogonais). A obtenção desses novos eixos é realizada através de auto análise (obtenção dos autovetores e autovalores da matriz de correlação ou variância- covariância entre as variáveis). De forma resumida, a PCA supõe relações lineares entre as variáveis, e é feita a partir de uma matriz de variância- covariância ou correlação (Minteviera, 1999). Neste caso específico, a PCA serviu para hierarquizar os indicadores que compunham a matriz de integridade, que foi montada de acordo com o resultado da MANOVA e do teste univariado. Em seguida, utilizou-se dos escores obtidos nas PCA's para montagem dos *clusters* e cálculo dos coeficientes de correlação cofenético.

4.9.2. Análise de agrupamento (*Clusters*)

A análise de agrupamento consiste em estabelecer grupos naturais de objetos (formados a partir da distância ou similaridade entre eles) ou de descritores (estabelecidos pela dependência entre eles), de modo a reuni-los num mesmo conjunto. Dentre os métodos existentes, optou-se pelo agrupamento pela associação não ponderada (UPGMA), recomendado por Romesburg, por atribuir similaridade entre pares de grupos de forma menos extrema que os demais métodos e também por proporcionar a utilização de qualquer coeficiente de associação (Ribeiro, 1994).

O processamento das etapas de agrupamento e ligação resulta em uma matriz cofenética. A comparação desta matriz com a matriz de associação permite avaliar o grau de distorção proporcionado pela análise sobre os dados originais. Alguns autores sugerem como aceitáveis índices superiores a 0.80 (Legendre & Legendre, 1983). Esta análise foi realizada com o intuito de verificar os grupos formados pelas áreas “referência” e pelas estações em estudo, em função das variáveis hierarquizadas na PCA.

Finalmente, para auxiliar na construção das árvores de decisão, as quais continham as classes de integridade, utilizou-se de uma matriz de distância que foi calculada a partir dos escores do PCA (para os fatores 1 e 2).

4.9.3. Coeficientes de associação

Os elementos da matriz de associação são chamados coeficientes de associação e a escolha deste está relacionada com o tipo de análise a que será submetida a matriz de dados. Essa matriz de distância permitiu determinar quais eram as variações de distâncias entre as áreas “referência” e as áreas em estudo, com relação aos dois fatores do PCA. De forma a concluir, verificou-se quais as classes de integridade de cada estação de coleta estudada para 2^a, 3^a e 4^a ordens nas estações seca e chuvosa.

4.9.4. Análise discriminante

De maneira a procurar estabelecer relação entre as matrizes de integridade das diferentes ordens de rios e as características limnológicas que a compuseram, realizou-se uma análise discriminante.

A função discriminante é um modelo linear, o qual é constituído por grupos de casos (que podem ser definidos a partir de uma análise de agrupamento) que devem conter a informação necessária para diferenciá-los. O problema consiste em achar combinações lineares (funções discriminantes) que maximizem as diferenças entre os grupos, enquanto minimiza as diferenças dentro de cada grupo e, testar as diferenças entre os grupos (Legendre & Legendre, 1983; Ribeiro, 1994). Neste caso, esta análise serviu para testar a influência das características limnológicas sobre a comunidade íctica, verificando se os grupos de integridade biótica formados eram diferentes.

5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1. Caracterização geral das estações de coleta

As variações de pH, temperatura da água, oxigênio dissolvido e condutividade podem ser observadas nas tabelas 3 a 9. Os valores de temperatura da água variaram de 16°C a 21.9°C entre as estações na época do inverno e na época do verão de 18.9°C a 26°C (Tabela 3), o que confirma as expectativas de maiores médias de temperatura durante a época do verão e as menores no inverno. A faixa de variação entre as temperaturas máxima e mínima foi de 5 °C (nas estações 3 e 4) e de 7 °C (para as estações 8 e 9).

Tabela 3: Valores das temperaturas da água (°C) nas diferentes épocas de coleta.

	ordem	Inverno1	inverno2	Verão1	verão2	mínimo	máximo	range
Est1	4ª ordem	16	18	22	20	16	22	6
Est2	2ª ordem	16	17,1	22	19	16	22	6
Est3	2ª ordem	17	21,9	23	18,9	17	23	6
Est4	4ª ordem		18	23	21	18	23	5
Est5	1ª ordem	16	16,2	20	19	16	20	4
Est6	4ª ordem	19,2	21	24,3	23	19,2	24,3	5,1
Est7	4ª ordem	17	15,9	21	21	15,9	21	5,1
Est8	4ª ordem	18	22	25	23	18	25	7
Est9	4ª ordem	19	20,2	25	26	19	26	7
Est10	3ª ordem	19,2	20,7	23,2	23,6	19,2	23,6	4,4
Est11	1ª ordem	17,6	21,3	22,7	22,4	17,6	22,7	5,1
Est12	4ª ordem	17,4	19,8	22	21	17,4	22	4,6
Mínimo		16	15,9	20	18,9			
Máximo		19,2	22	25	26			
Range		3,2	6,1	5	7,1			

A menor temperatura foi observada na estação 7 durante a segunda coleta na época do inverno, e maior ocorreu na estação 9 durante o verão, na segunda coleta, sendo que estas variações são decorrentes das medidas terem sido realizadas em diferentes horários. Quando estes valores são comparados aos da temperatura atmosférica (Tabela 4), verificou-se que no inverno as temperaturas variaram em média de 17,60 a 23,95°C e no verão de 21,75 a 26,20°C, comportamento coincidente com a temperatura da água.

Tabela 4: Dados de temperatura do ar (° C) nas épocas de coleta.

Data	t.° C máx	t.° C min	média	Média mensal
19/Jul	28,4	13,7	21,05	Julho
20/Jul	29	13,7	21,35	Max. 24,0
21/Jul	26,7	14,2	20,45	Min. 11,1
22/Jul	22,9	12,3	17,60	
27/Set	29,2	14,5	21,85	Setembro
28/Set	30,6	14,5	22,55	Max. 27,7
29/Set	32,8	15,1	23,95	Min. 11,5
30/Set	27,7	11,5	19,60	
01/Fev	26,3	20	23,15	Fevereiro
02/Fev	31,5	20,9	26,20	Max. 29,4
03/Fev	31,3	19,3	25,30	Min. 22,3
04/Fev	30	20,1	25,05	
09/Mar	28,4	15,1	21,75	Março
10/Mar	28,3	17,3	22,80	Max. 30,4
11/Mar	26,9	17,9	22,40	Min. 21,5
12/Mar	27,2	17,2	22,20	

Segundo Stefan e Preud'homme (1993) alguns autores já demonstraram que a temperatura do ar não é o único parâmetro que influencia na temperatura da água, pois existem outros parâmetros como a radiação solar, umidade relativa, velocidade do vento e profundidade do canal. São esperadas mudanças na temperatura da água ao longo de um rio onde a cobertura vegetal foi removida, expondo o rio diretamente à radiação solar. Neste caso, a média mensal máxima da temperatura da água do rio aumenta, especialmente durante o verão.

Dentre as variáveis limnológicas que apresentaram acentuadas variações, destaca-se o oxigênio dissolvido (O.D.). Pôde-se observar que os valores obtidos variaram de 3,9 a 11 mg/L no inverno e no verão de 4 a 8 mg/L, evidenciando as maiores médias na época do inverno (Tabela 5).

Tabela 5: Valores das concentrações de oxigênio dissolvido (mg/L) na água em diferentes épocas de coleta.

	ordem	inverno1	inverno2	Verão1	verão2	Mínimo	Máximo	range
est1	4ª ordem	13	8	7	7	7	13	6
est2	2ª ordem	10	3,9	4	5	3,9	10	6,1
est3	2ª ordem	9,9	7,7	4,6	6,8	4,6	9,9	5,3
est4	4ª ordem		8	6	6	6	8	2
est5	1ª ordem	11	7,6	4	6	4	11	7
est6	4ª ordem	8,5	8	5,3	7	5,3	8,5	3,2
est7	4ª ordem	10	6,5	8	8	6,5	10	3,5
est8	4ª ordem	9	8	7	7	7	9	2
est9	4ª ordem	9	8,5	8	8	8	9	1
est10	3ª ordem	8,9	5,5	6,6	6,4	5,5	8,9	3,4
est11	1ª ordem	9,3	7,6	6,9	7,7	6,9	9,3	2,4
est12	4ª ordem	9	7,9	7	7	7	9	2
Mínimo		8,5	3,9	4	5			
Máximo		13	8,5	8	8			
Range		4,5	4,6	4	3			

As estações que apresentaram os maiores valores de O.D. no inverno1, foram as que apresentaram as menores temperaturas durante a mesma época. De maneira complementar, as estações que apresentaram menores concentrações de O.D., no verão1, de modo geral, tiveram as temperaturas mais altas. Tal relação era prevista pois a solubilidade do oxigênio da água depende da temperatura e da pressão atmosférica, onde quanto maior a temperatura, menor a pressão atmosférica e menor a solubilidade do oxigênio (Esteves, 1988). Observando todas as variações notou-se que a menor concentração ocorreu na segunda coleta do inverno, na estação 2, e a maior na primeira coleta, também na época do inverno na estação 1. Neste estudo foi possível observar que o oxigênio não é fator limitante no sistema pois, as concentrações foram elevadas.

Em relação aos valores de condutividade, estes variaram de 24 a 537 μ S/cm, no inverno e, de 26 a 244 μ S/cm, no verão (Tabela 6). Em função desta amplitude de variação nas duas épocas de coleta, tornou-se inviável estabelecer relação direta entre a condutividade e os índices pluviométricos (Tabela 7) ocorridos durante a fase do trabalho. Tais resultados, portanto, impossibilitaram confirmar a existência do efeito diluidor das chuvas, observados em outros trabalhos (Henry *et al.*, 1999 *apud* Lopes-

Ferreira, 2000), que resultam nos maiores valores de vazão, como pode ser verificado na Tabela 8.

Tabela 6: Valores das condutividades ($\mu\text{S}/\text{cm}$) da água em diferentes épocas de coleta.

	ordem	Inverno1	Inverno2	Verão1	verão2	mínimo	Máximo	range
Est1	4ª ordem	31	38	40	36	31	40	9
Est2	2ª ordem	158	123	141	244	123	244	121
Est3	2ª ordem	42	76	63,3	69	42	76	34
Est4	4ª ordem		79	70	78	70	79	9
Est5	1ª ordem	25	28,7	29	31	25	31	6
Est6	4ª ordem	24	94	78,3	85	24	94	70
Est7	4ª ordem	70	36	30	26	26	70	44
Est8	4ª ordem	63	85	72	80	63	85	22
Est9	4ª ordem	78	71	103	92	71	103	32
Est10	3ª ordem	67	119	98	80	67	119	52
Est11	1ª ordem	47	68	59	39	39	68	29
Est12	4ª ordem	280	537,3	119	30	30	537,3	507.3
Mínimo		24	28.7	29	26			
Máximo		280	537,3	141	244			
Range		256	508.6	112	218			

Tabela 7: Dados de precipitação (mm) nas épocas de coleta.

Data	pp (mm)	Data	pp (mm)	Média mensal
1ª coleta		2ª coleta		
19/Jul	0	27/Set	0	Julho
20/Jul	0	28/Set	0	0 mm
21/Jul	0	29/Set	0,2	Setembro
22/Jul	0	30/Set	0,9	0,9 mm
3ª coleta		4ª coleta		
01/Fev	29,5	09/Mar	0	Fevereiro
02/Fev	2,6	10/Mar	0	2,5 mm
03/Fev	0	11/Mar	0	Março
04/Fev	22	12/Mar	0	0,99 mm

Tabela 8: Medidas de vazão (m^3/s) das 12 estações nas quatro épocas de coleta.

	Ordem	Inverno1	Inverno2	verão1	verão2
est1	4ª ordem	2,65	1,54	4,57	4,20
est2	2ª ordem	1,23	0,55	2,65	1,07
est3	2ª ordem	0,04	0,04	0,08	0,07
est4	4ª ordem		1,53	4,39	3,36
est5	1ª ordem	1,11	0,71	2,50	1,35
est6	4ª ordem	0,81	4,49	18,50	12,69
est7	4ª ordem	8,22	0,51	1,44	1,14
est8	4ª ordem	11,84	5,34	20,18	14,61
est9	4ª ordem	1,37	0,58	1,47	3,58
est10	3ª ordem	0,22	0,13	0,18	0,49
est11	1ª ordem	0,11	0,14	0,10	0,23
est12	4ª ordem	1,46	0,97	2,00	1,88

Ainda em relação à condutividade, quando analisadas as concentrações dentro de cada estação, verificou-se que o comportamento foi mais estável, apresentando pouca variação de uma época para outra, exceto a estação 12 que apresentou valores muito discrepantes. De modo geral, a estação com maior condutividade foi a 12, na época do inverno, durante a segunda coleta, enquanto que a estação 6 apresentou a menor durante o inverno, na primeira coleta. Na maioria das vezes, a condutividade elétrica indica presença de substâncias minerais e é diretamente proporcional à concentração dos cátions e ânions (Maier *et al.*, 1986). No caso do rio Pirajibú isso se confirma por ser um rio que recebe constantemente efluentes industriais oriundos de água de resfriamento de caldeiras (Smith, 1999).

Em relação aos valores de pH (Tabela 9), observou-se que no inverno estes variaram de 6 a 7 e no verão de 5 a 7. Embora os valores de pH sejam calculados em escala logarítmica, as variações registradas neste trabalho não trazem consequências às comunidades aquáticas.

Tabela 9: Valores das concentrações de pH nas diferentes épocas de coleta.

	ordem	Inverno1	inverno2	Verão1	Verão2	mínimo	máximo	Range
est1	4ª ordem	6	6	6	7	6	7	1
est2	2ª ordem	6	6,4	6	7	6	7	1
est3	2ª ordem	6,3	6,7	6	6,8	6	6,8	0,8
est4	4ª ordem		6	6	7	6	7	1
est5	1ª ordem	6	6,2	5	6	5	6,2	1,2
est6	4ª ordem	6,3	6	6,8	7	6	7	1
est7	4ª ordem	7	6	5	7	5	7	2
est8	4ª ordem	7	6	6	7	6	7	1
est9	4ª ordem	7	6,8	6	7	6	7	1
est10	3ª ordem	7	6,8	6,4	6,6	6,4	7	0,6
est11	1ª ordem	7	6,7	6,4	6,5	6,4	7	0,6
est12	4ª ordem	7	6,7	7	7	6,7	7	0,3
Mínimo		6	6	5	6			
Máximo		7	6,8	7	7			
Range		1	0,8	2	1			

5.1.2. O Ambiente lótico e a variação da concentração dos nutrientes

Os rios pertencentes a uma mesma bacia podem apresentar diferenças químicas entre si, o que tem implicação importante em estudos de fluxos de nutrientes em bacias hidrográficas (Ovalle *et al.* 1988 *apud* Oishi, 1996). Essas características são reflexos da introdução de nutrientes num rio que, segundo Jolankai (1983 *apud* Oishi, 1996), são descritas como fontes pontuais e não pontuais (mais difíceis de quantificar e controlar).

Quando essas substâncias são introduzidas no sistema elas podem sofrer modificações diversas ao longo do rio, ocorrendo a precipitação de algumas delas e o consumo de outras pela biota presente. Este fenômeno é denominado auto-depuração do sistema. Desta forma, as características físicas e químicas das águas de um ambiente lótico, bem como a retenção ou perda de nutrientes, são resultantes de processos do ecossistema em consequência da introdução de material alóctone e/ou do despejo de algum efluente industrial ou doméstico (Oishi, 1996). Até 1988, estudos relacionados a exportação de nutrientes de uma bacia para água, eram desenvolvidos, na maioria da vezes, em regiões temperadas. Na região tropical podem ser citados trabalhos no rio Solo na Indonésia (Neame, 1988), rio Apure na Venezuela e rio Orinoco na Venezuela, todos estudos fortemente ligados ao ciclo hidrológico (Saunders & Lewis, 1988; Lewis & Saunders, 1989 *apud* Oishi, 1996).

As concentrações de fósforo total (Figura 3) variaram de 30,3 a 279,3 $\mu\text{g/L}$ no inverno e de 26,2 a 403,8 $\mu\text{g/L}$ no verão (Anexo A). Em relação as variações dentro de cada estação, estas se apresentaram na maioria dos casos bem distintas, exceto na estação 10, que apresentou os valores de mesma ordem (88,6 para o inverno e 65,6 e 71,7 $\mu\text{g/L}$ durante o verão).

Em regiões bem desenvolvidas e povoadas, uma das principais causas das acentuadas variações na qualidade de água é a descarga de efluentes, sejam eles domésticos, industriais ou agrícolas (Maier *et al.*, 1986), os quais aumentam significativamente a concentração de nutrientes água. Entretanto, esta água não será necessariamente mais ativa do ponto de vista biológico (Ottaway, 1980). Em se tratando da prática da agricultura sabe-se que esta também pode aumentar substancialmente a carga de nutrientes no rio, podendo interferir na qualidade da água rio abaixo (Cooke & Prepas, 1998). Analisando as determinações de fósforo total nos rios de 1ª ordem viu-se que estes apresentaram valores bastante altos, provavelmente em resposta a área do entorno ser predominantemente destinada a agricultura e conseqüentemente ao uso contínuo de fertilizantes, que é o caso do rio Sorocaba-ponto1 (estação5). A este respeito ainda, House *et al.*, (1997) reportam que valores de fósforo de 60-1100 $\mu\text{g/L}$ são esperados em rios que são drenados pelo uso de agricultura intensiva, atividades industriais e grande população humana (Lawlor *et al.*, 1998). Em complemento, a utilização de detergentes (Mellanby, 1982), a deposição atmosférica (Lawlor *et al.*, 1998) e o material particulado de origem industrial também são considerados fontes artificiais de fosfato (Esteves, 1988).

Dentre os rios de 2ª ordem uma estação que merece destaque é a estação 2 (rio Una-ponto2), localizada dentro da cidade de Ibiúna, que também apresentou valores de fósforo total mais altos que a estação 3 (rio Una-ponto1), localizada antes da cidade de Ibiúna. Tal valor deveu-se provavelmente à carga de esgoto doméstico que o rio Una recebe dentro da cidade. Além dos fatores já mencionados, a concentração de nutrientes é também influenciada pelo escoamento da área urbana, que inicia-se com o acúmulo de materiais no substrato urbano, sendo colocado em solução e em suspensão conseqüentemente, sob ação da chuva (Beaulac & Reckhow, 1982).

Figura 3: Concentração de fósforo total (µg/L) nas diferentes estações de coleta, durante o período de estudo.

A estação 12 apresentou valores altos de fósforo total possivelmente por estar localizada mais próxima a cidade de Sorocaba, em área industrial. Com exceção das estações 5, 7 e 10, as maiores concentrações, em média, ocorreram na época do verão.

No aspecto geral, os valores de inverno para nitrogênio orgânico total variaram de 0,08 a 2,43mg/L no inverno e de 0,21 a 1mg/L no verão (Anexo B). Apenas três estações não apresentaram maiores valores de nitrogênio total no inverno: estações 4 (rio Sorocamirim), 8 (rio Sarapuí-ponto3) e 10 (rio Verde). Estas, provavelmente tenham sido mais pronunciadas no verão em consequência do carreamento de nutrientes durante a época chuvosa. A estação Una localizada antes da cidade, novamente apresentou menor concentração em comparação à estação localizada dentro da cidade (Figura 4). Outra estação que apresentou valores significativos foi a estação Sorocabuçu ponto1 (estação 5), evidenciando o uso de fertilizantes. À ilustrar, pesquisas realizadas em rios próximos as áreas de agricultura, segundo resultados adquiridos por Mellanby (1982) retratam que, se por ventura, um fertilizante for aplicado num solo saturado havendo uma forte chuva antes do material ser incorporado ao solo, tal adubo pode ser lavado, e os rios podem apresentar níveis de nitrogênio bem altos, por volta de 30 ppm (30µg/L). No caso das coletas realizadas na bacia do rio Sorocaba, exceto três dias durante a coleta de verão (1, 2 e 4 de fevereiro de 2000), nos demais dias não houve nenhum registro de chuva (Tabela 7) ainda assim, muitas estações apresentaram concentrações de magnitude maior que 30 ppm.

Figura 4: Concentração de nitrogênio orgânico total (mg/L) nas diferentes estações de coleta, durante o período de estudo.

Na bacia do rio Sorocaba, ao se tratar das formas dissolvidas de nitrogênio, a maior fração encontrava-se na forma de nitrato (Figura 5). Na época do inverno, o valor mínimo de nitrato (Anexo C) foi de 7,1 µg/L (estação 7) e o máximo foi de 750,31µg/L (estação 12). No verão, as concentrações variaram de 5,71µg/L a 1117,80µg/L. Com exceção da estação 5, as maiores médias de nitrato ocorreram na época do inverno, característica que se manteve, na maioria das vezes, para o nitrito e para amônia. Se analisarmos as determinações de nitrito (fase intermediária entre a amônia, a forma mais reduzida, e nitrato, a forma mais oxidada), é possível observar que as médias, nas diferentes estações de coleta, para as épocas de inverno, foram de 12 a 18µg/L e do verão de 7 a 9µg/L (Anexo C). Do comportamento dentro das estações viu-se que as mudanças na concentração de nitrito tornaram-se menos bruscas conforme apresentou a estação 5 e 6, por exemplo. Esses valores eram esperados, pois o nitrito é encontrado em baixas concentrações notadamente em ambientes bastante oxigenados (Esteves, 1988), que é o caso dos rios. Quanto maior a demanda de oxigênio, maiores serão as conversões de nitrito para nitrato. A complementar, estudos realizados por Neil (1989) e Oishi (1996) mostraram que as concentrações de nitrato não dependem somente da aplicação de fertilizantes mas também tem relação com a proporção das áreas cultivadas.

As maiores concentrações de nitrogênio amoniacal (Anexo D) foram observadas nas estações 6 e 12 durante o inverno (Figura 5), ainda assim consideradas baixas. O que não resulta em implicações ecológicas graves por não influenciar na dinâmica do oxigênio dissolvido do meio. Isso acontece porque em pH básico o íon se transforma em amônia (gasosa) que pode ser tóxica para alguns organismos (Esteves, 1988). Além disso, por ser uma importante fonte de nitrogênio para bactérias, algas e várias plantas em rios e lagos, devem apresentar baixas concentrações (Wetzel & Likens, 1991). Finalmente, em se tratando de silicato (Figura 6), embora seja derivado da riqueza química dos minerais do solo e rochas, a concentração em diferentes rios mostra uma pequena dependência da geologia (Lawlor et al., 1998). Na bacia em estudo os valores se mantiveram baixos e relativamente invariáveis comparados às oscilações das demais variáveis (Anexo E).

Figura 5: Concentração de nitrato , nitrito e amônio (µg/L) nas diferentes estações de coleta durante o período de estudo.

Figura 6: Concentração de silicato (mg/L) nas diferentes estações de coleta, durante o período de estudo.

5.1.3. Material em suspensão

A variação dos valores de material em suspensão em porcentagem podem ser observados na Figura 7. A maior concentração foi de 127,5 mg/L na estação 12 (Anexo F) durante a época do verão na primeira coleta. Em contrapartida, a estação 7 apresentou a concentração de menor valor (1,81 mg/L) durante a segunda coleta, também no verão. As estações 1 a 7 tiveram maior porcentagem representada pela fração inorgânica, ao passo que as estações 8 a 12 foram melhor representadas pela fração orgânica. Foi possível observar que as estações 8 (Sarapuí- ponto3), 9 (rio Ipanema), 10 (Verde), 11 e 12 (rio Pirajibú– pontos 1e 2), apresentaram-se semelhantes com relação às porções orgânicas (SSV) e inorgânicas (SSF) que circularam em torno de 20% e 80%, respectivamente.

Considerando as épocas de coleta, verificou-se que as proporções das frações orgânica e inorgânica apresentaram-se diferentes. Quando comparadas as porcentagens, a fração orgânica diminuiu durante a época do verão (estação chuvosa), evidenciando que o aumento da fração inorgânica.

Em se tratando da concentração de material em suspensão total na estação chuvosa, verifica-se um aumento na carga de material carreado para o rio, que na maioria das vezes é proporcionado pelo aumento dos índices pluviométricos desse período.

Figura 7: Variação percentual de material em suspensão durante o período de estudo, nas 12 estações de coleta – (fração inorgânica ■ e fração orgânica ■ ■)

5.1.4. Concentração de clorofila

As concentrações de clorofila, de um modo geral, foram maiores durante a época do verão (Anexo G). Algumas estações merecem destaque, como o das estações 2 e 3 (rio Una pontos 1 e 2) tiveram os valores de verão equivalentes a 23 $\mu\text{g/L}$ e 27,9 $\mu\text{g/L}$, respectivamente, além das estações 1 (rio Sorocabuçu-ponto1), que apresentou o maior valor analisado (55,8 $\mu\text{g/L}$) e a estação 12 (rio Pirajibu-ponto2) o segundo maior valor (47,43 $\mu\text{g/L}$). Ainda que estes valores sejam considerados elevados para rios, o fato das concentrações apresentarem-se maiores no verão, mostram relação direta entre estas e a radiação solar. Nas demais estações, a clorofila variou aproximadamente de 2 a 15 $\mu\text{g/L}$, não apresentando grande variação entre elas, dados estes que podem ser visualizados na Figura 8.

5.1.5. Análise dos sedimentos

A maioria das estações, com exceção das estações 4, 7 e 10, apresentaram mais de 50% da fração granulométrica representada por areia muito grossa, média, fina e muito fina (Anexo H). A parcela complementar era composta por argila + silte + H₂O. É possível verificar (Figura 9) que a estação 9 não foi apresentada graficamente pois, a fração granulométrica desta era maior que 2mm.

Figura 9: Representação percentual da análise granulométrica das estações de coleta.

Figura 8: Concentração de clorofila ($\mu\text{g/L}$) durante o período de estudo, nas 12 estações de amostragem.

5.2. Composição e distribuição da comunidade íctica

A lista taxonômica da ictiofauna da rede hidrográfica da bacia do rio Sorocaba é apresentada a seguir; verificando-se a presença de 34 espécies coletadas distribuídas em 6 ordens, 4 sub ordens, 15 famílias e 5 sub famílias. As famílias *Anostomidae* e *Characidae* apresentaram maior riqueza de espécies (com 6 e 7 espécies, respectivamente), ao passo que as maiores abundâncias de organismos capturados durante o período de estudo ocorreu entre as famílias *Characidae*, *Curimatidae*, *Loricariidae* e *Callichthyidae*.

Classe OSTEICHTHYES
 Subclasse ACTINOPTERYGII
 Superordem OSTARIOPHYSI
Ordem CHARACIFORMES
Sub ordem CHARACHOIDEI

Família ERYTHRINIDAE
Hoplias malabaricus

Família SALMININAE
Salminus hilarii

Família CURIMATIDAE
Cyphocharax modesta
Steindachnerina insculpta

Família PROCHILODONTIDAE
Prochilodus cf. vimboides

Família ANOSTOMIDAE
Leporinus cf. friderici
Leporinus lacustris
Leporinus sp
Leporinus cf. microcephalus
Leporinus obtusidens
Schizodon nasutus

Família CHARACIDAE
Sub família TETRAGONOPTERINAE
Astyanax fasciatus
Astyanax bimaculatus
Astyanax cf. eigenmanniorum
Oligossarcus paranaensis
Oligossarcus cf. pinto

Sub família ACESTRORHYNCHINAE
Acestrorhynchus lacustris

Sub família TRIPORTHEINAE
Triporthus sp

Família SERRASALMIDAE**Sub família SERRASALMINAE***Serrasalmus spilopleura***Família PARODONTIDAE***Apareiodon cf. affinis***Ordem SILURIFORMES****Sub ordem SILUROIDEI****Família CALLICHTHYIDAE***Hoplosternum littorale**Corydoras aeneus***Família LORICARIIDAE***Hypostomus sp1**Hypostomus sp2**Hypostomus ancistroides***Família PIMELODIDAE****Sub família PIMELODINAE***Pimelodus maculatus**Pimelodella sp**Rhamdia quelen***Sub família SORUBIMINAE***Iheringichthys labrosus***Ordem GYMNOTIFORMES****Sub ordem GYMNOTOIDEI****Família GYMNOTIDAE***Gymnotus sp***Ordem CYPRINODONTIFORMES****Sub ordem CYPRINODONTOIDEI****Família POECILIIDAE***Phalloceros caudimaculatus**Poecilia vivipara***Ordem CYPRINIFORMES****Família CYPRINIDAE***Cyprinus carpio***Super ordem ACANTHOPTERIGII****Ordem PERCIFORMES****Família CICHLIDAE***Geophagus brasiliensis*

Para facilitar as análises desenvolvidas no trabalho foram determinados códigos a todas as espécies de peixes capturadas durante as épocas de coleta, conforme apresentados na Tabela 10.

Tabela 10: Relação das espécies de peixes com seus respectivos códigos e nome popular.

Nome científico	Nome vulgar	Código
<i>Hoplosternum littorale</i>	Caborja	sp1
<i>Gymnotus sp</i>	Tuvira	sp2
<i>Rhamdia quelen</i>	Bagre	sp3
<i>Serrasalmus spilopleura</i>	Pirambeba	sp4
<i>Pimelodus maculatus</i>	Mandi	sp5
<i>Apareiodon cf. affinis</i>	Lambe-lambe	sp6
<i>Steindachnerina insculpta</i>	Saguirú	sp7
<i>Prochilodus cf. vimboides</i>	Curimbatá	sp8
<i>Cyphocharax modesta</i>	Saguirú	sp9
<i>Leporinus cf. friderici</i>	Piava	sp10
<i>Corydoras aeneus</i>	Coridoras	sp11
<i>Leporinus lacustris</i>	Piava	sp12
<i>Geophagus brasiliensis</i>	Cará	sp13
<i>Leporinus sp</i>	Canivete	sp14
<i>Iheringichthys labrosus</i>	Bagre	sp15
<i>Astyanax fasciatus</i>	Lambari r.vermelho	sp16
<i>Hypostomus sp1</i>	Cascudo	sp17
<i>Astyanax bimaculatus</i>	Tambiú	sp18
<i>Acestrorhynchus lacustris</i>	Cadela	sp19
<i>Oligossarcus cf. pinto</i>	Lambari-bocarra	sp20
<i>Hoplias malabaricus</i>	Traíra	sp21
<i>Hypostomus ancistroides</i>	Cascudo	sp22
<i>Phalloceros caudimaculatus</i>	Guarú	sp23
<i>Pimelodella sp</i>	Bagre	sp24
<i>Cyprinus carpio</i>	Carpa	sp25
<i>Leporinus obtusidens</i>	Piaussú	sp26
<i>Poecilia vivipara</i>	Barrigudinho	sp27
<i>Schizodon nasutus</i>	Ximborê	sp28
<i>Salminus hilarii</i>	Tabarana	sp29
<i>Hypostomus sp2</i>	Cascudo	sp30
<i>Oligossarcus paranaensis</i>	Lambari-bocarra	sp31
<i>Triportheus sp</i>	Sardinha	sp32
<i>Leporinus cf. microcephalus</i>	Canivete	sp33
<i>Astyanax cf. eigenmanniorum</i>	Lambari	sp34

5.2.1. Relação das espécies de peixes capturadas nas diferentes ordens de rios, com as respectivas abundâncias numéricas

• Rios de 1ª ordem

O grupo dos rios de 1ª ordem era composto pelas estações 5 (rio Sorocabuçu ponto1) e 11 (rio Pirajibu ponto1)**. Foram capturadas 7 espécies que estavam distribuídas em 5 famílias, dentre as quais *Loricariidae* e *Poeciliidae* apresentaram a maior riqueza. As espécies capturadas foram: *Steindachnerina insculpta* (3 indivíduos), *Corydoras aeneus* (9 indivíduos), *Hypostomus sp1* (10 indivíduos), *Hoplias malabaricus* (1 indivíduo), *Hypostomus ancistroides* (10 indivíduos), *Phalloceros caudimaculatus* (14 indivíduos), *Poecilia vivipara* (14 indivíduos).

• Rios de 2ª ordem

O grupo dos rios de 2ª ordem era composto pelas estações 2 (rio Una ponto2) e 3 (rio Una ponto1). Neste grupo foram capturadas 17 espécies que estavam distribuídas em 9 famílias, dentre as quais *Pimelodidae* e *Characidae* apresentaram maior riqueza. As capturadas foram: *Hoplosternum littorale* (9 indivíduos); *Gymnotus sp* (12 indivíduos); *Rhamdia quelen* (11 indivíduos); *Pimelodus maculatus* (11 indivíduos); *Steindachnerina insculpta* (3 indivíduos); *Cyphocharax modesta* (3 indivíduos); *Corydoras aeneus* (9 indivíduos); *Geophagus brasiliensis* (15 indivíduos); *Iheringichthys labrosus* (11 indivíduos); *Astyanax fasciatus* (6 indivíduos); *Hypostomus sp1* (10 indivíduos); *Astyanax bimaculatu* (6 indivíduos); *Oligossarcus cf. pinto* (6 indivíduos); *Hoplias malabaricus* (1 indivíduo); *Hypostomus ancistroides* (10 indivíduos); *Phalloceros caudimaculatus* (14 indivíduos); *Oligossarcus paranaensis* (6 indivíduos).

• Rios de 3ª ordem

Foi representado somente pela estação onde foram capturadas 7 espécies pertencentes a 4 famílias, das quais a de maior riqueza foi a *Characidae*. As espécies capturadas foram: *Steindachnerina insculpta* (3 indivíduos); *Prochilodus cf. vimboides* (4 indivíduos); *Cyphocharax modesta* (3 indivíduos); *Geophagus*

brasiliensis (15 indivíduos); *Astyanax fasciatus* (6 indivíduos); *Acestrorhynchus lacustris* (6 indivíduos); *Astyanax cf. eigenmanniorum* (6 indivíduos).

• Rios de 4ª ordem

O grupo dos rios de 4ª ordem era composto pelas estações 1 (rio Sorocabuçu ponto2), 4 (rio Sorocamirim), 6 (rio Sarapuí ponto2), 7 (rio Sarapuí ponto1), 8 (rio Sarapuí ponto3)**, 9 (rio Ipanema) e 12 (rio Pirajibu ponto2)**. Neste grupo foram capturadas 28 espécies que estavam distribuídas em 13 famílias, dentre as quais *Pimelodidae* e *Characidae* e *Anostomidae* apresentaram maior riqueza. As capturadas foram: *Hoplosternum littorale* (9 indivíduos); *Gymnotus sp* (12 indivíduos); *Rhamdia quelen* (11 indivíduos); *Serrasalmus spilopleura* (7 indivíduos); *Pimelodus maculatus* (11 indivíduos); *Apareiodon cf. affinis* (8 indivíduos); *Steindachnerina insculpta* (3 indivíduos); *Prochilodus cf. vimboides* (4 indivíduos); *Cyphocharax modesta* (3 indivíduos); *Leporinus cf. friderici* (5 indivíduos); *Leporinus lacustris* (5 indivíduos); *Geophagus brasiliensis* (15 indivíduos); *Leporinus sp* (5 indivíduos); *Iheringichthys labrosus* (11 indivíduos); *Astyanax fasciatus* (6 indivíduos); *Hypostomus sp1* (10 indivíduos); *Astyanax bimaculatus* (6 indivíduos); *Acestrorhynchus lacustris* (6 indivíduos); *Oligossarcus cf. pintoï* (6 indivíduos); *Hoplias malabaricus* (1 indivíduo); *Hypostomus ancistroides* (10 indivíduos); *Phalloceros caudimaculatus* (14 indivíduos); *Pimelodella sp* (11 indivíduos); *Schizodon nasutus* (5 indivíduos); *Hypostomus sp2* (10 indivíduos); *Triportheus sp* (6 indivíduos); *Leporinus cf. microcephalus* (5 indivíduos); *Astyanax cf. eigenmanniorum* (6 indivíduos).

Convém ressaltar que nos rios assinalados (por **) não foi capturada nenhuma espécie de peixe. De acordo com levantamento realizado por Smith (1999), o Rio Pirajibú atravessa toda zona industrial do município de Sorocaba recebendo constantemente resíduos industriais originados de água de resfriamento de caldeiras com até mesmo emissão de metais pesados. Além disso, detectou-se extração intensa de areia em alguns trechos do seu leito, fatores que corroboram à desestruturação da comunidade íctica.

5.2.2. Relação das espécies de peixes capturadas na represa de Ipanema

Além das espécies de peixes coletadas nos 12 rios já citados, foi feito o levantamento ictiológico da represa de Hedberg (ou Represa de Ipanema), onde foram coletadas 14 espécies pertencentes a 10 famílias, dentre as quais *Characidae* com maior riqueza de espécies. As espécies capturadas foram: *Hoplosternum littorale* (9 indivíduos); *Steindachnerina insculpta* (3 indivíduos); *Prochilodus cf. vimboides* (4 indivíduos); *Cyphocharax modesta* (3 indivíduos); *Geophagus brasiliensis* (15 indivíduos); *Hypostomus sp1* (10 indivíduos); *Astyanax bimaculatus* (6 indivíduos); *Acestrorhynchus lacustris* (6 indivíduos); *Oligossarcus cf. pintoii* (6 indivíduos); *Hoplias malabaricus* (1 indivíduo); *Hypostomus ancistroides* (10 indivíduos); *Cyprinus carpio* (13 indivíduos); *Leporinus obtusidens* (5 indivíduos); *Salminus hilarii* (2 indivíduos), dentre as quais apenas uma é considerada exótica a *Cyprinus carpio* – sp25).

Ultimamente, esta represa tem sido utilizada como pesque- pague e foram introduzidas algumas outras espécies que atendessem a este fim. Como espécies registradas nesta represa são três as introduzidas a *Tilapia nilotica*; o *Piaractus mesopotamicus* (Smith & Marciano, 2000) e *Cyprinus carpio*. Desta maneira, convém frisar que este levantamento teve a finalidade de oferecer algum respaldo para futuras pesquisas a serem desenvolvidas nesta área, incluindo estudos mais detalhados sobre introdução destas espécies e suas prováveis conseqüências. Assunto que merece atenção visto que esta represa encontra-se numa área de proteção (Floresta Nacional de Ipanema), sede do IBAMA da região.

No anexo I é possível verificar todas as espécies de peixes capturadas e suas respectivas abundâncias numéricas, nas 4 épocas de coleta, em todas as estações.

5.2.3. Diversidade das espécies de peixes em rios de diferentes ordens

Para que fossem aplicados os índices de diversidade optou-se por não incluir na Tabela 11 as estações que não tiveram espécies capturadas em nenhuma época de coleta.

Ainda que tenham sido coletadas espécies no rio Sorocabuçu ponto 1 -estação 5 (rio de 1ª ordem), os índices de diversidade apresentados foram baixíssimos: 0,62 nat no inverno e 0,56 nat no verão. Os grupos de rios de 2ª, 3ª e 4ª ordens, em geral, tiveram seus valores de diversidade no inverno maiores que no verão, apresentando algumas exceções como o caso das estações Una (ponto 2), Sorocabuçu (ponto 2) e Ipanema. A maior diversidade ocorreu no verão na estação Ipanema (2.03 nat), sendo na mesma época também registrados os menores valores nas estações Una-ponto 1 (0.3nat) e Sarapuí ponto1(0 nat). Os valores de diversidade maiores ocorridos no inverno, segundo Motta (1996), são atribuídos, provavelmente, à maior estabilidade ambiental encontrada no período seco em comparação à época chuvosa.

De acordo com estudos realizados por Kuehne (1962), Harrel & Dorris, (1968) e Platts (1979), a relação direta entre a diversidade e a ordem dos rios pode ocorrer em função do aumento das flutuações ambientais ou da “disponibilidade” e utilização do habitat pelas comunidades (Barila *et al.*, 1981). Na bacia do rio Sorocaba essa tendência não ocorreu de maneira evidente, tendo estações de 4ª ordem (Sarapuí ponto1) apresentando índices menores que estações de 2ª ordem (Una ponto1). Em se tratando dos baixos índices de diversidade, como o ocorrido na estação 5 (rio Sorocabuçu ponto1), estes podem ter ocorrido em consequência das falhas metodológicas de coleta, ou ainda, resposta a prováveis estresses ambientais. Outra explicação para a baixa diversidade e para a redução na abundância de indivíduos é que podem ocorrer em consequência da deposição de hidróxidos férricos em rios de cabeceira (Orsborn *et al.*, 1979 *apud* Orsborn *et al.*, 1980). Estudos comparativos têm mostrado a forte influência da agricultura e do uso urbano da terra sobre a diversidade de peixes e outras biotas do rio (Karr et al., 1985 *apud* Steedman, 1988), além da biogeografia, da competição, predação, distúrbios físicos e outros fatores (Crowder, 1990).

Tabela 11: Valores de diversidade (H') nas duas épocas sazonais.

ESTAÇÕES DE COLETA	ORDEM DOS RIOS	H' INVERNO	H' VERÃO
rio Sorocabuçu ponto 1	1ª ordem	0.62	0.56
rio Una ponto 2	2ª ordem	1.64	1.88
rio Una ponto 1	2ª ordem	1.24	0.3
rio Verde	3ª ordem	1.58	1.31
rio Ipanema	4ª ordem	1.68	2.03
rio Sorocamirim	4ª ordem		1.46
rio Sarapuí ponto 1	4ª ordem	1.21	0
rio Sarapuí ponto 2	4ª ordem	2.09	1.86
Sorocabuçu ponto2	4ª ordem	1.31	2.01

5.3. Índice de integridade biótica

Conforme mencionado anteriormente, as áreas “referência” faziam parte dos trabalhos: Barrella (1989), do qual foram utilizadas as estações Msc.6 e Msc.14 como referências para rios de 2ª e 3ª ordens, respectivamente; Barrella (1998) a estação Ti 11S como referência para rios de 4ª ordem, e Smith (1999), com as estações IPA 1s, IPA 3s e IPA 3c para referência de rios de 3ª, 4ª e 4ª ordens, respectivamente.

Para a montagem da matriz de integridade das áreas “referência” (anexo J) foi calculada a abundância e a riqueza total das espécies, o índice de diversidade (Shannon), a abundância e riqueza das espécies tolerantes e intolerantes à poluição da água além da categoria trófica, classificadas em onívoras, invertívoras, predadoras (topo) e detritívoras. A matriz de integridade das áreas em estudo pode ser consultada no anexo L.

Da análise de variância multivariada (MANOVA) realizada sobre a matriz de integridade biótica testou-se o efeito da sazonalidade (Anexo M) e da ordem dos rios (Anexo N). Admitindo-se que o nível de corte de probabilidade aceito foi de 10%, os resultados indicaram que a sazonalidade não foi significativa ($p > 0.725$), diferentemente do efeito ordem dos rios ($p < 0.07$). O passo seguinte foi preparar três novas matrizes de integridade biótica, contendo as áreas “referência” e as áreas em

estudo na mesma planilha, em função da semelhança entre as ordens dos rios (2^a, 3^a e 4^a ordens) afinal, a ordem dos rios foi significativa para a estrutura da comunidade íctica.

5.3.1. Análise de componente principal (PCA)

Sobre as matrizes das distintas ordens de rio (2^a, 3^a e 4^a ordens) foi realizada uma análise de componentes principais (PCA) de forma a evidenciar quais variáveis eram determinantes na classificação da integridade biótica nestas três ordens.

Para os rios de 2^a ordem (Anexo O1), os dois primeiros componentes explicaram juntos 91% da variância total dos dados. O primeiro componente (73%) foi composto por diversidade, abundância e riqueza total das espécies tolerantes e intolerantes, além da abundância das espécies detritívoras e onívoras (todas as variáveis com cargas superiores a 0,70). De acordo com essas variáveis selecionadas, este eixo foi interpretado como “organização e saúde da comunidade”. Dentre estas variáveis a abundância das espécies tolerantes e das espécies onívoras contribuíram com cargas negativas. O segundo eixo explicou 18% da variância tendo selecionado a abundância das espécies predadoras (carga negativa) e invertívoras (carga positiva), sendo classificado como “composição trófica da comunidade”. Quando plotados os escores do PCA (Anexo O2), foi possível notar a proximidade de algumas estações estudadas (Una P2S e Una P2C) com a área “referência” (MSC 14), o que deu a estas estações uma boa classificação entre os níveis de integridade (Tabela 14).

Para os rios de 3^a ordem (Anexo O3), os dois primeiros componentes explicaram juntos 89% da variância total dos dados. O primeiro componente (72%) selecionou todas as variáveis da matriz de integridade, exceto as espécies onívoras (todas com cargas superiores a 0.70), dando a este eixo o caráter, também, de “organização e saúde da comunidade”. As variáveis que contribuíram negativamente para este eixo foram a abundância das espécies predadoras e tolerantes. Em relação ao segundo eixo (17%), este foi composto somente pela “abundância de espécies onívoras” (carga negativa). Quando plotados os escores do PCA (Anexo O4) observou-se certa distância entre as estações estudadas (Verde S e Verde C) e as

áreas “referência” (Ipa 1S; MSC 6), ainda assim permitindo bons níveis de classificação de integridade (Tabela 14).

Para os rios de 4ª ordem (Anexo O5), os dois primeiros componentes explicaram 85% da variância total dos dados. O primeiro componente (68%) foi composto por todas as variáveis da matriz de integridade com exceção das espécies invertívoras e tolerantes, novamente representando “organização e saúde da comunidade”. O segundo eixo que explicou 17% da variância teve somente a abundância das espécies tolerantes como variável selecionada, sendo assim classificado. Ao plotar (Anexo O6) os escores verificou-se a ampla distribuição das estações, algumas bem próximas e outras distantes da área “referência” (Ipa 3S, Ipa 3C, Ti 11S). As áreas de estudo localizadas distantes da área “referência” (Sara P1c, p.e.), indicaram que estas áreas estão completamente fora do que era esperado no tocante à organização da comunidade (PC 1) e abundância das espécies tolerantes (PC 2).

5.3.2. Análise de agrupamento (Clusters)

Partindo das PCA's realizadas anteriormente, procurou-se descobrir padrões de similaridade entre as estações estudadas. Foram realizadas, portanto, análises de agrupamento sobre a matriz dos escores do PCA em cada uma das distintas ordens, utilizando-se Distância Euclidiana Média e ligação pela média (UPGMA).

Para os rios de 2ª ordem o coeficiente de correlação cofenético foi de 0,9062, para os de 3ª ordem $R_c=0,9747$ e para os de 4ª ordem o R_c foi de 0,934. Coerentemente aos resultados do PCA, no dendrograma para os rios de 2ª ordem (Anexo P1), foi possível verificar a formação de quatro grupos ao nível de corte de 0.60, sendo eles compostos pela área padrão (MSC 14), outro pela estação Una Ponto 2 nas épocas de seca e de cheia, e os demais pelas estações Una P1S e Una P1C. Os dois últimos grupos encontravam-se distantes do grupo que contém a área “referência”.

Ao analisar o cluster e os componentes 1 e 2 do PCA (Anexo P2) simultaneamente, conforme já mencionado, observou-se a proximidade entre a área “referência” e a estação Una-ponto2, durante a seca e a cheia (Anexo O1).

Considerando que a organização e saúde da comunidade (1º eixo do PCA) foram os elementos determinantes sobre estes rios, verificou-se que tanto na seca quanto na cheia, os grupos (“case” – Anexo P2) têm composição parecida em relação à diversidade, à riqueza e a abundância das espécies tolerantes e intolerantes. Porém, algumas diferenças são notáveis quando comparadas a riqueza e a abundância das espécies que compõe estes grupos (no eixo 1), entre as épocas seca e chuvosa, apresentando um aumento destes valores na segunda época. No segundo eixo, composto por espécies predadoras e invertívoras, as duas épocas se diferem quando analisadas as proporções entre a abundância das espécies. A estação que mereceu destaque sobre as demais foi a estação Una ponto 1 (“case 4 e 5”), que na seca manteve considerável distância da área “referência” em virtude da baixíssima diversidade (0.3) e riqueza de espécies (2), sendo todas elas tolerantes e em grande parte onívoras. Tais características podem ser tomadas como fortes indicativos de impacto que vem à tona somente durante a época da chuva.

Em relação aos rios de 3ª ordem, ao corte de 0,6, formaram-se três grandes grupos dentre os quais um deles era composto pela estação rio Verde nas duas épocas sazonais (Anexo Q1) e o outro pela estação MSC 6 (“referência”) e Ipa 1S (“referência”). A menor distância ocorreu entre as estações Verde (seca/cheia) e MSC 6, mesmo que à distância de 1,7. E, a estação Ipa 1S, ainda que área “referência”, encontrava-se mais distante que grupo anterior. Em se tratando do rio Verde (seca/cheia), ao analisar simultaneamente o cluster e os fatores que compõem os eixos do PCA, notou-se certa diferença entre os grupos (Anexo Q2). Estas ocorreram em função da diversidade, abundância e a proporção entre espécies predadoras e detritívoras (caracteres que compõem o primeiro eixo do PCA), que mostra proximidade entre os “case” 3 e 4 (Anexo Q2). Com diferenças amenizadas no segundo eixo, compostos somente por espécies onívoras, a comunidade biótica do rio Verde apresentou diferença na abundância destas espécies em ambas as épocas. Além dos já citados, dois fatores que merecem atenção são: a ausência completa de espécies intolerantes e de espécies invertívoras nas duas épocas sazonais, que são indicativos de áreas bastante alteradas em relação ao modelo esperado. Afinal, numa comunidade, a substituição de espécies sensíveis por espécies mais tolerantes aos

distúrbios ambientais ocorre frequentemente em resposta a uma situação de estresse (Scott *et al.*, 1986).

Finalmente, no cluster dos rios de 4ª ordem (Anexo R1) observou-se a formação de quatro grandes grupos ao corte de 0,9. Um grupo era composto por nove estações das quais três áreas “referência” (Ti 11S, Ipa 3C, Ipa 3S) e seis estações em estudo. Os demais grupos foram compostos pelas estações Sara P1S, Sara P1C e Soro P2S respectivamente, não sendo consideradas áreas com bons níveis de integridade (Tabela 12).

Analisando simultaneamente o PCA e cluster do rios de 4ª ordem, observa-se que dentre as estações que ficaram distantes das áreas “referência” estão as estações Sarapuí ponto 1 (seca/cheia) e a estação Sorocabuçu ponto 2, na seca (Anexo R2). Ainda que com certa semelhança entre as épocas de coleta, principalmente em relação ao eixo 1 do PCA (organização da comunidade), a estação Sarapuí ponto 1 apresentou-se bem distante das áreas consideradas como referência. Já a estação Sorocabuçu, por sua vez, tinha algumas semelhanças com as demais no tocante a organização da comunidade. Mas, esta estação, em se tratando da abundância das espécies tolerantes, apresentou-se distante das áreas de referência. Neste caso específico, a estação Sorocabuçu estava melhor que as áreas de referência, pois apresentava uma proporção melhor entre a abundância das espécies tolerantes e intolerantes (Anexos J e L).

Este último fato pode ter ocorrido em função de alguns problemas como: (i) erros metodológicos na captura das espécies; (ii) falhas na classificação das variáveis na matriz de integridade e (iii) o número insuficiente de estações de coleta amostradas.

Outra questão que merece destaque é a amplitude de variação das áreas de referência (ver anexos S1, S2, S3) ocorridas nos rios de 3ª e 4ª ordens. Estas, provavelmente, se devam à diferenças estruturais do habitat físico que não foram medidas (largura e profundidade dos canais, tipo do substrato, velocidade da corrente).

Cabe citar aqui que, no Estado de São Paulo, poucas são as bacias hidrográficas que não se apresentam alteradas em relação aos padrões estruturais das comunidades bióticas e dos habitats físicos esperados para uma área de uso

sustentável. Estas alterações dificultam demasiadamente o desenvolvimento deste tipo de trabalho (IBI) por não possibilitar a escolha de áreas que sirvam como referência. O que talvez possa ser uma alternativa para suprir a carência destas áreas referenciais são os modelos de simulação, os quais possibilitam um *range* de variação dentro das áreas “referência” que levam a uma maior segurança na construção das árvores de decisões e nos níveis de integridade biótica.

Na bacia do rio Sorocaba todas as estações foram classificadas em cinco categorias: 5 (ótimo), 4 (bom), 3 (regular), 2 (ruim) e 1 (péssimo), podendo ser conferidas na Tabela 12. Esses valores de IBI, em ambientes lóticos, podem refletir capturas de peixes ocorridas rio acima bem como a integração dos distúrbios que estão ocorrendo no ecossistema (Minns *et al.*, 1994). Desta forma, o monitoramento da comunidade de peixes é uma alternativa viável para avaliações de integridade biótica (Karr, 1981).

5.3.3. Coeficientes de associação, árvore de decisão e nível da integridade biótica

Com os resultados do cálculo da Distância Euclidiana Média (anexos S1, S2, S3) para os dois fatores do PCA, associados à interpretação dos seus eixos e, junto do dendrograma, tornou-se possível a construção da árvore de decisão contendo os níveis de integridade biótica para os rios de 2^a (Anexo T1), 3^a (Anexo T2) e 4^a ordens de rio (Anexo T3).

Para determinar quais seriam os intervalos aceitos entre o componente principal 1 (“organização e saúde”) dos rios de 2^a ordem, observou-se os resultados da matriz de distância (Anexo S1). Essa matriz permitiu verificar que a menor distância entre a área “referência” (Msc 14) e as demais estações foi de 0,3955, ao passo que a maior foi de 2,5513. A mesma observação se aplicou ao componente 2 (“categoria trófica”) que teve o valor máximo de 2,5253 e o mínimo de 0,2509. Vistos esses valores, estabeleceu-se o intervalo de dados para os níveis de integridade do fator 1 do PCA que foram: distância até 1 (alto), de 1 a 2 (médio) e maior que 2 (baixo). De modo um pouco diferente, para o segundo eixo, estabeleceu-se apenas dois níveis de integridade: valor dentro do intervalo de dados estabelecido pela área “referência” (OK) e valor não pertencente a esse intervalo de dados

(FORA). Estabelecidos esses critérios tornou-se viável a classificação de todas as estações de coleta de 2ª ordem, percorrendo-se a árvore de decisão (Anexo T1). Para percorrê-la era necessário observar a distância que o ponto de interesse se encontrava em relação à área de referência e, encaixá-lo num dos três níveis para o primeiro componente e em dois para o segundo, concluindo desta forma, a classe de integridade a qual pertencia a estação (Tabela 12).

Aplicando-se a mesma metodologia aos rios de 3ª ordem, os intervalos de dados estabelecidos no primeiro eixo foram de alto (até 1,5), médio (de 1,5 a 2,5) e baixo (maior que 2,5). Já para o segundo eixo: dentro do esperado (OK), até 2,6 e maior que 2,6 fora do esperado (FORA), conforme se observa no Anexo T2.

Finalmente, em se tratando dos rios de 4ª ordem (Anexo T3), admitiu-se para o primeiro componente: alto nível de integridade (até 0,4), médio (0,4 a 2) e baixo (maior que 2). Para o segundo eixo estavam dentro do esperado (OK) os valores até 1,6 e conseqüentemente, fora do esperado (FORA), os maiores que este valor.

Tabela 12: Classificação das estações de coleta segundo a integridade biótica.

Estações de coleta	ordem dos rios	Nível de integridade biótica inverno (seca)	nível de integridade biótica verão (cheia)
Rio Una ponto 2	2ª ordem	ótimo (5)	bom (4)
Rio Una ponto 1	2ª ordem	regular(3)	ruim (2)
Rio Verde	3ª ordem	bom (4)	bom (4)
Rio Ipanema	4ª ordem	bom (4)	ótimo (5)
Rio Sorocamirim	4ª ordem		bom (4)
Rio Sarapuí ponto 1	4ª ordem	regular (3)	ruim (2)
Rio Sarapuí ponto 2	4ª ordem	ótimo (5)	ótimo (5)
Sorocabuçu ponto2	4ª ordem	regular (3)	bom (4)

5.3.4. Análise discriminante

Com o intuito de verificar se existia uma dependência entre as variáveis limnológicas do sistema e a comunidade biótica, realizou-se uma análise discriminante. Esta análise testou as características físicas e químicas da água sobre a

comunidade nas diferentes ordens, verificando que os grupos de integridade biótica formados não eram diferentes em função destas características ($p>0,44$).

5.3. Análise crítica para um estudo de integridade biótica

Visto que o estudo sobre a comunidade de peixes auxilia nas avaliações de integridade biótica, alguns fatores devem ser considerados indispensáveis para o sucesso neste tipo de estudo. Ao se aplicar um estudo de integridade em que se pretenda analisar diversas ordens de rios numa bacia, é importante um delineamento amostral estruturado, de caráter espacial bem evidente, além do maior número possível de áreas que sirvam como referência. À acrescentar, dentre os fatores que possivelmente auxiliariam na composição e distribuição das comunidades ícticas, estão as características físicas (estruturais) tanto do corpo d'água quanto das condições do entorno. Desta forma, o IBI associado aos estudos dos caracteres físicos e do monitoramento químico da qualidade da água podem ser aproveitados para nortear possíveis ações de manejo que venham a ser aplicadas na bacia. Afinal, os ecossistemas, ainda que altamente impactados, são sempre capazes de notáveis recuperações (Oberdorf & Hughes, 1992).

6. CONCLUSÕES

1. A composição da comunidade biótica da bacia do rio Sorocaba, em algumas estações, está alterada em relação aos modelos utilizados como referência.
2. Os baixos índices de diversidade na 3ª e 4ª ordens de rio estudadas neste trabalho, podem ser atribuídos a falhas metodológicas de coleta, distúrbios físicos sobre os rios e/ou influência direta da agricultura intensiva das áreas de entorno, sendo essas últimas, classificadas como estresses ambientais exercidos sobre a comunidade.
3. A abundância relativa das espécies de peixes intolerantes e invertívoras, em relação aos três trabalhos realizados nestes últimos dez anos, têm diminuído em função do mal uso dos recursos hídricos da bacia.
4. Grande parte das estações de coleta apresentou maior número de espécies onívoras, que indicam a plasticidade das espécies em relação à oferta de alimento, que é reflexo do grau de degradação no qual se encontram as estações de coleta.
5. Todas as variáveis medidas na matriz de integridade, com exceção dos invertívoros nos rios de 4ª ordem, pareceram contribuir de maneira significativa para as composições dos IBI's. Sendo assim, para a bacia do rio Sorocaba, as medidas de estrutura e organização da comunidade foram as mais importantes para classificação da integridade biótica da bacia.
6. Em relação às determinações limnológicas, de um modo geral, as concentrações dos nutrientes variaram inversamente com a vazão dos rios, podendo ser indicativo de maiores entradas de fontes pontuais. Com exceção de clorofila e material em suspensão, que têm relação direta com a radiação solar e com o regime pluviométrico, respectivamente.
7. Mesmo o rio Pirajibu tendo a concentração de alguns nutrientes dentro das especificações aceitáveis pela CETESB (1998), não teve nenhuma espécie de peixe capturada. Fato que pode ser atribuído a graves problemas de toxicidade não avaliados neste estudo.

8. Em algumas estações (3 por exemplo), ao comparar o IBI e as características limnológicas, foi possível notar que existe uma relação direta entre estas e os baixos índices de integridade.

7. BIBLIOGRAFIA

- Agostinho, A. A.; Júlio Jr., H. F.; Torloni, C. E. (1994). Impactos causados pela introdução e transferência de espécies aquáticas: uma síntese. In: *Seminários sobre fauna aquática e o setor elétrico brasileiro*. Caderno II: RJ COMASE/ELETROBRÁS.
- Amaral, B.D. (1993). *Habitats e Fatores Ambientais Relacionados as Comunidades de Peixes do Reservatório da UHE Mário Lopes Leão, Promissão (SP)*. Monografia de Formatura. IB. UNESP- Rio Claro.
- Amaral, B.D. & Petrere Jr., M. (1994). *Habitat fatores físico-químicos relacionados às comunidades de peixes do reservatório da UHE "Mário Lopes Leão-Promissão (SP)*. In: I Encontro Brasileiro de Ciências Ambientais, Rio de Janeiro. p.277-293
- Angermeier, P.L. & Schlosser, I.J., (1994). Conserving aquatic biodiversity: Beyond species and populations. In: *Symposium on Evolution and the Aquatic Ecosystem: Defining Unique Units in Population Conservation, Monterey, CA (USA)*.
- Bain, M.B.; Finn, J.T. & Booke, H.E.(1988). Streamflow regulation and fish community structure – *Ecology* - 69(2) pp 382-392 - by the Ecological Society of America.
- Barila, J.Y.; Williams, R.D. & Stauffer Jr., J.R. (1981). The influence of stream order and selected stream bed parameters on fish diversity in Raystown branch, Susquehanna river drainage, Pennsylvania - *Journal of applied ecology* (18) - pp. 125-131.
- Barrella, W., (1989). *Estrutura da comunidade de peixes da Bacia do Rio Jacaré-Pepira (SP) em diferentes biótopos*. Campinas.173p. Tese (Mestrado)- Universidade Estadual de Campinas.

- Barrella, W. (1998). *Alterações das comunidades de peixes das Bacias dos rios Tietê e Paranapanema (SP), devido a poluição e ao represamento*. Rio Claro. 115p. Tese (Doutorado). UNESP.
- Beaulac M.N. & Reckhow, K.H.(1982). An examination of land use- nutrient export relationships. *Water Resources Bulletin*, 18(6): 1013-1024.
- Böhlke, J.E.; Weitzman, S.H. & Menezes, N.A.(1978).Estado atual da sistemática dos peixes de água doce da América do Sul. *Acta Amazonica*, 8(4): 657-677.
- Bowen, Z.H.; Freeman, M.C. & Watson, D.L..(1996). Index of Biotic Integrity applied to aflow-regulated river system. In: *50 Annual Conference of Southeastern Association of fish and Wildlife Agencies, Hot Springs, Arkansas, (USA)*.
- Branco, S.M.(1972). Poluição e intoxicação de peixes. In: *Poluição e piscicultura*. Com. Int. Bac. Paraná- uruguai.Pp45-52.
- _____(1986). *Hidrologia aplicada a engenharia sanitária*. CETESB/ASCETESB. 3ª edição, São Paulo. Pp 640.
- Britski, H.A.; Sato, Y & Rosa, A.B.S.(1984). *Manual de identificação de peixes da bacia do São Francisco- Brasília*. Câmara dos deputados, Coordenação de publicações- CODEVASF, Divisão de Piscicultura e pesca.Pp143.
- Cairns, J. Jr, & Niederlehner, B.R. (1995). Ecosystem health concepts as a management tool. *J. Aquat. Ecosyst. Health.*, 4(2): 91-95.
- Carta São Paulo* (Folha SF.23-Y-C/MI-499), escala 1:250000, (1991).
- CETESB. (1998). *Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo – 1997*.- Série Relatórios
- Cooke, S.E. & Prepas, E.E. (1998). Stream phosphorus and nitrogen export from agricultural and forested watersheds on the Boreal Plain. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 55: 2292-2299.
- Costa, M. L. R. (2000). As macrófitas aquáticas da região litorânea de três lagoas laterais ao rio Paranapanema na zona de sua desembocadura na represa de Jurumirim (São Paulo). São Carlos. 127p. Tese (Mestrado). EESC-CRHEA-USP.

- Crowder, L.A. (1990). Community Ecology. In: *Methods for Fish Biology*. Schreck, C.B. & Moyle, P.B. Exxon Company, USA.
- Eduardo, S.G.; Joel, P.M.; Eugenia, L.L.; Angel, S.H.J. & John, L. (1999). Change in fish fauna as indication of aquatic ecosystem condition in Rio Grande de Morelia- Lago de Cuitzeo basin, Mexico. *Environmental management*, 24 (1):133-140.
- Esteves, F.A. (1988). *Fundamentos da limnologia*. Rio de Janeiro. Interciência, FINEP.
- Fausch, K. D.; Hawkes, C.L. & Parsons, M. G. (1988). Models that predict standing crop of stream fish from habitat variables: 1950-85. *Gen. Tech. Rep. PNW-GTR- 213. Portland, OR: US. Department of Aquiculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station*. 52p.
- Fausch, K.D.; Lyons J., Karr, J.R. & Angermeier, P.L.(1990). Fish communities as indicators of environmental degradation, *American Fisheries Society Symposium*, 8: 123-144.
- Fernando, C. H. & Holcick, J. (1991). Fish in Reservoirs. *Int. Revue Ges. Hydrobiol.* Vol. 76 (2). Pp. 149-167.
- Futuyma, D.J., (1992). *Biologia Evolutiva*. 2ª ed. SBG editora. São Paulo. 631p.
- Ganasan, V. & Hughes, R. (1998). Application of an index of biological integrity (IBI) to fish assemblages of the rivers Khan and Kshipra (Madhya Pradesh), India. *Freshwater Biology*, 40: 367-383.
- Gery, J. (1969). The fresh-water fishes of South America. In: *Biogeography and Ecology in South America*. Edit. by Fittkau, E.J., Illies, J.; Klinge, .H.; Schwabe, G.H. & Sioli. Vol 2. 966 pp.
- Godoy, M. P. (1975). *Peixes do Brasil sub- ordem Characoidei- Bacia do Rio Mogi Guassu*. Piracicaba: Franciscana, 4v.
- Golterman, H.L.; Clymo, R.S.; Ohnstad, M. A. M. (1978). *Methods for physical and chemical analysis of freshwaters*. 2ª ed. Oxford, Blackwell Scientific Publications, (I.B.P. Handbook).213pp.
- Grossman, G.D.; Moyle, P.B. & Whitaker Jr., J.O.(1982). Stochasticity in structural and functional characteristics of an indiana stream fish assemblage: a test of community theory. *The american naturalist*, 120:423-454.

- Harrel, R.C. & Dorris, T.C. (1968). Stream order, morphometry, physico-chemical conditions, and community structure of benthic macroinvertebrates in an intermittent stream system. *American Midland Naturalist*. Volume 80.pp 220-251.
- Herbold, B.(1984). Structure of an Indiana stream fish association: choosing an appropriate model. *The american naturalist*, 124: 561-572.
- Hughes, R.A.. (1985). Use of watershed characteristics to select control streams for estimating effects of metal mining wastes on extensively disturbed streams. *Environmental Management*, 9(3): 253-262.
- Karr, J.R.(1981). Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*, 6(6): 21-27.
- Karr, J.R.(1991). Biological integrity: A long- neglected aspect of water resource management. *ECOL. APPL.*, 1(1): 66-84.
- Koroleff, F. (1976). Determination of nutrients. In: Grasshoff, K. Ed. *Methods of seawater analysis*. Verlag Chemie Weinheim: 117- 181.
- Krebs, C.J. (1989). *Ecological Methodology*. Harper & Rnv.NY, USA.
- Kuehne, R. A. (1962). A classification of streams, illustrated by fish distribution in an Eastern Kentucky Creek. *Ecology*, Vol 43, n. 4.
- Kushlan, J.A., (1976). Environmental stability and fish community diversity - *Ecology* (57) - pp. 821-831.
- Lawlor, A.J.; Rigg, E., May, L.; Woof, C.; James, J.B. & Tipping, E., (1998). Dissolved nutrient concentrations and loads in some upland streams of the english lake district. *Hydrobiologia*. 337:85-93.
- Legendre, L. (1983). Measures of ecological resemblance. In: *Numerical Ecology*. Developments in Environmental Modelling (3). E.Scientific Publishing Company, 317p.
- Leonard, P.M. & Orth, D.J. (1986). Application and testing of an index of biotic integrity in small, coolwater streams. *Trans.Am.Fish.Soc.* 115(3): 401-414.
- Lopes-Ferreira, C. (2000). *Estudo de uma área alagada do rio Atibaia visando a elaboração de uma proposta de manejo para melhoria da qualidade da água no reservatório de Salto Grande (Americana, SP)*.147p. Tese (Doutorado). EESC-CRHEA-USP.

- Lowe- Mc Connell, R. H. L. (1987). *Ecological Studies in Tropical Fish Communities*. Cambridge. 382p.
- Lyons, J.; Navarro- Perez, S.; Cochran, P.A.; Santana, E.C. & Guzman- Arroyo, M. (1995). Index of Biotic Integrity based on fish assemblages for the conservation of streams and rivers in West-Central Mexico. *Conserv. Biol.* Vol. 9(3):569-584.
- Lyons, J.; Wang, L. & Simonson, T.D., (1996). Development and validation of an Index of Biotic Integrity for Coldwater streams in Wisconsin. *N. Am. J. Fish. Manage.* 16(2):241-256.
- Mackereth, F.J.H.; Heron, J., Talling, J.F. (1978). *Water analysis: some revised methods for limnologists*. Kendal, Freshwater Biological Association. Scientific Publication, 86. 117p.
- Magurran, A E., (1989). *Diversidad Ecológica Y Su Medición*. Barcelona, España.200p.
- Maier M.H.; Takino, M.; Tolentino, M. (1986). Ecologia da bacia do rio Jacaré-Pepira: íons dominantes, São Paulo – Brasil – *B. Inst. Pesca* 13 (1): 135-151.
- Margalef, R. (1974). *Ecologia*. Ediciones Omega, S.A. Barcelona. 951p.
- Mellanby, K. (1982). *Biologia da poluição*. EDUSP,89p.
- Minns, C.K.; Cairns, V.W.; Randall, R.G. & Moore, J.E. (1994). An index of biotic integrity (IBI) for fish assemblages in the littoral zone of Great Lakes: areas of concern. *Can. J. Aquat. Sci.* Vol 51.
- Minte- Vera, C. (1999) Métodos de análise espécie- ambiente. *Boletim da sociedade brasileira de ictiologia*, 54: 17-19.
- Montag, L.F.A., *et al.*, (1997). As influências e as relações das matas ciliares nas comunidades de peixes do Estado de São Paulo. *Revista Brasileira de Ecologia* (1)-pp. 76-80.
- Motta, R.L. (1996). Trama alimentar das comunidades animais em um curso de água corrente (Ribeirão do Atalho, Itatinga- SP). Tese (mestrado). UNESP, Botucatu.154p.
- Neame, P.A. (1988). Hydrochemistry of the lower solo river, Indonesia. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 23:1372-1379.

- Neill, M. (1989). Nitrate concentration in river waters in the South-east of Ireland and their relationship with agricultural practice. *Wat. Res.* Vol 23, n.11:1339-1355.
- Neto, P.R.P., (1995). *Estrutura de Comunidades de Peixes ao Longo de um Gradiente Lótico de um Rio Costeiro do Leste Brasileiro (Rio Macacu, R.J.)*. Rio de Janeiro. 87p. Tese (Mestrado). Universidade Federal do Rio de Janeiro.
- Nomura, H. (1984). *Dicionário dos peixes do Brasil*. Editerra 482p.
- Norton, S.F.; Luczkovich, J.J. & Motta, P.J. (1995). The role of ecomorphological studies in the comparative biology of fishes. *Environmental Biology of Fishes*, 44: 287-304.
- Núcleo engenharia Consultiva Ltda. (1993). *Plano integrado de aproveitamento e gerenciamento dos recursos hídricos da bacia do rio Sorocaba*. São Paulo, 3vs. 639p.
- Nush, E.A. (1980). Comparison of different methods for chlorophyll and phaeopigment determination. *Archiv fur Hydrobiologie*, Stuttgart, 14:14-36.
- O barramento dos rios e a fauna ictiológica*. (1993). Consórcio Nacional de Consultores (CNEC).
- Oberdorf, T. & Hughes, R.M. (1992). Modification of an index of biotic integrity based on fish assemblages to characterize rivers of the Seine Basin, France.
- Odum, E.P., (1988). *Ecologia*. Ed. Guanabara Koogan S.A.. Rio de Janeiro, RJ. 434p.
- Oishi, M.K.(1996). *Caracterização do meio físico, das características físicas e químicas e de fluxo de nutrientes em tributários de sub- bacias hidrográficas da bacia hidrográfica do reservatório da Barra Bonita (médio Tietê- SP)*. São Carlos. 199p. Tese (Doutorado). EESC- CRHEA-USP.
- Orsborne, L.L.; Davies, R.W.; Linton, K.J. (1980). Use of hierarchical diversity indices in lotic community analysis. *Journal of Applied Ecology*. 17:567-580.
- Ottaway, J.H. (1980). *Bioquímica da poluição*. Coleção "Temas de biologia". Volume 29. EDUSP, SP. 73p.

- Persson, L.(1997). Competition, predation and environmental factors as structuring forces in freshwater fish communities: Sumari (1971) revisited. *Can. J. Aquat. Sci.*, 54: 85-88.
- Pianka, E. R. (1982). *Ecologia Evolutiva*. Ediciones Omega, S.A. Barcelona. 365p.
- Piet, G.J.(1998). Impact of environmental perturbation on a tropical fish community. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 55: 1842-1853.
- Platts, W.S.(1979). Relationships among stream order, fish populations, and aquatic geomorphology in an Idaho river drainage. *Fisheries*, 4(2):5-9.
- Rahel, F.J., (1984). Factors structuring fish assemblage along a bog lake successional gradient. *Ecology*, 65 (4): 1276-1289.
- Rahel, F.J.; Lyons, J.D. & Cochran, P.A. (1984). Stochastic or deterministic regulation of assemblage structure? It may depend on how the assemblage is defined. *The American naturalist*, 124:583-589.
- Relatório de Situação dos Recursos Hídricos* (1995) - UGRHI - 10, Sorocaba - Médio Tietê - Sorocaba,SP.,1997. Sorocaba, SP.
- Ribeiro, M.C.L.B., (1994). *Conservação da integridade biótica das comunidades de peixes do Ribeirão Gama: área de proteção ambiental (APA) Gama/Cabeça de Veado*. Brasília, DF. Rio Claro. Tese (Doutorado). UNESP- Rio Claro.
- Romanini, P.U. (1989). *Distribuição e ecologia alimentar de peixes no reservatório de Americana, SP.* (vol.1). Tese (mestrado). EESC-CRHEA-USP.148p.
- Ross, S.T. (1991). Mechanism structuring stream fish assemblages: are there lessons from introduced species? *Environmental Biology of fishes*, 30: 359-368.
- Salazar, J.M. (1998). *Araçoiaba & Ipanema- A história daquela maravilhosa região, desde as forjas de Afonso Sardinha até a Real Fábrica de Ferro*. Editora Digipel. 1ª edição.167p.
- São Paulo, (1990). *Plano Estadual de Recursos Hídricos: Primeiro Plano do Estado de São Paulo. Síntese*. 97p. Conselho Estadual de Recursos Hídricos, DAEE. São Paulo.
- Saylor, C.& Scott, E.M.(1987). Application of the Index of Biotic Integrity to Existing TVA data. *Tennessee Valley Auth., Norris, USA. ONRED*.
- Schlosser, I.J., (1982a). Fish Community structure and function along two habitat gradients in a headwater stream. *Ecological Monographs*, 52(4): 395-414.

- _____ (1985). Flow regime, juvenile abundance, and the assemblage structure of stream fishes - *Ecology*-66(5)-pp. 1484-1490. By the Ecological Society of America.
- Scott, J.B.; Steward, C.R. & Stober, Q.J.(1986). Effects of urban development on fish population dynamics in Kelsey Creek, Washington. *American Fisheries Society*, 115: 555-567.
- Sheldon, A.L., (1968). Species diversity and longitudinal sucession in stream fishes - *Ecology* - vol.49 (2)-pp. 193-198.
- Simon, T.P. & Lyons, J., (1995). Application of the Index of Biotic Integrity to Evaluate Water Resource Integrity in Freshwater Ecosystems. In: *Biological assessment and criteria. Tools for water resource planning & decision making*. Lewis Publishers, Boca Raton, Flórida. pp 245-262.
- Smith, W.S., (1999). *Estrutura da comunidade de peixes da Bacia do Rio Sorocaba-SP em diferentes situações ambientais*. São Carlos. 121p. Tese (Mestrado). EESC-CRHEA-USP.
- Smith, W.S., & Marciano, F.T. (2000). A ictiofauna da Floresta Nacional de Ipanema-Iperó, São Paulo, Brasil, como base para ações de manejo, conservação e educação ambiental. In: *Anais do II Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação*. Campo Grande p 409-417.
- Standard Methods for the examination of water and wastewater. (1985). Ed 16^a . APHA, Washington D.C. 1268p.
- Steedman, R.J. (1988). Modification and assessment of an index of integrity biotic to quantify stream quality in Southern Ontario. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* Vol 45: 492-501.
- Steeter, M. M. V. & Pitlick, J. (1998). Geomorphology and endangered fish habitats of upper Colorado River. 1. Historic changes in Streamflow, sediment load, and channel morphology. *Water Resources Research*. Vol.34 (2)-pp. 287-302.
- Stefan, H.G. & Preud'homme, E.B. (1993). Stream temperature estimation from air temperature. *Water Resources Bulletin*. Vol 29, n. 1: 27-45.
- Teixeira, C.; Tundisi, J.G.; Kutner, M.B. (1965). Plankton studies in a mangrove II: the standing-stock and some ecological factors. *Bolm. Inst. Oceanogr.* 24:23-41.

- Tockner, K.; Pennetzdorfer, D; Reiner, N; Schiemer, F & Ward, J. V. (1999) Hydrological connectivity, and the exchange of organic matter and nutrients in a dynamic river-floodplain system (Danube, Austria). *Freshwater Biology*, 41:521-535.
- Tundisi, J. G. (1979). O Ecossistema como Unidade Ecológica. In: *Anais do Simpósio sobre a Comunidade Vegetal como Unidade Biológica, Turística e Econômica*. Secretaria da Cultura, Ciência e Tecnologia do Estado de São Paulo. ACIESP, 15: 248p.
- Vannote, R.V.; Minshall, G.W.; Cummins, K.W.; Sedell, J.R. & Cushing, C.E. (1980). The river continuum concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37:130-137.
- Ward, J. & Stanford, J.A. (1989). Riverine ecosystems: the influence of man on catchment dynamics and fish ecology. In: *Dogge, D. P. Ed. Proceedings of International Larger River Symposium (LARS)*, Ottawa, Canada: 56-64.
- Wetzel, R.G. & Likens, G.E. (1991). *Limnological Analyses*. Ed 2^a Springer, Nyork, Verlag
- Welcomme, R.L. (1979). *Fisheries Ecology of Floodplain rivers*. London: Longman. 317p.
- Welcomme, R.L.(1985). *River Fisheries*. FAO Fosh. Tcn. Pap. 262, p330.
- Wootton, R.J., (1992). *Fish Ecology*. Chapman and Hall, New York.
- Yant, P.R.; Karr, J.R. & Angermeier, P.L. (1984). Stochasticity in stream fish communities: an alternative interpretation. *The American Naturalist*, 124(4):573-582.

ANEXOS

ANEXO A: Concentração de fósforo total (µg/L)

estações	inverno1	inverno2	verão1	verão2
est1	30,33	92,33	126,51	70,55
est2	66,46	247,28	230,20	309,92
est3	53,02	71,43	69,48	94,85
est4		74,23	104,40	73,52
est5	338,89	67,74	74,20	55,65
est6	**	76,70	142,20	83,04
est7	134,13	34,50	48,33	26,25
est8	103,18	89,25	138,34	109,68
est9	69,64	34,13	53,49	51,65
est10	88,60	88,60	65,65	71,71
est11	56,46	40,26	43,55	74,35
est12	279,28	276,13	152,08	403,77

** valores descartados em função de problemas na análise

ANEXO B: Concentração de nitrogênio orgânico total (mg/L)

estações	inverno1	inverno2	verão1	verão2
est1	0,85	0,38	0,26	0,30
est2	2,43	1,70	0,67	1,00
est3	0,88	1,02	0,30	0,30
est4		0,28	0,49	0,40
est5	0,58	0,38	0,49	0,26
est6	0,63	0,27	0,40	0,26
est7	0,62	0,47	0,49	0,30
est8	0,56	0,21	0,49	0,30
est9	0,54	0,08	0,40	0,40
est10	0,55	0,11	0,40	0,58
est11	0,23	0,43	0,21	0,35
est12	0,74	0,93	0,67	0,77

ANEXO C: Concentração das formas dissolvidas de nitrogênio (µg/L)

nitrato				
estações	inverno1	inverno2	verão1	verão2
est1	260,41	24,74	184,71	26,85
est2	259,53	53,49	179,29	83,89
est3	115,49	15,49	26,22	18,28
est4		43,53	355,38	41,13
est5	85,28	17,42	1117,80	25,94
est6	390,06	48,59	256,81	68,10
est7	423,65	7,13	34,51	5,71
est8	356,22	50,07	265,03	89,41
est9	444,98	28,64	135,40	30,09
est10	649,14	18,92	303,42	66,82
est11	118,59	15,94	8,11	30,01
est12	750,31	209,97	112,04	210,11

ANEXO C: Concentração das formas dissolvidas de nitrogênio (µg/L)

nitrito				
estações	inverno1	inverno2	verão1	verão2
est1	3,73	4,65	20,26	5,98
est2	3,67	29,06	18,25	26,08
est3	4,45	8,36	4,16	4,30
est4		0,00	0,00	0,00
est5	0,00	0,00	0,00	0,00
est6	0,03	0,01	0,02	0,01
est7	15,80	3,46	2,81	2,75
est8	12,66	11,29	9,63	12,52
est9	6,23	7,74	7,72	6,52
est10	33,14	8,49	11,20	11,00
est11	2,88	3,96	3,29	4,31
est12	32,40	111,43	22,47	39,95

ANEXO D: Concentração do ion amônio (µg/L)

estações	inverno1	inverno2	verão1	verão2
est1	22,85	3,12	1,06	1,59
est2	8,66	39,04	13,16	26,73
est3	113,87	29,10	3,24	11,53
est4		29,97	3,33	4,35
est5	14,74	3,10	1,69	1,26
est6	568,33	4,19	4,49	2,77
est7	44,30	9,09	1,26	0,96
est8	0,07	0,07	0,00	0,01
est9	14,58	1,72	3,43	2,72
est10	66,56	1,73	3,23	2,53
est11	57,50	3,40	0,86	3,63
est12	204,83	5,70	1,26	3,78

ANEXO E: Concentração de silicato (mg/L)

estações	inverno1	inverno2	verão1	verão2
est1	4,11	5,69	5,82	3,63
est2	3,03	4,60	5,38	5,65
est3	5,91	6,58	6,65	6,20
est4		4,38	5,25	4,40
est5	3,45	1,89	3,39	1,97
est6	4,96	9,28	7,74	7,18
est7	8,06	1,62	3,63	2,06
est8	7,42	8,81	8,04	6,95
est9	7,93	7,65	8,56	7,57
est10	8,99	8,50	10,02	7,91
est11	7,46	8,59	7,79	5,71
est12	7,51	2,20	2,18	4,46

ANEXO F: Concentração de material em suspensão (mg/L)**sst totais**

estações	inverno1	inverno2	verão1	verão2
est1	13,28	24,72	34,74	18,75
est2	11,82	13,10	19,80	11,51
est3	11,57	14,38	20,48	61,47
est4		11,29	22,36	12,04
est5	8,26	8,61	12,35	13,69
est6	3,32	20,08	24,46	21,09
est7	27,35	3,95	4,54	1,81
est8	20,67	14,06	20,46	38,22
est9	6,11	5,47	11,22	10,27
est10	7,33	8,94	8,92	15,34
est11	3,83	3,47	9,86	19,59
est12	14,02	51,37	127,50	36,18

ssf inorg.

estações	inverno1	inverno2	verão1	verão2
est1	9,65	19,06	27,43	14,36
est2	7,28	8,11	14,84	7,92
est3	7,52	8,36	16,09	51,15
est4		7,92	17,52	8,57
est5	5,23	5,81	8,96	9,89
est6	2,38	18,38	22,48	19,32
est7	23,00	1,99	2,15	1,19
est8	4,22	2,86	4,32	8,24
est9	0,92	0,83	2,20	2,16
est10	1,23	1,40	1,61	3,33
est11	0,58	0,89	2,06	4,32
est12	2,61	8,34	22,57	7,93

ssv m.o.

estações	inverno1	inverno2	verão1	verão2
est1	3,63	5,66	7,31	4,39
est2	4,54	4,99	4,96	3,59
est3	4,05	6,02	4,39	10,32
est4		3,37	4,84	3,47
est5	3,03	2,80	3,39	3,80
est6	0,94	1,70	1,98	1,77
est7	4,35	1,96	2,39	0,62
est8	16,45	11,20	16,15	29,98
est9	5,19	4,64	9,03	8,11
est10	6,10	7,54	7,31	12,02
est11	3,25	2,59	7,80	15,27
est12	11,41	43,03	104,94	28,25

ANEXO G: Tabela contendo os dados brutos de clorofila ($\mu\text{g/L}$)

estações	inverno1	inverno2	verão1	verão2
est1	3,07	9,30	55,80	5,58
est2	1,67	1,95	23,02	5,92
est3	8,98	9,49	8,37	27,90
est4		8,65	13,02	5,58
est5	3,91	6,98	9,30	2,23
est6	2,51	4,46	15,35	5,58
est7	3,35	3,91	5,86	0,28
est8	8,37	6,70	13,25	5,93
est9	8,09	9,49	16,74	15,35
est10	2,79	2,51	8,37	7,44
est11	3,35	5,02	13,11	7,44
est12	1,95	14,51	47,43	2,79

Anexo H: Caracterização granulométrica das estações de coleta

estação 1	malhas(mm)	peso (g)	
1ª peneira	2	0	areia muito grossa
2ª peneira	1	0,93	areia muito grossa
3ª peneira	0,5	2,18	areia média
4ª peneira	0,25	3,08	areia média
5ª peneira	0,125	2,35	areia fina
6ª peneira	0,053	0,54	areia muito fina
bandeja		0,05	silte + argila + H2O
estação 2	malhas(mm)	peso(g)	
1ª peneira	2	0	areia muito grossa
2ª peneira	1	3,3	areia muito grossa
3ª peneira	0,5	4,24	areia média
4ª peneira	0,25	1,31	areia média
5ª peneira	0,125	0,32	areia fina
6ª peneira	0,053	0,2	areia muito fina
bandeja		0,03	silte + argila + H2O
estação 3	malhas(mm)	peso(g)	
1ª peneira	2	0,16	areia muito grossa
2ª peneira	1	0,73	areia muito grossa
3ª peneira	0,5	1,09	areia média
4ª peneira	0,25	0,97	areia média
5ª peneira	0,125	1,1	areia fina
6ª peneira	0,053	1,42	areia muito fina
bandeja		0,24	silte + argila + H2O
estação 4	malhas(mm)	peso(g)	
1ª peneira	2	0,03	areia muito grossa
2ª peneira	1	0,27	areia muito grossa
3ª peneira	0,5	0,6	areia média
4ª peneira	0,25	0,73	areia média
5ª peneira	0,125	1,07	areia fina
6ª peneira	0,053	1,67	areia muito fina
bandeja		0,62	silte + argila + H2O
estação 5	malhas(mm)	peso(g)	
1ª peneira	2	0,04	areia muito grossa
2ª peneira	1	0,31	areia muito grossa
3ª peneira	0,5	0,57	areia média
4ª peneira	0,25	0,92	areia média
5ª peneira	0,125	2,61	areia fina
6ª peneira	0,053	2,74	areia muito fina
bandeja		0,18	silte + argila + H2O
estação 6	malhas(mm)	peso(g)	
1ª peneira	2	0,01	areia muito grossa
2ª peneira	1	0,77	areia muito grossa
3ª peneira	0,5	2,8	areia média
4ª peneira	0,25	2,58	areia média
5ª peneira	0,125	1,11	areia fina
6ª peneira	0,053	0,53	areia muito fina
bandeja		0,06	silte + argila + H2O

estação 7	malhas(mm)	peso(g)	
1ª peneira	2	0,02	areia muito grossa
2ª peneira	1	0,03	areia muito grossa
3ª peneira	0,5	0,02	areia média
4ª peneira	0,25	0,02	areia média
5ª peneira	0,125	0,23	areia fina
6ª peneira	0,053	1,7	areia muito fina
bandeja		1,51	silte + argila + H2O
estação 8	malhas(mm)	peso(g)	
1ª peneira	2	0	areia muito grossa
2ª peneira	1	0	areia muito grossa
3ª peneira	0,5	0,16	areia média
4ª peneira	0,25	2,14	areia média
5ª peneira	0,125	5,8	areia fina
6ª peneira	0,053	1,35	areia muito fina
bandeja		0,03	silte + argila + H2O
estação 10	malhas(mm)	peso(g)	
1ª peneira	2	0,1	areia muito grossa
2ª peneira	1	0,09	areia muito grossa
3ª peneira	0,5	0,16	areia média
4ª peneira	0,25	3,1	areia média
5ª peneira	0,125	0	areia fina
6ª peneira	0,053	1,02	areia muito fina
bandeja		0,17	silte + argila + H2O
estação 11	malhas(mm)	peso(g)	
1ª peneira	2	0	areia muito grossa
2ª peneira	1	0,46	areia muito grossa
3ª peneira	0,5	2,48	areia média
4ª peneira	0,25	4,04	areia média
5ª peneira	0,125	1,55	areia fina
6ª peneira	0,053	0,44	areia muito fina
bandeja		0,07	silte + argila + H2O
estação 12	malhas(mm)	peso(g)	
1ª peneira	2	0,01	areia muito grossa
2ª peneira	1	0,09	areia muito grossa
3ª peneira	0,5	1,24	areia média
4ª peneira	0,25	4,67	areia média
5ª peneira	0,125	0	areia fina
6ª peneira	0,053	1,69	areia muito fina
bandeja		0,21	silte + argila + H2O

*Obs: a fração granulométrica da estação 9 era maior que 2mm

ANEXO I: Abundância e proporção das espécies nas quatro épocas de coleta

inverno1			verão1		
espécies	abundância	percentual	espécies	abundância	percentual
sp1	2	0,43	sp1	90	15,93
sp2	1	0,22	sp2	2	0,35
sp3	3	0,65	sp3	2	0,35
sp7	72	15,58	sp7	63	11,15
sp8	7	1,52	sp8	1	0,18
sp9	80	17,32	sp9	76	13,45
sp10	10	2,16	sp10	15	2,65
sp11	1	0,22	sp11	2	0,35
sp13	6	1,30	sp12	2	0,35
sp16	59	12,77	sp13	44	7,79
sp17	7	1,52	sp14	1	0,18
sp18	37	8,01	sp15	3	0,53
sp19	72	15,58	sp16	157	27,79
sp20	2	0,43	sp17	3	0,53
sp21	16	3,46	sp18	10	1,77
sp22	78	16,88	sp19	18	3,19
sp31	9	1,95	sp20	7	1,24
somatório	462	100%	sp21	35	6,19
			sp22	4	0,71
inverno2			sp23	13	2,30
espécies	abundância	percentual	sp24	12	2,12
sp1	1	0,19	sp27	3	0,53
sp2	2	0,38	sp28	1	0,18
sp3	2	0,38	sp34	1	0,18
sp4	1	0,19	somatório	565	100%
sp5	2	0,38			
sp6	1	0,19	verão2		
sp7	67	12,86	espécies	abundância	percentual
sp8	16	3,07	sp1	17	5,78
sp9	95	18,23	sp4	4	1,36
sp10	10	1,92	sp7	54	18,37
sp11	25	4,80	sp8	5	1,70
sp13	10	1,92	sp9	45	15,31
sp14	4	0,77	sp10	15	5,10
sp15	3	0,58	sp13	14	4,76
sp17	3	0,58	sp16	13	4,42
sp18	48	9,21	sp17	17	5,78
sp19	72	13,82	sp18	21	7,14
sp21	27	5,18	sp19	59	20,07
sp22	75	14,40	sp21	11	3,74
sp23	52	9,98	sp22	7	2,38
sp25	1	0,19	sp23	1	0,34
sp26	1	0,19	sp29	3	1,02
sp31	2	0,38	sp30	7	2,38
sp32	1	0,19	sp33	1	0,34
somatório	521	100%	somatório	294	100%

ANEXO J: matriz de integridade da área padrão (ordem=ordem dos rios, época 1 para seca e 2 para cheia abund= abundância total dos indivíduos, riqueza das espécies, diversidd= diversidade das espécies, Tol (N)=riqueza das espécies tolerantes=n. de sp, intol (N)=riqueza das espécies intolerantes, tol %= abundância das especies tolerantes, intol %= abundância das especies intolerantes, oniv= abundância das especies onívoras, invert= abundância das especies invertívoras, pred =abundância das especies predadoras, detrit = abundância das especies detritívoras)

áreas referência	ordem	epoca	abund	riqueza	diverdd	tol (N)	intol (N)	tol %	intol%	oniv	invert	pred	detrit
Msc14	2	1	374	18	2,34	14	4	78	22	33	39	6	22
Msc6	3	1	149	14	2,18	10	4	71	29	50	43	0	7
IPA 01s	3	1	142	12	1,82	9	3	75	25	25	8	25	42
Ti 11 s	4	1	110	19	2,17	14	5	74	26	32	16	21	31
IPA 03 s	4	1	147	13	2,15	12	1	92	8	23	0	23	54
IPA 03 c	4	2	61	10	1,91	8	2	80	20	10	20	30	40

ANEXO L: matriz de integridade da área estudo (ordem=ordem dos rios, época 1 para seca e 2 para cheia abund= abundância total dos indivíduos, riqueza das espécies, diversidd= diversidade das espécies, Tol (N)=riqueza das espécies tolerantes=n. de sp, intol (N)=riqueza das espécies intolerantes, tol %= abundância das especies tolerantes, intol %= abundância das especies intolerantes, oniv= abundância das especies onívoras, invert= abundância das especies invertívoras, pred =abundância das especies predadoras, detrit = abundância das especies detritívoras)

estações em estudo	ordem	epoca	abund	riqueza	diver	tol(N)	intol(N)	toler%	intol %	oniv	invert	pred	detrit
Una P2 s	2	1	55	9	1,64	7	2	78	22	22	34	22	22
Una P2 c	2	2	181	12	1,88	10	2	83	17	33	25	25	17
Una P1 s	2	1	106	6	1,24	5	1	83	17	50	17	33	0
Una P1 c	2	2	11	2	0,3	2	0	100	0	50	50	0	0
Smirim c	4	2	115	10	1,46	9	1	90	10	30	20	30	20
Sara P1 s	4	1	9	4	1,21	4	0	100	0	50	0	25	25
Sara P1 c	4	2	4	1	0	1	0	100	0	100	0	0	0
Soro P2 s	4	1	58	4	1,31	2	2	50	50	50	0	25	25
Soro P2 c	4	2	160	14	2,01	11	3	79	21	43	21	14	21
Sara P2 s	4	1	151	13	2,09	11	2	85	15	23	0	31	46
Sara P2 c	4	2	99	13	1,86	10	3	77	23	31	15	23	31
Ipane s	4	1	430	13	1,68	9	4	70	30	23	15	23	39
Ipane c	4	2	133	13	2,03	11	2	85	15	31	8	23	38
Verde s	3	1	12	6	1,58	6	0	100	0	33	0	33	33
Verde c	3	2	95	7	1,31	7	0	100	0	43	0	14	43

ANEXO M -MANOVA da área padrão testando o efeito da sazonalidade.

Test for effect called: EPOCA

Univariate F Tests

Effect	SS	df	MS	F	P
ABUND	0.307	1	0.307	2.491	0.140
Error	1.481	12	0.123		
RIQUEZA	0.841	1	0.841	2.005	0.182
Error	5.032	12	0.419		
DIVER	0.000	1	0.000	0.093	0.765
Error	0.063	12	0.005		
NTOL	0.682	1	0.682	2.017	0.181
Error	4.055	12	0.338		
NINTO	0.121	1	0.121	0.712	0.415
Error	2.037	12	0.170		
TOL_	0.012	1	0.012	0.013	0.912
Error	11.493	12	0.958		
INTOL	0.210	1	0.210	0.018	0.896
Error	141.673	12	11.806		
PRED	76.858	1	76.858	1.213	0.292
Error	760.563	12	63.380		
DETRIT	11.835	1	11.835	0.316	0.585
Error	449.873	12	37.489		

Multivariate Test Statistics

Wilks' Lambda = 0.404
 F-Statistic = 0.656 df = 9, 4 Prob = 0.725
 Pillai Trace = 0.596
 F-Statistic = 0.656 df = 9, 4 Prob = 0.725
 Hotelling-Lawley Trace = 1.476
 F-Statistic = 0.656 df = 9, 4 Prob = 0.725

ANEXO N- MANOVA da área padrão e testando o efeito ordem.

Test for effect called: ORDEM

Univariate F Tests

Effect	SS	df	MS	F	P
ABUND	0.394	2	0.197	1.555	0.254
Error	1.394	11	0.127		
RIQUEZA	0.957	2	0.478	1.070	0.376
Error	4.916	11	0.447		
DIVER	0.013	2	0.006	1.372	0.294
Error	0.051	11	0.005		
NTOL	0.479	2	0.239	0.619	0.556
Error	4.257	11	0.387		
NINTO	0.447	2	0.223	1.436	0.279
Error	1.711	11	0.156		
TOL_	1.704	2	0.852	0.956	0.414
Error	9.801	11	0.891		
INTOL	16.150	2	8.075	0.706	0.514
Error	125.733	11	11.430		
PRED	286.389	2	143.194	2.859	0.100
Error	551.032	11	50.094		
DETRIT	163.494	2	81.747	3.015	0.090
Error	298.214	11	27.110		

Multivariate Test Statistics

Wilks' Lambda = 0.008
 F-Statistic = 3.354 df = 18, 6 Prob = 0.070
 Pillai Trace = 1.715
 F-Statistic = 2.672 df = 18, 8 Prob = 0.079
 Hotelling-Lawley Trace = 32.910
 F-Statistic = 3.657 df = 18, 4 Prob = 0.109

ANEXO 01- Resultado do PCA para os rios de 2ª ordem.

Component loadings

	1	2
DIVER	0.998	-0.005
TOLER	-0.956	0.136
INTOLN	0.954	0.235
INTO	0.951	-0.249
RIQUEZA	0.950	0.214
TOLN	0.939	0.215
ABUND	0.905	-0.115
DETRIT	0.834	0.469
ONIV	-0.709	-0.385
PRED	0.587	-0.756
INVERT	-0.413	0.905

Variance Explained by Components

1	2
8.043	2.000

Percent of Total Variance Explained

1	2
73.122	18.181

ANEXO 02- Plot dos escores do PCA dos rios de 2ª ordem.

FATOR 1 – Organização e saúde da comunidade
 FATOR 2 – Composição trófica
 MSC 14 – área referência
 UNA P2S – rio Una, ponto 2 durante a seca
 UNA P2C – rio Una, ponto 2 durante a cheia
 UNA P1S – rio Una, ponto 1 durante a seca
 UNA P1C – rio Una, ponto 1 durante a cheia

ANEXO O3- Resultado do PCA para os rios de 3ª ordem

Component loadings

	1	2
RIQUEZA	0.976	0.194
INTOLN	0.965	0.244
TOLER	-0.956	-0.260
INTO_	0.936	0.340
INVERT	0.930	-0.165
TOLN	0.925	0.165
DIVER	0.855	0.096
PRED	-0.789	0.592
DETRIT	-0.733	0.558
ABUND	0.728	0.110
ONIV	0.308	-0.900

Variance Explained by Components

	1	2
	7.910	1.829

Percent of Total Variance Explained

	1	2
	71.912	16.624

ANEXO O4 - Plot dos escores do PCA para os rios de 3ª ordem

IPA 1S- área referência
 MSC6- área referência
 Verde S -Rio Verde durante a época da seca
 Verde C- Rio Verde durante a época da chuva

ANEXO O5 – Resultado do PCA para os rios de 4ª ordem
(*obs: sem a abundância dos invertívoros)

Component loadings

	1	2
DIVER	0.954	0.185
ABUND	0.913	-0.072
RIQUEZA	0.904	0.198
DETRIT	0.880	0.251
ONIV	-0.868	-0.276
TOLN	0.837	0.396
INTOLN	0.799	-0.412
PRED	0.794	0.173
INTO_	0.736	-0.665
TOLER	-0.466	0.860

Variance Explained by Components

1	2
6.818	1.755

Percent of Total Variance Explained

1	2
68.175	17.545

ANEXO O6-Plot dos escores do PCA para os rios de 4ª ordem.

FATOR 1- Organização e saúde da comunidade
 FATOR 2 - % de espécies tolerantes
 IPA 3S – área referência
 IPA 3C – área referência
 TI 11S - área referência
 IPANE C- rio Ipanema durante a chuva
 IPANE S – rio Ipanema durante a seca
 SARA P2S – rio Sarapuí ponto 2 durante a seca
 SARA P2C – rio Sarapuí ponto 2 durante a chuva
 SARA P1S – rio Sarapuí ponto 1 durante a seca
 SARA P1C - rio Sarapuí ponto 1 durante a chuva
 SMIRIM – rio Sorocamirim durante a cheia
 SORO P2C – rio Sorocabaçu ponto 2 durante a chuva
 SORO P2S – rio Sorocabaçu ponto 2 durante a seca

ANEXO P1-Cluster dos escores do PCA para os rios de 2ª ordem.

CLUSTER DOS SCORES DO PCA PARA OS RIOS DE 2ª ORDEM ($r_c=0,9062$).

- 1 – MSC 14 (ÁREA REFERÊNCIA)
- 2 – UNA P2S
- 3 – UNA P2C
- 4 – UNA P1S
- 5 – UNA PIC

ANEXO P2 – Cluster matrix dos rios de 2ª ordem.

1 – MSC 14 (ÁREA REFERÊNCIA)
 2 – UNA P2S
 3 – UNA P2C
 4 – UNA P1S
 5 – UNA PIC
 FATOR 1 – Organização e saúde
 FATOR 2 – Categoria trófica

ANEXO Q1- Cluster dos rios de 3ª ordem

CLUSTER DOS SCORES DO PCA PARA OS RIOS DE 3ª ORDEM ($r_c=0,9747$)

- 1 – MSC 6 (ÁREA REFERÊNCIA)
- 2 – IPA 1S (ÁREA REFERÊNCIA)
- 3 – VERDE S
- 4 – VERDE C

ANEXO Q2 – Cluster matrix dos rios de 3ª ordem

1 – MSC 6 – área referência
 2 – IPA 1S - área referência
 3 – VERDE S
 4 – VERDE C

ANEXO R1– Cluster dos rios de 4ª ordem

CLUSTER DOS SCORES DO PCA PARA OS RIOS DE 4ª ORDEM ($r_c=0,9340$)

- 1 - IPANE S
- 2 - IPANE C
- 3 - Ti 11S (ÁREA REFERÊNCIA)
- 4 - IPA 3S (ÁREA REFERÊNCIA)
- 5 - IPA 3C (ÁREA REFERÊNCIA)
- 6 - SMIRIM
- 7 - SARA P1S
- 8 - SARA P1C
- 9 - SORO P2S
- 10 - SORO P2C
- 11 - SARA P2S
- 12 - SARA P2C

ANEXO R2 – Cluster matrix dos rios de 4ª ordem.

1 - IPANE S
 2 - IPANE C
 3 - TI 11S (ÁREA REFERÊNCIA)
 4 - IPA 3S (ÁREA REFERÊNCIA)
 5 - IPA 3C (ÁREA REFERÊNCIA)
 6 - SMIRIM
 7 - SARA P1S
 8 - SARA P1C
 9 - SORO P2S
 10 - SORO P2C
 11 - SARA P2S
 12 - SARA P2C
 FATOR 1 – Organização e saúde
 FATOR 2 – % de espécies tolerantes

ANEXO S1- CALCULO DA DISTANCIA EUCLIDEANA MEDIA PARA FATOR 1 E FATOR 2
(RIOS DE 2ª ORDEM)

FATOR 1

	MSC14	UNAP2S	UNAP2C	UNAP1S	UNAP1C
MSC14	0.0000				
UNAP2S	0.4744	0.0000			
UNAP2C	0.3955	0.0789	0.0000		
UNAP1S	1.0665	0.5921	0.6710	0.0000	
UNAP1C	2.5513	2.0769	2.1558	1.4848	0.0000

FATOR 2

	MSC14	UNAP2S	UNAP2C	UNAP1S	UNAP1C
MSC14	0.0000				
UNAP2S	0.6357	0.0000			
UNAP2C	1.1406	0.5049	0.0000		
UNAP1S	2.5253	1.8896	1.3847	0.0000	
UNAP1C	0.2509	0.3848	0.8897	2.2744	0.0000

ANEXO S2 -CALCULO DA DISTANCIA EUCLIDEANA MEDIA PARA FATOR 1 E FATOR 2
(RIOS DE 3ª ORDEM)

FATOR 1

	MSC6	IPA01S	VERD S	VERD C
MSC6	0.0000			
IPA01S	1.0383	0.0000		
VERDS	2.5115	1.4732	0.0000	
VERDC	2.2216	1.1833	0.2900	0.0000

FATOR 2

	MSC6	IPA01S	VERD S	VERD C
MSC6	0.0000			
IPA01S	2.5449	0.0000		
VERDS	0.7501	1.7948	0.0000	
VERDC	0.2677	2.2772	0.4824	0.0000

ANEXO S3 -CALCULO DA DISTANCIA EUCLIDEANA MEDIA PARA FATOR 1 E FATOR 2 (RIOS DE 4ª ORDEM)

FATOR 1

	IPANS	IPANC	TI11S	IPA03S	IPA03C	SMIRC	SARAP1S	SARAP1C
IPANS	0.0000							
IPANC	0.3719	0.0000						
TI11S	0.0272	0.3991	0.0000					
IPA03S	0.3500	0.0219	0.3772	0.0000				
IPA03C	0.3114	0.0605	0.3386	0.0386	0.0000			
SMIRC	0.7879	0.4160	0.8151	0.4379	0.4765	0.0000		
SARAP1S	1.8535	1.4816	1.8807	1.5036	1.5422	1.0656	0.0000	
SARAP1C	3.4946	3.1227	3.5218	3.1447	3.1833	2.7067	1.6411	0.0000
SOROP2S	0.9001	0.5282	0.9273	0.5501	0.5887	0.1122	0.9534	2.5945
SOROP2C	0.4697	0.0978	0.4969	0.1198	0.1584	0.3182	1.3838	3.0249
SARAP2S	0.1873	0.1846	0.2145	0.1627	0.1241	0.6006	1.6662	3.3073
SARAP2C	0.3397	0.0322	0.3669	0.0102	0.0284	0.4482	1.5138	3.1549
	SOROP2S	SOROP2C	SARAP2S	SARAP2C				
SOROP2S	0.0000							
SOROP2C	0.4304	0.0000						
SARAP2S	0.7128	0.2824	0.0000					
SARAP2C	0.5604	0.1300	0.1524	0.0000				

FATOR 2

	IPANS	IPANC	TI11S	IPA03S	IPA03C	SMIRC	SARAP1S	SARAP1C
IPANS	0.0000							
IPANC	1.1601	0.0000						
TI11S	0.3584	0.8016	0.0000					
IPA03S	1.9584	0.7983	1.5999	0.0000				
IPA03C	0.9831	0.1770	0.6246	0.9753	0.0000			
SMIRC	1.3407	0.1806	0.9823	0.6177	0.3576	0.0000		
SARAP1S	1.9686	0.8085	1.6101	0.0102	0.9855	0.6279	0.0000	
SARAP1C	0.3867	0.7734	0.0282	1.5717	0.5964	0.9541	1.5819	0.0000
SOROP2S	1.7244	2.8844	2.0828	3.6827	2.7075	3.0651	3.6930	2.1110
SOROP2C	0.4159	0.7442	0.0574	1.5425	0.5672	0.9249	1.5527	0.0292
SARAP2S	1.3334	0.1733	0.9749	0.6250	0.3503	0.0073	0.6352	0.9467
SARAP2C	0.4846	0.6755	0.1261	1.4738	0.4985	0.8562	1.4840	0.0979
	SOROP2S	SOROP2C	SARAP2S	SARAP2C				
SOROP2S	0.0000							
SOROP2C	2.1402	0.0000						
SARAP2S	3.0577	0.9175	0.0000					
SARAP2C	2.2089	0.0687	0.8488	0.0000				

ANEXO T1: Árvore de decisão para a classificação dos níveis de integridade biótico para os rios de 2ª ordem.

CRITÉRIOS	ALTA	MÉDIA	FRACA
ORGANIZAÇÃO E SAÚDE	até 1	de 1 a 2	maior que 2
CATEGORIA TRÓFICA	até 1 **		maior que 1*

(**) Dentro do esperado e (*) Fora do esperado

Fonte: Ribeiro, 1994 (modificado)

ANEXO T2: Árvore de decisão para a classificação dos níveis de integridade biótico para os rios de 3ª ordem.

CRITÉRIOS	ALTA	MÉDIA	FRACA
ORGANIZAÇÃO E SAÚDE	até 1,5	1,5 a 2,5	maior que 2,5
ABUNDÂNCIA DE ONÍVOROS	até 2,6 **		maior que 2,6*

(**) Dentro do esperado e (*) Fora do esperado

Fonte: Ribeiro, 1994 (modificado)

ANEXO T3: Árvore de decisão para a classificação dos níveis de integridade biótico para os rios de 4ª ordem.

CRITÉRIOS	ALTA	MÉDIA	FRACA
ORGANIZAÇÃO E SAÚDE	até 0,4	0,4 a 2	maior que 2
ABUNDÂNCIA DE TOLERANTES	até 1,6 **		maior que 1,6*

(**) Dentro do esperado e (*) Fora do esperado

Fonte: Ribeiro, 1994 (modificado)

APÊNDICES

Apêndice com a classificação das espécies segundo tolerância à poluição (T), intolerância à poluição (i) e hábito alimentar: invertívoras (i), onívoras (o), predadoras de topo (P) e detritívoras (D), de todas as espécies coletadas durante o trabalho. Classificação base para matriz de integridade biótica.

		T/int		dieta
sp1	Hoplosternum littorale	T	i	larvas de insetos e crustáceos
sp2	Gymnotus sp	i	i	larvas de insetos, peq. Minhocas, crustáceos e peq. Peixes
sp3	Rhamdia quelen	i	P	peixes, insetos e vermes
sp4	Serrasalmus spilopleura	T	P	peixes, insetos e crustáceos
sp5	Pimelodus maculatus	T	D	detritos
sp6	Apareiodon cf. affinis	T	D	algas do lodo
sp7	Steindachnerina insculpta	T	D	lodo
sp8	Prochilodus cf. vimboides	T	D	algas do lodo
sp9	Cyphocara modesta	T	D	lodo
sp10	Leporinus cf. friderici	i	O	vegetais superiores, algas e larvas de insetos
sp11	Coridoras aeneus	T	i	tubifex, microcrustáceos e vermes
sp12	Leporinus lacustris	T	O	insetos, detritos e veg. Superiores
sp13	Geophagus brasiliensis	T	O	crustáceos, insetos e algas
sp14	Leporinus sp	i	O	insetos, detritos e veg. Superiores
sp15	Iheringichthys labrosus	T	i	vermes, larvas e insetos
sp16	Astyanax fasciatus	T	O	larvas e insetos adultos, algas e veg. Superiores
sp17	Hypostomus sp1	T	D	detritos
sp18	Astyanax bimaculatus	T	O	larvas e insetos adultos, algas e veg. Superiores
sp19	Acestrorhynchus lacustris	T	P	peixes
sp20	Oligossarcus cf. pintoii	T	P	peixes
sp21	Hoplias malabaricus	T	P	peixes (osteichthyes)
sp22	Hypostomus ancistroides	T	D	detritívoro
sp23	Phaloceros caudimaculatus	T	O	algas, insetos e veg. Superiores
sp24	Pimelodella sp	i	i	vermes
sp26	Leporinus obtusidens	i	O	insecta, detritos, veg. Superiores
sp27	Poecilia vivipara	T	O	algas, insetos e veg. Superiores
sp28	Schizodon nasutus	i	O	veg. Superiores, algas, larvas de insetos
sp29	Salminus hilarii	i	P	peixes, camarões e insetos
sp30	Hypostomus sp2	T	D	detritívoro
sp31	Oligossarcus paranaensis	i	P	peixes
sp32	Tripotodus sp	i	i	insetos
sp33	Leporinus cf. microcephalus	i	O	insetos, detritos e veg. Superiores
sp34	Astyanax cf. eigenmannianorum	T	O	veg. Superiores, crustáceos, detritos, insetos

*OBS: Todas as espécies foram classificadas segundo Nomura (1984), Romanini (1989), Motta (1996) e O barramento dos rios e fauna ictiológica (1993).

Apêndice com a classificação das espécies segundo tolerância à poluição (T), intolerância à poluição (i) e hábito alimentar: invertívoras (i), onívoras (o), predadoras de topo (P) e detritívoras (D). Classificação base para matriz de integridade biótica das áreas de referência.

Matriz de dados do trabalho de Barrella, 1989.

		t/i	dieta	
sp01	<i>Astyanax bimaculatus</i>	T	O	
sp02	<i>Astyanax fasciatus</i>	T	O	
sp03	<i>Astyanax scabripinis</i>	T	O	
sp06	<i>Hyphessobrycon</i> sp	i	O	veg. Superiores, detritos e peixes
sp08	<i>Piabina argenta</i>	T	O	veg. Superiores, detritos, crustaceos e invertebrados
sp12	<i>Cheirodon notonelas</i>	T	O	detritos, veg. Superiores e insetos
sp13	<i>Cheirodon stenodon</i>	T	O	
sp20	<i>Characidium fasciatus</i>	T	i	plancton e insetos
sp21	<i>Characidium gomesi</i>	T	i	plancton e insetos
sp27	<i>Parodon tortuosus</i>	T	D	
sp28	<i>Curimata</i> sp1	T	O	detritos e rotíferos
sp30	<i>Curimata vanderi</i>	i	O	detritos e rotíferos
sp31	<i>Hoplias malabaricus</i>	T	P	
sp32	<i>Pimelodella</i> sp	i	i	
sp33	<i>Nannorhamdia schubarti</i>	T	i	
sp34	<i>Imparfinis</i> sp	i	i	
sp35	<i>Chasmocranus</i> sp	i	i	
sp39	<i>Trichomycterus</i>	i	i	
sp40	<i>Corydoras paleatus</i>	T	i	
sp41	<i>Hypostomus</i> sp1	T	D	
sp44	<i>Hypostomus affinis</i>	T	D	
sp45	<i>Hypoptomatinae</i>	i	D	
sp47	<i>Aequidens portalegrensis</i>	T	O	(Barrella, 89) //invertebrados e camaroes
sp49	<i>Oreochromis</i> sp	T	O	
sp50	<i>Phallocheros caudimaculatu</i>	T	O	
sp51	<i>Poecillia reticulada</i>	T	O	detritos, areia, crustaceos e algas

*OBS: Todas as espécies foram classificadas segundo Nomura (1984), Romanini (1989), Motta (1996) e O barramento dos rios e fauna ictiológica (1993).

Apêndice com a classificação das espécies segundo tolerância à poluição (T), intolerância à poluição (i) e hábito alimentar: invertívoras (i), onívoras (o), predadoras de topo (P) e detritívoras (D). Classificação base para matriz de integridade biótica das áreas de referência.

Matriz de dados do trabalho de Barrella, 1998.

		T/I	dieta
sp01	<i>Astyanax bimaculatus</i>	T	O
sp02	<i>Astyanax fasciatus</i>	T	O
sp03	<i>Astyanax schubart</i>	T	O
sp07	<i>Moenkhausia intermedia</i>	T	O
sp08	<i>Roeboides paranaensis</i>	T	P
sp09	<i>Galeocarax knerii</i>	T	i
sp10	<i>Acestrorhynchus lacustris</i>	T	P
sp13	<i>Salminus maxillosus</i>	i	P peixes
sp14	<i>Serrasalmus spilopleura</i>	T	P
sp15	<i>Myleus tiete</i>	T	O
sp16	<i>Steindachnerina insculpta</i>	T	D
sp17	<i>Cyphocharax modestus</i>	T	D
sp18	<i>Cyphocharax nagelii</i>	i	D
sp19	<i>Prochilodus lineatus</i>	T	D lodo
sp20	<i>Leporellus cf. vittatus</i>	i	O algas, veg. Superiores, nematoides, larvas de inseto
sp21	<i>Leporinus striatus</i>	i	O algas e larvas de insetos
sp23	<i>Leporinus obtusidens</i>	i	O insetos, detritos e veg. Superiores
sp24	<i>Leporinus friderici</i>	i	O
sp25	<i>Leporinus cf. paranaensis</i>	i	O
sp26	<i>Leporinus lacustris</i>	T	O
sp27	<i>Leporinus sp.</i>	i	O
sp28	<i>Schizodon nasutus</i>	i	O
sp29	<i>Schizodon borellii</i>	i	O
sp31	<i>Apareiodon piracicabae</i>	T	O
sp33	<i>Hoplias malabaricus</i>	T	P
sp34	<i>Hoplias lacerdae</i>	i	P
sp35	<i>Geophagus brasiliensis</i>	T	O
sp36	<i>Geophagus sp</i>	T	O
sp37	<i>Crenicichla britiskii</i>	i	P
sp38	<i>Cichla temensis</i>	i	P peixes
sp40	<i>Plagioscion squamosissimus</i>	T	P
sp42	<i>Triportheus angulatus angu</i>	T	O
sp43	<i>Hypostomus ancistroides</i>	T	D
sp44	<i>Hypostomus aff strigaticeps</i>	T	D
sp45	<i>Rhinelepis strigosa</i>	i	D
sp47	<i>Rhinodoras dorbigny</i>	T	D
sp48	<i>Callichthys callichthys</i>	T	i
sp49	<i>Rhamdia hilarii</i>	i	P
sp50	<i>Pimelodus maculatus</i>	T	D
sp51	<i>Iheringichthys labrosus</i>	T	i
sp52	<i>Pimelodella gracilis</i>	i	i
sp55	<i>Eigenmannia virescens</i>	i	i
sp56	<i>Gymnotus carapo</i>	i	i
sp58	<i>Piaractus mesopotamicus</i>	i	O
sp60	<i>Sternarchorhynchus sp</i>	i	i

*OBS: Todas as espécies foram classificadas segundo Nomura (1984), Romanini (1989), Motta (1996) e O barramento dos rios e fauna ictiológica (1993).

Apêndice com a classificação das espécies segundo tolerância à poluição (T), intolerância à poluição (i) e hábito alimentar: invertívoras (i), onívoras (o), predadoras de topo (P) e detritívoras (D). Classificação base para matriz de integridade biótica das áreas de referência.

Matriz de dados do trabalho de Smith, 1999.

		T/I	dieta
sp01	Hoplias malabaricus	T	P
sp02	Astyanax fasciatus	T	O
sp03	Astyanax bimaculatus	T	O
sp04	Astyanax sp	T	O
sp05	Serrasalmus spilopleura	T	P
sp06	Prochilodus lineatus	T	D
sp07	Gymnotus carapo	i	i
sp08	Eigenmania sp	i	i
sp09	Callichthys callichthys	T	i
sp10	Hoplosternum litoralle	T	i
sp11	Acestrorhynchus lacustris	T	P
sp12	Galeocarax knerii	T	i
sp13	Salminus hilarii	i	P
sp14	Tilapia nilotica	i	O
sp15	Geophagus brasiliensis	T	O
sp16	Rhamdia sp	i	P
sp17	Pimelodella sp	i	i
sp18	Pimelodus maculatus	T	D
sp19	Iheringichthys labrosus	T	i
sp20	Schizodon nasutus	i	O
sp21	Leporinus obtusidens	i	O
sp22	Parodon tortuosus	T	D
sp23	Apareiodon cf. piracicabae	T	O
sp24	Steindachnerina insculpta	T	D
sp25	Cyphocarax modestus	T	D
sp26	Rineloricaria latirostris	T	D
sp27	Hypostomus margaritifer	T	D
sp28	Hypostomus ancistroides	T	D
sp29	Cyphocarax nagelli	i	D
sp30	Cyprinus carpio	i	O
sp31	Rhamdia cf. quelen	i	P
sp32	Oligossarcus paranaensis	i	P
sp33	Hypostomus spA	T	D
sp34	Hypostomus spB	T	D
sp35	Hypostomus spC	T	D
sp36	Rineloricaria spA	T	D
sp37	Rhamdia hilarii	i	P

*OBS: Todas as espécies foram classificadas segundo Nomura (1984), Romanini (1989), Motta (1996) e O barramento dos rios e fauna ictiológica (1993).