

GOVERNO DO ESTADO DE SÃO PAULO
SECRETARIA DA AGRICULTURA E ABASTECIMENTO
AGÊNCIA PAULISTA DE TECNOLOGIA DOS AGRONEGÓCIOS
INSTITUTO DE PESCA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AQUÍCULTURA E PESCA

**DISTRIBUIÇÃO LONGITUDINAL DA COMUNIDADE DE
PEIXES DO RIBEIRÃO GUAMIUM (BACIA DO
PIRACICABA, SP) E AVALIAÇÃO DA SUA
INTEGRIDADE BIOLÓGICA**

Cleber Valim Alexandre

Orientadora: Katharina Eichbaum Esteves

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Aqüicultura e Pesca do Instituto de Pesca – APTA - SAA, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Aqüicultura e Pesca.

São Paulo

Dezembro - 2007

**GOVERNO DO ESTADO DE SÃO PAULO
SECRETARIA DA AGRICULTURA E ABASTECIMENTO
AGÊNCIA PAULISTA DE TECNOLOGIA DOS AGRONEGÓCIOS
INSTITUTO DE PESCA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AQUÍCULTURA E PESCA**

**DISTRIBUIÇÃO LONGITUDINAL DA COMUNIDADE DE
PEIXES DO RIBEIRÃO GUAMIUM (BACIA DO
PIRACICABA, SP) E AVALIAÇÃO DA SUA
INTEGRIDADE BIOLÓGICA**

Cleber Valim Alexandre

Orientadora: Katharina Eichbaum Esteves

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Aqüicultura e Pesca do Instituto de Pesca – APTA - SAA, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Aqüicultura e Pesca.

São Paulo

Dezembro - 2007

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Elaborada pelo Núcleo de Informação e Documentação. Instituto de Pesca, São Paulo.

A381d Alexandre, Cleber Valim
Distribuição longitudinal da comunidade de peixes do Ribeirão
Guamium (Bacia do Piracicaba, SP) e avaliação da sua integridade
biológica / Cleber Valim Alexandre – São Paulo, 2007.
xi, 96 f. ; il. ; graf. ; tab.

Dissertação(mestrado) apresentada ao Programa de Pós-
graduação em Aqüicultura e Pesca do Instituto de Pesca-APTA-
Secretaria de Agricultura e Abastecimento.-- São Paulo, 2007.

Orientadora: Dra. Katharina Eichbaum Esteves

Bibliografia: f. 81-90.

1. Peixes. 2. Área urbana. 3. Gradiente longitudinal. 4. Estrutura
da comunidade. 5. Integridade biótica. 6. Bacia do Piracicaba.
I. Esteves, Katharina Eichbaum. II. Título.

CDD 574.5

GOVERNO DO ESTADO DE SÃO PAULO
SECRETARIA DE AGRICULTURA E ABASTECIMENTO
AGÊNCIA PAULISTA DE TECNOLOGIA DOS AGRONEGÓCIOS
INSTITUTO DE PESCA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AQUICULTURA E PESCA

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

DISTRIBUIÇÃO LONGITUDINAL DA COMUNIDADE DE PEIXES
DO RIBEIRÃO GUAMIUM (BACIA DO PIRACICABA, SP) E
AVALIAÇÃO DA SUA INTEGRIDADE BIOLÓGICA

AUTOR: CLEBER VALIM ALEXANDRE

ORIENTADORA: Katharina Eichbaum Esteves

Aprovado como parte das exigências para obtenção do título de
MESTRE EM AQUICULTURA E PESCA, Área de Concentração em
Pesca, pela Comissão Examinadora:



Profa. Dra. Katharina Eichbaum Esteves



Profa. Dra. Mônica Accaui Marcondes de Moura e Mello



Prof. Dr. Edmir Daniel Carvalho

Data da realização: 10 de dezembro de 2007

Presidente da Comissão Examinadora
Profa. Dra. Katharina Eichbaum Esteves

À Cátia, pelo amor e companheirismo, e
por me ajudar em todos os momentos a
trilhar meu caminho.

À minha filha Maya.

À Thereza de Souza Alexandre
(*in memoriam*)

DEDICO EM ESPECIAL

AGRADECIMENTOS

Agradeço a todas as pessoas e instituições que direta ou indiretamente participaram deste trabalho e em especial:

À minha orientadora, Katharina Eichbaum Esteves, pela orientação, ensinamentos, exemplo de dedicação e profissionalismo, amizade, estímulo e pela enorme paciência e compreensão que teve comigo ao longo desses dois anos e alguns meses.

Ao Instituto de Pesca – APTA – SAA, pelo apoio, facilidades concedidas durante a pesquisa e pelas condições oferecidas aos alunos de pós-graduação em Aqüicultura e Pesca.

A todos os professores da pós-graduação do Instituto de Pesca, pela oportunidade de aprender com grandes profissionais.

Ao pesquisador Dr. José Roberto Ferreira (Apta Centro-Sul), pela oportunidade de participar do projeto CNPQ (Proc. 480764/04-2), executar este trabalho e pelo apoio durante a fase de campo.

À FAPESP pelo auxílio à pesquisa (Proc.05/02182-2).

Ao Grupo COSAN (Piracicaba), Sr. Guedes e filho (Águas de São Pedro) e Fazenda Araquá (São Pedro), por permitirem a execução deste trabalho em suas propriedades.

À pesquisadora Dra. Mônica A. M. de Moura e Mello (APTA Centro-Sul), pelo apoio, companheirismo, participação e sugestões ao longo de todo o desenvolvimento desta pesquisa.

A Sérgio Luiz Silva, motorista do Instituto de Pesca, pelo auxílio no trabalho de campo.

Ao Dr. Heraldo A. Britski e Dr. Oswaldo T. Oyakawa do Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, pela identificação dos peixes.

Ao professor Dr. Antônio Olinto Ávila da Silva do Instituto de Pesca de Santos e Dra. Andréa Tucci do Instituto de Botânica (SMA/SP), pela orientação na análise estatística, e a MSc. Gyanni Yanaguibashi pelo auxílio nas análises de Regressão Linear Múltipla.

Às pesquisadoras Dra. Paula Maria Gênova de Castro e Dra. Mônica A. M. de Moura e Mello, pela participação na minha banca de qualificação e pelas importantes sugestões que enriqueceram em muito este trabalho.

Aos professores Dr. Miguel Petrere Junior e Dr. José Sabino, que me atenderam prontamente e cederam gentilmente material bibliográfico.

À Dra. Maria Letizia Petesse e MSc. Cristiane de Paula Ferreira por cederem gentilmente suas teses.

Ao Professor Dr. Gerd Sparovek e seu aluno André Bob, pela confecção e plotagem dos pontos de coleta nos mapas do Ribeirão Guamium.

Aos amigos Marcelo (Solver), Lídia (IP-APTA), Pedro Mestre, Graziela, Bruno Mourato, Alessandro, Camila, Jorge (Unisanta), Bruno Santana, Jairo (sumido), Maurício e todos os alunos da 1ª e 2ª Turma da pós-graduação IP, que proporcionaram momentos inesquecíveis e de muita descontração, principalmente durante o período das disciplinas.

À MSc. Amanda Ricci Rodrigues pela amizade e por me ajudar com empréstimos de material bibliográfico.

A toda minha família e em especial minha esposa Cátia Regina Macagnan, por todo seu amor, apoio, carinho, incentivo e pelos muitos puxões de orelha. Te amo !!!

SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS.....	v
LISTA DE FIGURAS.....	vii
RESUMO.....	ix
ABSTRACT.....	x
1. INTRODUÇÃO.....	1
1.1. Objetivos.....	8
1.2. Área de Estudo.....	9
1.3. Caracterização das estações de coleta.....	15
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	22
2.1. Coleta de dados.....	22
2.2. Água.....	22
2.3. Características ambientais das estações de coleta.....	23
2.4. Avaliação do habitat.....	24
2.5. Ictiofauna.....	25
2.6. Análise de Dados.....	25
2.6.1. Distribuição longitudinal e estrutura da comunidade de peixes.....	25
2.6.2. Avaliação da integridade biológica.....	28
2.6.2.1. Índice de Qualidade de Água - IQA.....	28
2.6.2.2. Adaptação do IIB.....	29
2.6.2.2.1. Métricas candidatas.....	29
2.6.2.2.2. Seleção das métricas.....	31
2.6.2.2.3. Cálculo do IIB.....	33
3. RESULTADOS.....	35
3.1. Caracterização ambiental.....	35
3.2. Índice de Habitat (IH).....	38
3.3. Composição da ictiofauna.....	39
3.4. Estrutura e distribuição longitudinal da comunidade de peixes.....	44
3.5. Avaliação da integridade biológica.....	53
3.5.1. Índice de Qualidade de Água (IQA).....	53
3.5.2. Índice de Integridade Biótica (IIB).....	54
4. DISCUSSÃO.....	65
4.1. Estrutura e distribuição longitudinal da comunidade de peixes.....	65

4.2. Índice de Integridade Biótica.....	70
4.2.1. Adaptação do IIB.....	70
4.2.2. Relação entre o IIB e a qualidade da água.....	72
4.2.3. Variação sazonal.....	72
4.2.4. Diferenças entre área urbana e agrícola.....	73
4.2.5. Avaliação do IIB.....	76
5. CONCLUSÕES.....	77
6. RECOMENDAÇÕES.....	79
7. REFERÊNCIAS.....	81
ANEXOS.....	91

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1** - Medidas para o cálculo do IIB proposto por KARR *et al.* (1986) com resposta a degradação do ecossistema aquático.....6
- Tabela 2** - Interpretação dos escores do Índice de Integridade Biótica proposto por KARR *et al.* (1986).....7
- Tabela 3** - Coordenadas geográficas, altitude e distância da nascente de cada estação de coleta no Ribeirão Guamium, SP.....15
- Tabela 4** - Variáveis utilizadas para avaliação ambiental, adaptada de Barbour *et al.* (1999).....24
- Tabela 5** - Valores de referência, sua respectiva porcentagem e a classificação de integridade para o Ribeirão Guamium, SP.....34
- Tabela 6** - Valores médios das variáveis ambientais (período seco e chuvoso) nas diferentes estações de coleta do Ribeirão Guamium, Piracicaba, SP.....38
- Tabela 7** - Posição taxonômica das espécies encontradas no Ribeirão Guamium (segundo REIS *et al.*, 2003), Bacia do Piracicaba, SP, no período seco de 2005 e chuvoso de 2006.....42
- Tabela 8** - Abundância e biomassa (total e percentual) das espécies registradas nas épocas seca e chuvosa no Ribeirão Guamium, SP.....45
- Tabela 9** - Análise de regressão linear múltipla para as variáveis resposta abundância, biomassa, riqueza e índices de diversidade de Shannon (H') e Simpson ($1/D$), apresentando as variáveis explanatórias utilizada no modelo, coeficiente, erro-padrão e nível descritivo (p).....50
- Tabela 10** - Resultados do teste de Monte Carlo para a análise canônica de correspondência, apresentando as variâncias de cada eixo, autovalores, correlação espécie-ambiente e suas significâncias (p).....51
- Tabela 11** - Índice de Qualidade de Água (IQA) para as diferentes estações de coleta na época seca e chuvosa, e resultados do teste Multinomial comparando as diferenças espaciais no Ribeirão Guamium, SP.....54

Tabela 12 - Classificação das espécies de acordo com suas características biológicas.....	55
Tabela 13 - Métricas testadas para incorporação no Índice de Integridade Biótica do Ribeirão Guadium, Bacia do Piracicaba, SP.....	57
Tabela 14 - Valores observados (linha superior) e calculados (negrito) para as diferentes métricas selecionadas para compor o IIB da época seca, nas diferentes estações de coleta do Ribeirão Guadium, SP.....	60
Tabela 15 - Valores observados (linha superior) e calculados (negrito) para as diferentes métricas selecionadas para compor o IIB da época chuvosa, nas diferentes estações de coleta do Ribeirão Guadium, SP.....	61
Tabela 16 - Valores observados (linha superior) e calculados (negrito) para as diferentes métricas selecionadas para compor o IIB total, nas diferentes estações de coleta do Ribeirão Guadium, SP.....	62
Tabela 17 - Valores do IIB obtidos para as diferentes estações de coleta na época seca, chuvosa e total, e resultados do teste Multinomial comparando diferenças sazonais e espaciais no Ribeirão Guadium, SP.....	63

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Mapa de localização do Ribeirão Araquá e Ribeirão Guamium dentro da bacia hidrográfica do Rio Piracicaba.....	11
Figura 2 - Localização da área de estudo na Bacia do Piracicaba e no Estado de São Paulo (A), e trechos estudados ao longo do eixo longitudinal do Ribeirão Guamium (B), indicando sua inserção no perímetro urbano do Município de Piracicaba.....	12
Figura 3 - Vista aérea da região (A) e mapa de uso do solo (B) da microbacia do Ribeirão Guamium, SP.....	13
Figura 4 - Potencial de regeneração de Áreas de Proteção Permanente (APP) (A) e tipos de solos (B) na microbacia do Ribeirão Guamium, SP.....	14
Figura 5 - Aspecto geral da estação de coleta 1 no Ribeirão Guamium.....	16
Figura 6 - Aspecto geral da estação de coleta 2 no Ribeirão Guamium	16
Figura 7 - Aspecto geral da estação de coleta 3 no Ribeirão Guamium.....	17
Figura 8 - Aspecto geral da estação de coleta 4 no Ribeirão Guamium.....	18
Figura 9 - Aspecto geral da estação de coleta 5 no Ribeirão Guamium.....	18
Figura 10 - Aspecto geral da estação de coleta 6 no Ribeirão Guamium... ..	19
Figura 11 - Aspecto geral da estação de coleta 7 no Ribeirão Guamium.....	20
Figura 12 - Aspecto geral da estação de coleta 8 no Ribeirão Guamium.....	20
Figura 13 - Aspecto geral da estação de coleta 9 no Ribeirão Guamium.....	21
Figura 14 - Aspecto geral da estação de coleta 10 no Ribeirão Guamium.....	21
Figura 15 - Precipitação total mensal (mm) e temperatura média do ar (°C) mensal no período de julho de 2005 a junho de 2006 para a região de Piracicaba, SP (Dados obtidos no Posto Pluviométrico da Estação Meteorológica da ESALQ).....	35
Figura 16 - Variação longitudinal dos parâmetros físicos e químicos da água ao longo do Ribeirão Guamium, nas épocas seca e chuvosa	36
Figura 17 - Variação do Índice de Habitat ao longo do Ribeirão Guamium, SP, nas épocas seca e chuvosa	39
Figura 18 - Proporção por ordem taxonômica das espécies capturadas no Ribeirão Guamium, SP.....	40

Figura 19- Proporção das espécies (%) por família no Ribeirão Guadium, SP.....	40
Figura 20- Abundância numérica (%) (A) e biomassa total (%) (B) de indivíduos coletados no Ribeirão Guadium, agrupados por ordem taxonômica.....	41
Figura 21- Curva de importância de espécies dos períodos seco, chuvoso e total, para o Ribeirão Guadium, SP.....	46
Figura 22- Valores totais (período seco e chuvoso) de abundância, biomassa, densidade, riqueza, diversidade de Shannon, diversidade β_2 , equitabilidade e dominância nas diferentes estações de coleta do Ribeirão Guadium, SP.....	47
Figura 23- Dendrograma de similaridade faunística entre as dez estações de coleta com dados de presença/ausência das espécies, utilizando o coeficiente de Jaccard e a média de grupo, na época seca (A) e chuvosa (B).....	48
Figura 24- Diagrama de ordenação representando os dois primeiros eixos da Análise Canônica de Correspondência para o Ribeirão Guadium, SP, apresentando as estações de coleta na época seca e chuvosa, os descritores ambientais e as espécies.....	52
Figura 25- Variação espacial do Índice de Qualidade da Água, ao longo do Ribeirão Guadium, SP, na época seca e chuvosa.....	54
Figura 26- IIB das épocas seca, chuvosa e total, calculados para as diferentes estações de coleta do Ribeirão Guadium, SP.....	63
Figura 27- IQA médio e IIB médio com desvio padrão, e classes de integridade calculados para os diferentes pontos de coleta ao longo do Ribeirão Guadium, SP.....	64

RESUMO

O presente estudo procurou avaliar a estrutura da comunidade de peixes bem como o Índice de Integridade Biótica ao longo do eixo longitudinal do Ribeirão Guamium, um rio de aproximadamente 17,9km de comprimento, localizado em áreas de plantio de cana-de-açúcar bem como na área urbana do Município de Piracicaba, SP. Foram realizadas coletas no período seco (setembro/2005) e chuvoso (fevereiro/2006) em 10 pontos situados ao longo do gradiente longitudinal, utilizando-se um equipamento de pesca elétrica e avaliando-se diferentes parâmetros físicos e químicos da água. Ao longo do período de estudo foram registradas um total de 38 espécies, ocorrendo a predominância de *Astyanax altiparanae* na época seca e *Poecilia reticulata*, na chuvosa. Através da análise de agrupamento (“Cluster”), observou-se que a composição variou ao longo do rio, diferenciando os pontos iniciais do trecho médio e do ponto mais próximo à foz. As variações de abundância, biomassa, riqueza, diversidade, equitabilidade e dominância foram pouco acentuadas no trecho médio-superior, modificando-se nos trechos finais, sujeitos à maior carga orgânica, onde *A.altiparanae* e *P.reticulata* foram dominantes. Com a aplicação de um Modelo de Regressão Linear Múltipla, verificou-se que a amônia foi o descritor que melhor explicou as variações de biomassa, enquanto que as variações na diversidade foram explicadas pela alcalinidade, amônia, ortofosfato, profundidade e vazão. Através de uma Análise Canônica de Correspondência verificou-se uma elevada correlação espécie-ambiente, indicando grupos de espécies associados aos locais com características físicas e químicas distintas, o que pode ser atribuído a diferenças estruturais do habitat, bem como às modificações na qualidade da água ao longo do rio. A avaliação da Integridade Biótica nos diferentes trechos do Ribeirão Guamium, realizada através da adaptação do Índice de Integridade Biótica (IIB), revelou diferentes graus de comprometimento do habitat aquático, indicando valores mais baixos nos trechos inferiores, que foram classificados como *Fortemente Impactados*, refletindo a maior degradação dos pontos sujeitos a uma maior carga orgânica. Comparando-se os dados do IIB médio com um Índice de Qualidade de Água (IQA) médio adaptado para este estudo, verificou-se uma tendência de variação semelhante entre os diferentes pontos, o que parece indicar o reflexo da qualidade da água sobre a estrutura da ictiofauna. Todavia os valores do IQA na época chuvosa não foram compatíveis com os menores valores do IIB nesta época, o que sugere que outros fatores ambientais não mensurados neste estudo possam estar influenciando a estrutura da comunidade neste período. Os resultados indicaram a necessidade de implementação de programas de conservação e monitoramento deste rio e de outros em condições semelhantes na Bacia do Piracicaba, para o qual a utilização do IIB aqui desenvolvido pode ser considerado como um instrumento eficiente, de baixo custo e de fácil aplicação.

Palavras chave: Peixes, área urbana, gradiente longitudinal, estrutura da comunidade, Integridade biótica, bacia do Piracicaba.

ABSTRACT

This study evaluated the fish community structure and the Index of Biotic Integrity along the longitudinal axis of Guamium Stream, an approximately 17,9km long stream located in sugar-cane and urban areas of the City of Piracicaba, Brazil. The samples were collected at the dry (September/2005) and rainy season (February/2006) on 10 points located along the longitudinal gradient, using an electrofishing equipment and evaluating several physical and chemical water parameters. Over the study period a total of 38 species was recorded, with the predominance of *Astyanax altiparanae* during the dry season and *Poecilia reticulata* in the rainy season. The cluster analysis showed that fish composition varied along the stream, differentiating the upper and medium stretches from those closest to the mouth. Variations in abundance, biomass, richness, diversity, equitability and dominance were not marked at the upper and medium sites, changing in the final stretch, subject to the highest organic load, where *A.altiparanae* and *P.reticulata* were dominant. A Multiple Linear Regression Model applied to the data showed that ammonia was the descriptor that best explained the variations of biomass, while the variations in diversity were explained by alkalinity, ammonia, orthophosphate, depth and flow. Through a Canonic Correspondence Analysis, a high correlation species-environment was observed, indicating groups of species associated with sites with different physical and chemical characteristics, which can be attributed to structural differences in habitat, as well as to changes in water quality along the stream. The evaluation of Biotic Integrity in different sites of Guamium Stream obtained through the adaptation of the Index of Biotic Integrity (IBI), revealed different degrees of commitment of the aquatic habitat, indicating lower values at the sites located closest to the mouth, which were classified as *Strongly Impacted*, reflecting the degradation of this area, subject to greater organic load. Comparing the data of the average IBI with an average Water Quality Index (WQI) adapted for this study, there was a similar trend of variation between different points, which seems to indicate a reflection of the quality of water on the structure of the fish fauna. However the values of the WQI in the rainy season were not compatible with the lower values of the IBI at this season, suggesting that other environmental factors not measured in this study may be influencing the community structure in this period. The results indicated the need to implement programs for the conservation and monitoring of this stream and others in similar conditions in the Piracicaba River Basin, for which the use of IBI developed here, can be considered as an efficient, low-cost and easy to implement tool.

Key words: Fishes, urban area, longitudinal gradient, community structure, Biotic Integrity, Piracicaba River basin.

1. INTRODUÇÃO

No planeta, atualmente, são conhecidas 13.000 espécies de peixes de água doce, sendo que a grande maioria está localizada na região neotropical. No mais recente levantamento de espécies de peixes desta região, REIS *et al.* (2003) registraram a ocorrência de 4.475 espécies válidas e 1.550 espécies ainda não descritas, totalizando 6.025 espécies de peixes neotropicais.

Somente no Brasil, registra-se a ocorrência de 2.587 espécies de peixes que ocorrem exclusivamente em ambientes de água doce, sendo que deste total, 2.481 espécies foram descritas e 106 espécies ainda estão em fase de descrição (BUCKUP *et al.*, 2007).

Segundo CASTRO e MENEZES (1998), o Estado de São Paulo abriga 30% das espécies conhecidas do país, das quais aproximadamente 35% (261 espécies) são pertencentes a ambientes de água doce, sendo estas ainda relativamente pouco conhecidas quando comparadas aos peixes marinhos. Estes autores afirmam ainda que o conhecimento taxonômico de espécies pertencentes aos maiores grupos é muito confuso e incipiente, bem como o conhecimento relativo à biologia e ecologia das espécies, sobretudo aquelas de riachos.

Dentre as espécies dulcícolas, a ictiofauna de ambientes de riachos e cabeceiras mantém o conjunto de espécies menos conhecida e mais ameaçada, devendo receber prioridade quanto à exploração, especialmente no sudeste do Brasil (MENEZES *et al.*, 1990), visto que estes ambientes possuem pequenas proporções, um elevado grau de endemismo entre as espécies de pequeno porte, e são rapidamente atingidos pelas alterações ambientais provocadas pelas atividades antrópicas.

Rios e riachos são caracterizados por um fluxo de água contínuo e unidirecional (SCHÄFER, 1985), sendo sistemas abertos que participam de todos os processos ecológicos que ocorrem nas bacias hidrográficas, com uma dinâmica que apresenta variações ao longo do eixo longitudinal (cabeceira-foz),

lateral (canal principal – margens), vertical e temporal (WARD e STANFORD, 1989).

A variação longitudinal na comunidade de peixes, que ocorre da cabeceira à foz, é um fenômeno comum e os modelos conceituais que explicam os mecanismos dessa variação são baseados no estudo de rios da região de clima temperado (MATTHEWS, 1998). Tais modelos sugerem que as mudanças estruturais e físico-químicas do habitat ao longo do eixo longitudinal de um rio influenciam a distribuição dos peixes.

Diversos trabalhos têm focado a questão da variação longitudinal de espécies de peixes, enfatizando que mudanças na composição e riqueza ocorrem da cabeceira à foz, em decorrência de um aumento gradual na diversidade do habitat (GORMAN e KARR, 1978, REYES-GAVILÁN *et al.*, 1996) e das alterações físicas e químicas da água (VANNOTE *et al.*, 1980).

No Brasil, alguns trabalhos têm estudado estes padrões de distribuição, podendo citar-se a influência de fatores abióticos sobre a comunidade de peixes (BARRETO e UIEDA, 1998; ABES e AGOSTINHO, 2001), as variações espaço-temporais na estrutura, biomassa e taxas de produção (MAZZONI e LOBÓN-CERVIÁ, 2000), os processos de adição e substituição de espécies (CUNICO *et al.*, 2006; PETRY e SCHULZ, 2006), a correlação do aumento da riqueza com diversos fatores ambientais tais como complexidade do habitat (PENCZAK *et al.*, 1994; PINTO-LÔBO, 2006) e volume (GARUTTI, 1988).

A poluição proveniente de efluentes domésticos, agrícolas e industriais tem sido um dos maiores fatores causadores do declínio de muitas espécies de peixes, podendo eliminar as espécies presentes, ou destruir seletivamente as mais sensíveis, de tal forma que algumas espécies são favorecidas em detrimento de outras (REASH e BERRA, 1987). Neste sentido, a influência do uso do solo sobre a ictiofauna pode ser considerável, devido a problemas de assoreamento, acidificação e perda da vegetação ripária (MAITLAND, 1995). Além disto, o processo de urbanização tem se tornado uma forma crescente de uso do solo, representando juntamente com a agricultura uma das maiores

ameaças a riachos (PAUL e MEYER, 2001). Segundo estes autores, embora a área urbana ocupada globalmente seja menor do que a área agrícola, os seus efeitos são desproporcionalmente maiores sobre a biota quando comparados à agricultura.

Todavia, poucas informações ainda existem sobre a resposta de peixes à urbanização crescente, tendo sido sugerida uma relação entre a porcentagem de uso do solo e a perda de espécies e determinados grupos funcionais (PAUL e MEYER, 2001).

Embora diversos estudos verifiquem as associações entre as variáveis ambientais e as comunidades de peixes, poucos têm abordado a questão do impacto causado por distúrbios antropogênicos, os quais tornam-se visíveis nos níveis de comunidades, populações e indivíduos (BOZZETTI, 2002; BOZZETTI e SCHULZ, 2004).

Dentre os estudos que relacionam os efeitos de atividades antrópicas sobre a ictiofauna de rios no Brasil, podemos citar os efeitos do assoreamento (CASATTI, 2004), a relação entre o uso do solo e a estrutura da comunidade (GERHARD, 2005; FERREIRA e CASATTI, 2006; PINTO-LÔBO, 2006), e a influência de processos crescentes de urbanização (BARRELA e PETRERE JR., 2003; CETRA e PETRERE JR., 2006; CUNICO *et al.*, 2006). Todavia, muitas informações neste sentido ainda são necessárias, principalmente quando se considera que a área agropecuária do Estado de São Paulo ocupa 76,2% e a área urbana 11,3%, enquanto que apenas 12,5% são preservados com vegetação nativa (GONÇALVES e CASTANHO-FILHO, 2006). Mais especificamente em relação à cultura de cana, esta representa 20,1% da área plantada no Estado, ocupando 45,4% da Bacia do Piracicaba, enquanto que a área urbana ocupa 5,6% (BARRETO *et al.*, 2005).

Atividades antrópicas têm exercido uma influência negativa sobre os peixes de água doce em ambientes lóticos, incluindo pequenos córregos e rios de maior porte (ARAÚJO, 1998; TERRA, 2004). Alguns destes efeitos negativos podem ser relacionados à poluição, enquanto que outros estão

associados a alterações físicas dos ecossistemas aquáticos, tais como a mudança na hidrologia da bacia, modificações do habitat e alterações das fontes de energia (KARR, 1981). Estas modificações interferem na qualidade dos corpos da água, dificultando a manutenção da integridade desses ecossistemas e a sustentabilidade de suas comunidades (KARR e SCHLOSSER, 1978; KARR e DUDLEY, 1981; ALLAN e FLECKER, 1993; KARR, 1999).

A qualidade de ambientes lóticos, especialmente no Brasil, têm sido verificada principalmente através de análises químicas e físicas da água (BOZZETTI e SCHULZ, 2004; TERRA, 2004). No entanto, essas análises registram apenas as condições no instante em que são coletadas, apresentando uma deficiência na detecção de substâncias poluidoras ao longo do tempo, podendo resultar em conclusões equivocadas, pois este conjunto de dados é insuficiente para identificar as reais condições de tais ambientes (KARR, 1993; WICHERT e RAPPORT, 1998).

A atual tendência de monitoramento de ambientes lóticos têm sido utilizar parâmetros bióticos, aliado à análises químicas e físicas da água para avaliação da qualidade dos ecossistemas (BOZZETTI, 2002). Para tanto, foram criadas ferramentas tais como o Índice de Integridade Biótica (KARR, 1981), que utiliza elementos da biota aquática como indicadores ambientais, incluindo peixes (KARR, 1981) e macroinvertebrados (CALLISTO *et al.*, 2001). Este índice avalia a condição de riachos e sua bacia de drenagem, refletindo as interações solo-água, qualidade física do habitat, regime hidrológico, *inputs* de energia, interações biológicas e qualidade da água (KARR *et al.*, 1986). Este índice constitui-se em um importante instrumento para avaliação das condições ambientais de riachos, visto que sua aplicabilidade e comprovada eficiência resultou em sua inclusão nos Protocolos de Biomonitoramento Rápido (RBP's) da Agência de Proteção Ambiental Norte Americana (Environmental Protection Agency-US) (PLAFKIN *et al.*, 1989; BARBOUR *et al.*, 1999).

Diversas vantagens têm sido citadas na utilização de peixes como indicadores da integridade biológica: eles integram os efeitos da degradação da

bacia de drenagem; estão presentes em diversos tipos de ambientes aquáticos, dos mais efêmeros aos mais poluídos; as comunidades incluem uma amplitude de espécies que representam uma variedade de níveis tróficos, e considerações sobre a condição da ictiofauna são de fácil compreensão pelo público em geral (FAUSCH *et al.*, 1984).

PLAFKIN *et al.* (1989) também cita como vantagens o fato de que peixes podem ser bons indicadores de longo prazo, pelo fato de viverem por vários anos e apresentarem grande mobilidade. Segundo estes autores, a composição relativa de uma comunidade de peixes é um indicador sensível dos estresses diretos e indiretos ao qual o ecossistema aquático está sujeito, visto que a biota aquática é capaz de responder a uma série de distúrbios, podendo efetivamente sintetizar a história recente das condições ambientais em um rio (ROSENBERG e RESH, 1993).

O Índice de Integridade Biótica (IIB) (KARR, 1981), foi originalmente desenvolvido para avaliação da integridade da ictiofauna de pequenos riachos de clima temperado do centro-oeste dos Estados Unidos, sendo depois adaptado para outras regiões e riachos de clima tropical na Namíbia (HOCUTT *et al.*, 1994), no México (LYONS *et al.*, 1995), no oeste da África (HUGHENY *et al.* 1996; TOHAM e TEUGELS, 1999), na Índia (GANASAN e HUGHES, 1998), na África do Sul (KLEYNHANS *et al.*, 1999) e na Nova Zelândia (JOY e DEATH, 2004).

No Brasil, os estudos utilizando índices multimétricos para avaliação da qualidade de água têm sido intensificados nos últimos anos. ARAÚJO (1998) desenvolveu um estudo para adaptação do IIB no Rio Paraíba do Sul, RJ, utilizando como referência dados históricos. BASTOS e ABILHOA (2004) avaliaram a viabilidade de aplicação do IIB em quatro riachos urbanos na bacia do Rio Belém, Curitiba, PR. BOZZETTI e SCHULZ (2004) adaptaram o IIB da comunidade de peixes para riachos de clima subtropical, em Santo Antônio da Patrulha, RS, utilizando uma condição de referência empírica. MARCIANO *et al.* (2004) avaliaram através do IIB, sete tributários do Rio Sorocaba, São Paulo, utilizando seis áreas como referência, a partir de dados da literatura.

TERRA (2004), adaptou o IIB para avaliação da qualidade ambiental de dois rios do município de Bonito, região sudoeste do Estado de Mato Grosso do Sul, utilizando como referência, rios da mesma região considerados em bom estado de conservação. FERREIRA e CASATTI (2006), através da adaptação do IIB, avaliaram a qualidade do Córrego Água Limpa, no município de Monte Aprazível região noroeste do Estado de São Paulo, utilizando como referência, trechos de riachos do Parque Estadual Morro do Diabo - SP, e uma combinação de informações publicadas, dados de coleção científica e experiência de campo dos autores.

Para o cálculo do Índice de Integridade Biótica, a graduação do nível do impacto é realizada em comparação com um trecho referencial, que é definido como aquele que apresenta a integridade da ictiofauna mais próxima da original, com o mínimo de impacto de origem antrópica possível (HUGHES, 1995). O IIB originalmente proposto por KARR *et al.* (1986), inclui 12 parâmetros de avaliação da ictiofauna (Tabela 1).

Para cada um desses 12 parâmetros é atribuída uma nota igual a 1 (reflete o maior impacto), 3 (reflete impacto moderado) ou 5 (reflete menor ou nenhum impacto), dependendo da classificação nos critérios de pontuação. As notas atribuídas a cada um desses 12 parâmetros são somadas, resultando em

Tabela 1. Medidas para o cálculo do IIB proposto por KARR *et al.* (1986) com resposta a degradação do ecossistema aquático.

Medidas	Resposta
01- Número total de espécies de peixes	diminui
02- Número de espécies bentônicas	diminui
03- Número de espécies na coluna d'água	diminui
04- Número de espécies de vida longa	diminui
05- Número de espécies intolerantes	diminui
06- Porcentagem de indivíduos tolerantes	aumenta
07- Porcentagem de indivíduos onívoros	aumenta
08- Porcentagem de indivíduos piscívoros	diminui
09- Porcentagem de indivíduos insetívoros	diminui
10- Número de indivíduos	diminui
11- Porcentagem de indivíduos híbridos	aumenta
12- Porcentagem de indivíduos com doenças ou anomalias	aumenta

um índice que varia entre 12 e 60 pontos. Este índice obtido, é verificado em uma tabela que estabelece a classe de integridade da comunidade, como: Excelente, Boa, Regular, Pobre ou Muito Pobre (Tabela 2).

Tabela 2. Interpretação dos escores do Índice de Integridade Biótica proposto por KARR *et al.* (1986).

IBI	Classe	Características
58-60	Excelente	Comparável às melhores condições (naturais), sem influência antrópica.
48-52	Boa	Riqueza de espécies reduzida, devido à perda de espécies intolerantes e presença de espécies sensíveis.
40-44	Regular	Redução de espécies intolerantes, espécies sensíveis ausentes e estrutura trófica alterada.
28-34	Pobre	Dominada por espécies onívoras e tolerantes, carnívoros e muitas espécies ausentes ou raras.
12-22	Muito Pobre	Poucos indivíduos e espécies presentes, dominado por espécies tolerantes e muitos peixes doentes ou com anomalias

As adaptações do IIB podem requerer modificações de certos parâmetros devido às diferenças ecorregionais, baseados principalmente, na composição, estrutura e organização funcional da comunidade de peixes, que geralmente incorporam métricas múltiplas de riqueza de espécies, composição trófica, função reprodutiva, abundância e de condição dos peixes (FAUSCH *et al.*, 1990). No entanto, deve-se manter o princípio básico deste método de monitoramento (BOZZETTI e SCHULZ, 2004; JOY e DEATH, 2004; TERRA, 2004), de utilizar atributos da comunidade aquática para detectar alterações nas condições da qualidade da água dos ambientes (KARR, 1981).

Outra questão é a escolha da condição de referência, que deve apresentar a integridade da ictiofauna mais próxima da original. Na literatura o procedimento mais comum tem sido utilizar, em escala regional, locais de “distúrbio mínimo” (TEJERINA-GARRO *et al.*, 2005), havendo ainda outras possibilidades, como a abordagem “sítio-específico” (HUGHES, 1995), que

considera em uma escala menor, as características de cada trecho, para compor a condição referencial.

Como ambientes totalmente naturais praticamente não existem mais em regiões industrializadas, a composição referencial pode ser adaptada com a formulação de novas propostas, conforme sugerido por KARR *et al.* (1986) e utilizado por GANASAN e HUGHES (1998), PINTO *et al.* (2006) e BOZZETTI e SCHULZ (2004). Neste caso, são criadas condições de referência empíricas, que utilizam os melhores valores encontrados em uma dada área como referência.

Considerando-se que os processos que influenciam a distribuição da ictiofauna em regiões sujeitas a diferentes impactos antrópicos ainda são pouco conhecidos, estudos que visem avaliar o padrão de distribuição e a estrutura da ictiofauna de rios se fazem necessários.

Além disto, a identificação de parâmetros da comunidade indicadores de degradação ambiental em uma região canavieira e urbana como é o caso do Ribeirão Guamium, poderá auxiliar na criação de propostas de gerenciamento e monitoramento de rios em condições semelhantes, contribuindo para elaboração de planos que visem a manutenção de boas condições dos rios desta bacia.

1.1. Objetivos

- Avaliar o padrão de distribuição longitudinal e a estrutura da comunidade de peixes do Ribeirão Guamium em dois períodos do ano, correlacionando-os às diferentes variáveis ambientais.
- Avaliar a integridade biológica do rio nos trechos amostrados, através da adaptação do Índice de Integridade Biótica (IIB).

- Indicar os níveis de degradação do ambiente em questão, identificando as possíveis causas dos impactos, avaliando o IIB como ferramenta de biomonitoramento de riachos da Bacia do Rio Piracicaba.

1.2. Área de Estudo

A bacia do Rio Piracicaba ocupa uma área aproximada de 12.400 km², estando localizada predominantemente no Estado de São Paulo. O Rio Piracicaba é formado pela confluência de dois tributários principais, o Rio Jaguari e o Rio Atibaia, desaguando no reservatório de Barra Bonita conforme indica a Figura 1.

A bacia pode ser caracterizada topograficamente em três regiões distintas, sendo a porção leste a de maiores elevações e vastas áreas de florestas, áreas de cultivo de cana e silvicultura. A porção oeste é formada por terrenos de menor declividade onde predomina a cultura de cana e regiões de pasto, e a região central, de elevação moderada, onde além da cultura de cana, ocorrem diversas indústrias e centros urbanos de alta densidade populacional (FILOSO *et al.*, 2003).

Segundo BARRETO *et al.* (2005), o Rio Piracicaba apresenta médio porte e está situado em região sub-tropical, constituindo modelo de bacia desenvolvida, com problemas ambientais típicos de áreas impactadas pela ação antrópica. A classificação climática da região, segundo Köppen é Cwah, ou seja, tropical úmido com chuvas de verão, e seco no inverno. No mês mais seco a precipitação total é de 26 mm, chegando a 217 mm no mês mais chuvoso, quando a temperatura média atinge 24,6°C (ASSIS *et al.*, 2004).

O presente estudo foi desenvolvido no Ribeirão do Guamium, uma das 8 microbacias pertencentes à bacia do Rio Piracicaba, localizada predominantemente no Estado de São Paulo, sudeste do Brasil (Figura 1 e 2).

O Ribeirão Guamium, afluente pela margem direita do Rio Piracicaba, drena uma área de 7.000 ha e possui aproximadamente 17,9 Km de extensão,

totalmente inseridos no município de Piracicaba (Figura 2). Possui quatro represamentos ao longo de seu curso, atravessando uma região de grande perturbação antrópica com predominância de cultivo de cana-de-açúcar, e uma área urbanizada com influência de diversas indústrias no seu terço final. Parte da bacia hidrográfica já se encontra urbanizada, sendo classificada como de recuperação emergencial (BARRETO *et al.*, 2005). Neste caso, o impacto sobre os recursos florestais é geralmente grande, existindo poucas áreas de Reserva Legal, sendo que as Áreas de Proteção Permanente (APP) são ocupadas na sua maioria com cana-de-açúcar e com a própria urbanização (BARRETO *et al.*, 2005). Em função do predomínio desta cultura, contaminações com os herbicidas Ametrazina e Atrazina já foram detectadas na água e em peixes (MARDEGAM *et al.*, 2005; RODRIGUEZ *et al.*, 2005).

A Figura 3 mostra alguns detalhes da microbacia do Ribeirão Guamium, apresentando uma vista aérea da região (A), mapa de uso do solo (B). Na Figura 4, é apresentado o potencial de regeneração de Áreas de Proteção Permanente (APP) (A) e o tipo de solos predominantes desta microbacia (B).

Segundo informações obtidas junto à Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental de São Paulo (CETESB), existem 10 indústrias ao longo do rio, representadas por fundições, metalúrgicas, indústria de cerâmica, siderúrgicas, indústria de embalagens de papelão e usina de produção de aguardente e álcool. Em termos de uso do solo, predomina a cana-de-açúcar (78%), seguida por floresta exótica e área urbana (7%), floresta remanescente (5%) e pasto (3%), não existindo áreas em regeneração (BARRETO *et al.*, 2005).

Para fins de desenvolvimento do Índice de Integridade Biótica, um segundo rio da mesma ecorregião, com ictiofauna ainda preservada e com o mínimo de impacto antrópico possível foi selecionado para compor o cenário referência. Foi escolhido o Ribeirão Araquá (Figura 1), que nasce no Município de Charqueada, atravessando as cidades de São Pedro e Águas de São Pedro, até desaguar no Rio Piracicaba, próximo à represa de Barra Bonita.

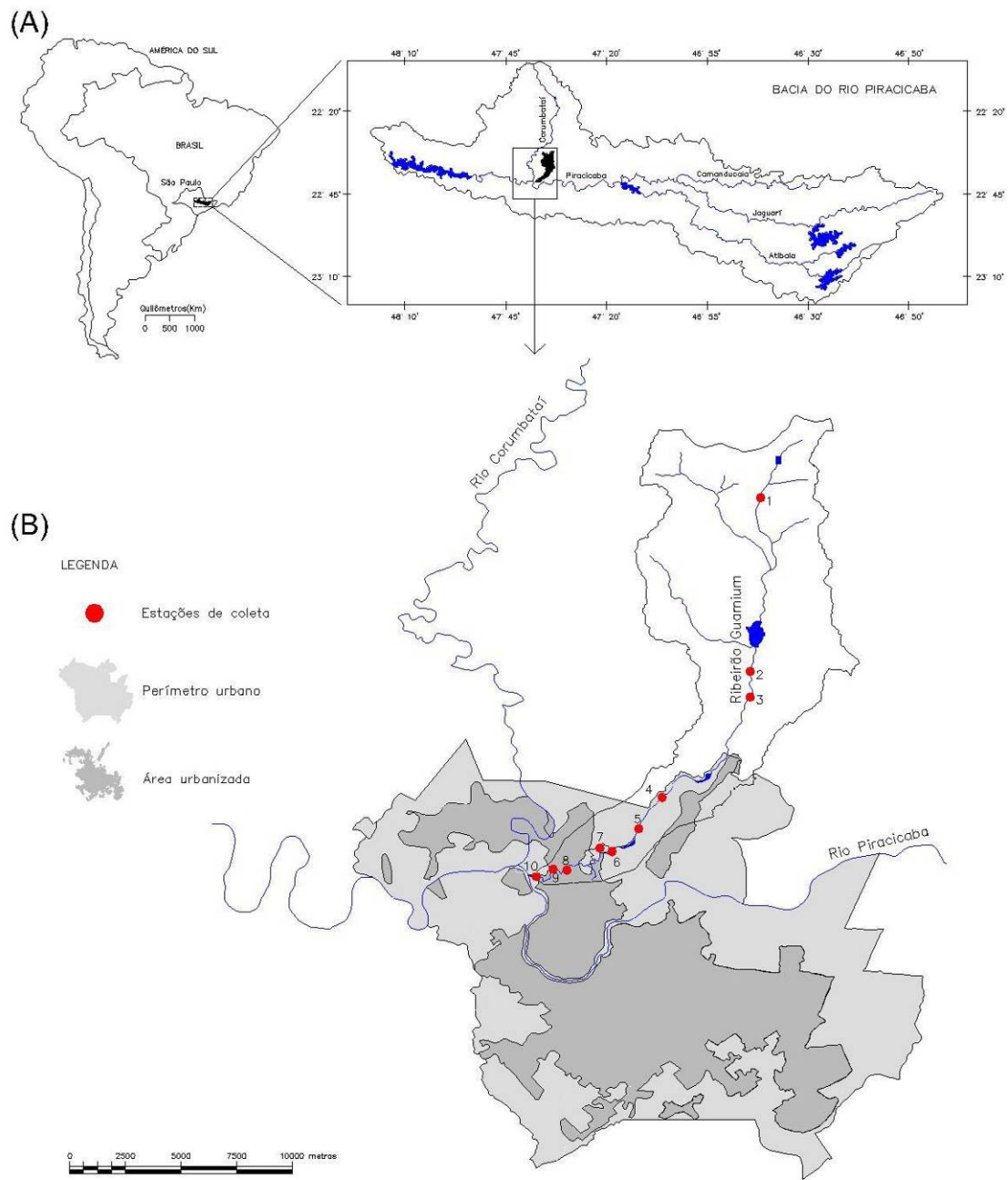


Figura 2. Localização da área de estudo na Bacia do Piracicaba e no Estado de São Paulo (A), e trechos estudados ao longo do eixo longitudinal do Ribeirão Guamium (B), indicando sua inserção no perímetro urbano do Município de Piracicaba. Adaptado de BARRETO *et al.* (2005).

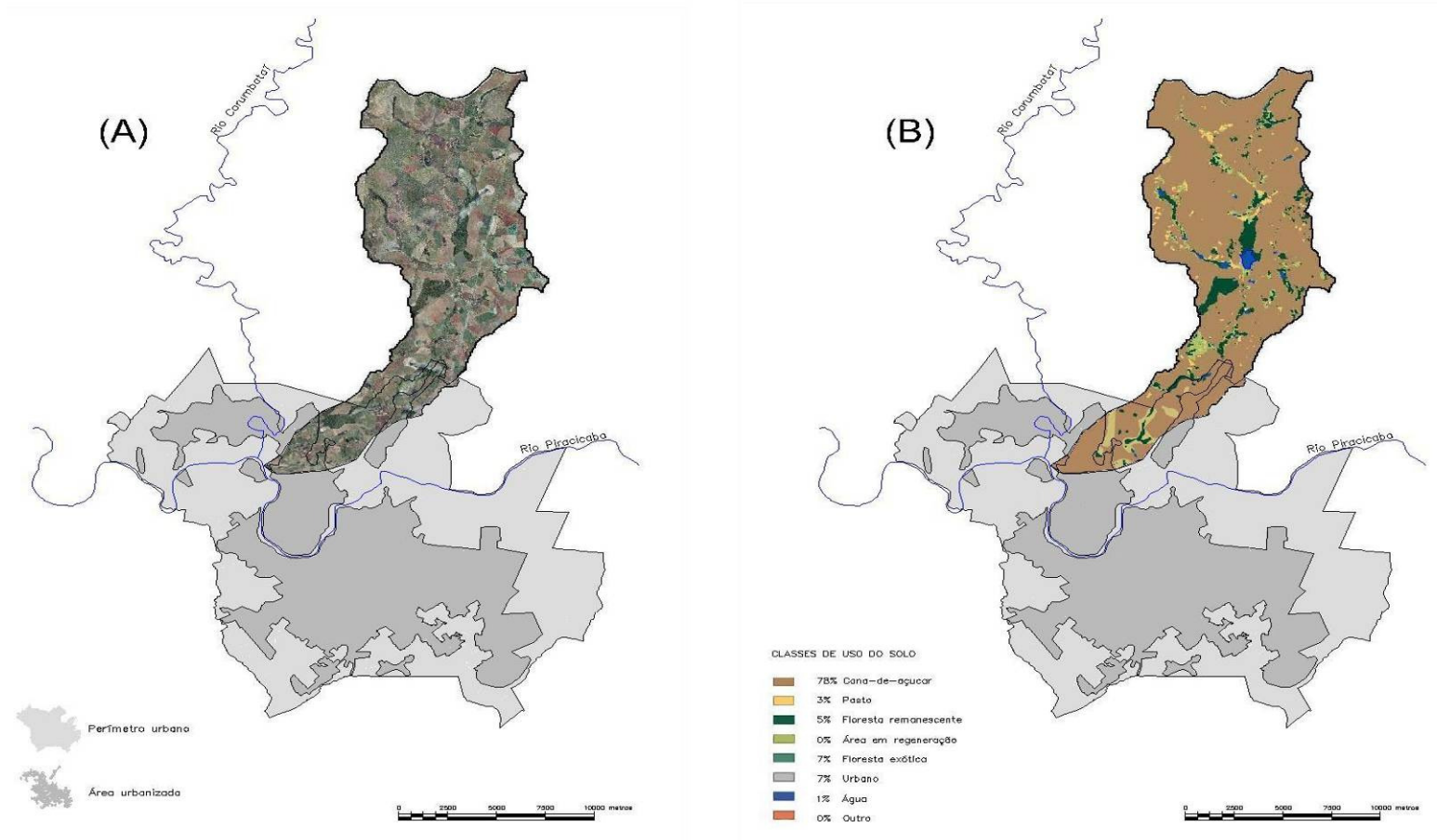


Figura 3. Vista aérea da região (A) e mapa de uso do solo (B) da microbacia do Ribeirão Guamium, SP. Adaptado de BARRETO *et al.* (2005).

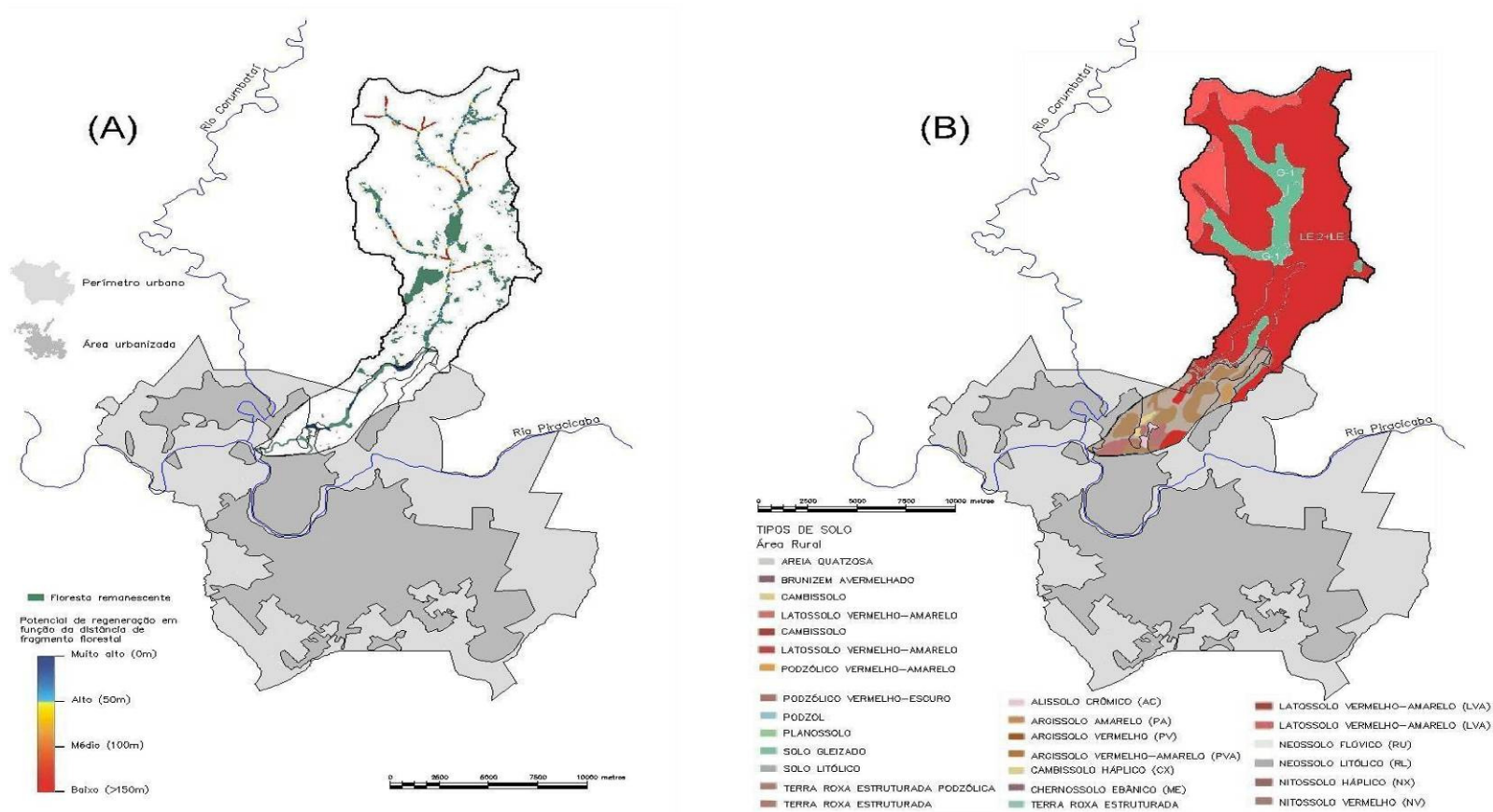


Figura 4. Potencial de regeneração de Áreas de Proteção Permanente (APP) (A) e tipos de solos (B) na microbacia do Ribeirão Guamium, SP. Adaptado de BARRETO *et al.* (2005).

1.3. Caracterização das estações de coleta

Foram selecionadas 10 estações de coleta distribuídas ao longo do gradiente longitudinal do Ribeirão Guamium, compreendidas entre as coordenadas S 22° 33.973', W 47° 36.171' e S 22° 41.412', W 47° 40.383' (Tabela 3). A maior parte dos trechos foi classificada como sendo de 3ª ordem (estações 2 a 10), ocorrendo apenas um ponto de 2ª ordem (estação 1), de acordo com classificação de STRAHLER (1957). As Estações de 1 a 5 estão localizadas em região de cultivo de cana-de-açúcar com vegetação ripária arbustiva, onde predomina o gênero *Leucaena* sp. Manchas de eucalipto e pasto ocorrem sobretudo nas proximidades das Estações 3 e 5. As Estações 6 a 10 situam-se em área urbana sob influência de indústrias, residências e ocupações irregulares das áreas públicas, onde predomina o aporte de efluentes domésticos. A seguir são apresentadas características gerais de cada estação de coleta:

Tabela 3. Coordenadas geográficas, altitude e distância da nascente de cada estação de coleta no Ribeirão Guamium, SP.

Estações de coleta	Localização geográfica		Altitude (m)	Distância da Nascente (Km)
	Latitude	Longitude		
1	22° 33.973'S	47° 36.171'W	674	2,5
2	22° 37.416'S	47° 36.432'W	578	8,6
3	22° 37.934'S	47° 36.465'W	551	9,5
4	22° 39.914'S	47° 38.140'W	531	13,8
5	22° 40.485'S	47° 38.522'W	529	15,0
6	22° 40.949'S	47° 39.000'W	521	16,1
7	22° 40.943'S	47° 39.189'W	520	16,3
8	22° 41.262'S	47° 39.805'W	498	17,2
9	22° 41.281'S	47° 40.048'W	478	17,4
10	22° 41.412'S	47° 40.383'W	467	17,9

- Estação 1 (E1) – localiza-se no bairro de Tanquinho, uma área moderadamente urbanizada onde existe uma Estação de Tratamento de Esgoto (ETE-Tanquinho) a jusante da estação de coleta e um represamento à montante. A margem direita é composta por uma faixa de vegetação arbustiva de aproximadamente 10m e propriedades particulares. Na margem esquerda,

predominam gramíneas e nas imediações, plantações de milho e cana-de-açúcar. Neste trecho, as principais influências estão relacionadas ao desmatamento da vegetação ciliar e à agricultura.



Figura 5. Aspecto geral da estação de coleta 1 no Ribeirão Guamium.

- Estação 2 (E2) – localiza-se dentro de propriedade particular com presença de uma ponte e uma represa à montante. Em ambas as margens existe uma faixa de mata ciliar de aproximadamente 4m, composta de vegetação arbustiva e bambu, ocorrendo plantio de cana-de-açúcar nas imediações. Este trecho é pouco sinuoso e caracterizado pela degradação da mata ciliar e uso do solo para agricultura.



Figura 6. Aspecto geral da estação de coleta 2 no Ribeirão Guamium.

- Estação 3 (E3) – localizada dentro de uma propriedade particular, onde está instalada uma piscicultura. À jusante desta estação de coleta, localiza-se uma represa. Na margem esquerda do ribeirão, há uma extensa faixa de mata de eucalipto (reflorestamento) e na margem direita, presença de vegetação arbustiva que ocupa uma faixa de aproximadamente 3m, ocorrendo plantio de cana-de-açúcar nas imediações. Este trecho apresenta grande sinuosidade e suas principais fontes de impacto são a agricultura e um pequeno efluente proveniente da piscicultura.



Figura 7. Aspecto geral da estação de coleta 3 no Ribeirão Guamium.

- Estação 4 (E4) – localizada dentro do perímetro urbano do município de Piracicaba, ao lado de uma Estação de Tratamento de Esgoto (ETE-São Jorge). Neste local ocorre entrada de águas pluviais, e 50m à jusante, água tratada pela ETE. Em ambas as margens, verifica-se uma faixa de aproximadamente 2m de vegetação onde predomina vegetação arbustiva e pasto. Parte do solo é descoberto, apresentando sinais de erosão. Os principais impactos observados neste trecho são o desmatamento e o uso do solo para cultivo de cana-de-açúcar. Diversas indústrias estão localizadas a montante e a jusante desta estação de coleta.



Figura 8. Aspecto geral da estação de coleta 4 no Ribeirão Guamium.

● Estação 5 (E5) – localiza-se dentro do perímetro urbano de Piracicaba, na fazenda da Agência Paulista de Tecnologia dos Agronegócios (APTA). Caracteriza-se pela presença de vegetação arbustiva junto às margens, e extensa área de pastagem e plantação de cana-de-açúcar nas imediações. À montante, são encontradas árvores de grande porte, sendo que à jusante, localiza-se a represa da fazenda. Neste trecho, o desmatamento e a agricultura (cana-de-açúcar) foram as principais modificações observadas.



Figura 9. Aspecto geral da estação de coleta 5 no Ribeirão Guamium.

- Estação 6 (E6) – localiza-se dentro do perímetro urbano, na fazenda da APTA, à jusante da represa. Apresenta vegetação em ambas as margens, com presença de mata secundária, que ocupa uma faixa de aproximadamente 2m. Nas imediações, há plantação de hortaliças, habitações e um curral. Neste local, forma-se um pequeno lago que é utilizado para lazer por moradores locais. A principal fonte poluidora neste trecho provém de lançamento bruto de esgoto doméstico, originado na colônia da fazenda.



Figura 10. Aspecto geral da estação de coleta 6 no Ribeirão Guamium.

- Estação 7 (E7) – localiza-se na área urbanizada do município de Piracicaba, à jusante da Fazenda da APTA. Na margem esquerda há presença de árvores, vegetação arbustiva e capim, que ocupam uma faixa de aproximadamente 2m. Em alguns trechos desta estação existe um alto potencial erosivo causado pela ausência de vegetação. A principal fonte poluidora provém do despejo de esgoto doméstico das habitações.



Figura 11. Aspecto geral da estação de coleta 7 no Ribeirão Guamium.

- Estação 8 (E8) – localiza-se na área urbanizada próximo às ocupações irregulares (favela). A vegetação em ambas as margens (reflorestamento) é composta de árvores de médio porte e arbustos. As principais fontes de impacto são o despejo de esgoto doméstico e a entrada de águas pluviais.



Figura 12. Aspecto geral da estação de coleta 8 no Ribeirão Guamium.

- Estação 9 (E9) – localizada na área urbanizada, apresenta grande semelhança com a estação 8, com árvores de médio porte e arbustos, diferenciando-se pela presença de vegetação próxima às margens. As

principais fontes poluidoras observadas foram o despejo de esgoto doméstico e a entrada de águas pluviais.



Figura 13. Aspecto geral da estação de coleta 9 no Ribeirão Guamium.

- Estação 10 (E10) – localiza-se na área urbanizada de Piracicaba, próximo à foz. Esta estação apresenta vegetação arbustiva em ambas as margens, com poucas árvores de grande porte (eucalipto). No entorno, há uma área de pasto e uma indústria, e a montante uma ponte com tubulação da empresa pública de saneamento do município. A principal fonte poluidora provém do despejo de esgoto bruto da rede pública.



Figura 14. Aspecto geral da estação de coleta 10 no Ribeirão Guamium.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Coleta de dados

As amostras de peixes, água e o registro das características do habitat foram obtidas nas épocas seca (Setembro/2005) e chuvosa (Fevereiro/2006), em 10 estações de coleta de 50m de comprimento cada, selecionadas ao longo do eixo longitudinal do Ribeirão Guamium, sendo que a cada campanha foram amostrados de dois a três pontos por dia. Para o Ribeirão Araquá foram selecionadas três estações de coleta ao longo do seu curso (alto, médio e baixo curso), com três seções consecutivas de 50m de comprimento em cada estação, perfazendo uma área de coleta comparável ao Ribeirão Guamium.

Um receptor GPS foi usado para georreferenciamento das diferentes estações, utilizando-se o *datum* Córrego Alegre para determinação das coordenadas e da altitude de cada estação de coleta.

Os dados meteorológicos foram obtidos na Estação Meteorológica da Escola Superior de Agronomia Luís de Queiroz (ESALQ), localizada a uma Latitude de 22° 42' 30" Sul e 47° 38' 00" Oeste, e a uma altitude de 546 metros.

2.2. Água

Em cada estação de coleta foram realizadas medidas das seguintes variáveis químicas e físicas da água, mensuradas através de uma multissonda Horiba modelo U-22: temperatura (°C), turbidez (NTU), oxigênio dissolvido (OD) (mg.L⁻¹), pH, condutividade elétrica (μS.cm⁻¹) e sólidos totais dissolvidos (STD) (mg.L⁻¹).

Além disto, amostras de água foram coletadas em cada estação para análise dos seguintes parâmetros:

- Demanda Bioquímica de Oxigênio-DBO (mg.L⁻¹) (APHA, 1989)
- Sólidos totais em suspensão-STS (mg.L⁻¹) (APHA, 1989)
- Amônia (mg.L⁻¹) (APHA, 1989)

- Ortofosfato (PO_4^{-3}) ($\mu\text{g.L}^{-1}$) (APHA, 1989)
- Clorofila-a ($\mu\text{g.L}^{-1}$) (APHA, 1989)
- Alcalinidade total (mg.L^{-1}) (APHA, 1989)
- Nitrato (mg.L^{-1}) (CETESB, 1978)
- Nitrito ($\mu\text{g.L}^{-1}$) (FEEMA, 1981)
- Nitrogênio total (mg.L^{-1}) (STRICKLAND e PARSONS, 1968)
- Fósforo total ($\mu\text{g.L}^{-1}$) (STRICKLAND e PARSONS, 1968)

Estas amostras foram acondicionadas em frascos de polipropileno e mantidas sob refrigeração, sendo posteriormente enviadas ao laboratório de Limnologia do Instituto de Pesca, SP, para análise.

2.3. Características ambientais das estações de coleta

Em cada estação de coleta foram realizadas as seguintes medidas:

- Comprimento do trecho amostrado (m)
- Largura (m)
- Profundidade (m)
- Área total (m^2)
- Velocidade da água (m.s^{-1}) - utilizou-se o método do flutuador (MARQUES e ARGENTO, 1988) que fornece uma estimativa da velocidade máxima da água superficial.
- Vazão ($\text{m}^3.\text{s}^{-1}$) - calculada através da fórmula, $Q = L \times A \times V$, onde Q = vazão, L = largura, A = profundidade e V = velocidade.
- Sombreamento (%) - estimado através da proporção de área sombreada de cada trecho.
- Proporção de poções e corredeiras (%)
- Proporção da vegetação ripária (%) - proporção da vegetação arbustiva e arbórea existente, considerando-se ambas as margens do ribeirão.
- Proporção de troncos e raízes (%) - depositados no leito do ribeirão.

- Estrutura do entorno - caracterização da utilização do uso do solo nas imediações das estações de coleta.
- Presença de canalização/represamentos
- Substrato predominante, categorizado em areia (<3mm), cascalho fino (\cong 3 a 49mm), cascalho grosso (\cong 50 a 149mm), matacão pequeno (\cong 150 a 300mm) e matacão grande (>300mm) (FROEHLICH, 2003).

2.4. Avaliação do habitat

A avaliação do habitat em cada estação de coleta foi realizada aplicando-se metodologia desenvolvida pela EPA (Environmental Protection Agency) norte americana, segundo BARBOUR *et al.* (1999). Esta metodologia considera 13 parâmetros relacionados com a condição do habitat, que são pontuados em uma escala que varia de zero a 20. Os escores individuais foram somados por estação de coleta, em uma escala que varia de 0 a 260 pontos. Para fins de apresentação, esta avaliação foi denominada de Índice de Habitat (Tabela 4).

Tabela 4. Variáveis utilizadas para avaliação ambiental, adaptada de BARBOUR *et al.* (1999).

Categorias	Descrição	Pontuação
01-Substrato	Verifica a proporção de troncos, pedras e estruturas novas.	0-20
02-Grau de fixação do substrato	Verifica a proporção de cascalho, seixos e pedregulhos.	0-20
03- Caracterização do substrato de poções	Avalia o tipo e condição de substrato de poções.	0-20
04-Combinação velocidade/profundidade	Verifica o regime de velocidade.	0-20
05- Variabilidade de tipos de poções	Atribui valores à mistura de tipos de poções encontrados em riachos, de acordo com a profundidade e tamanho.	0-20
06- Deposição de sedimento	Mede a quantidade de sedimento acumulado no leito do rio.	0-20
07- Condição do fluxo de água no canal	Representa o grau de preenchimento do canal com água.	0-20
08- Alterações do canal	Medida em larga escala da forma do canal do rio.	0-20
09- Frequência de corredeiras	Avalia a frequência de corredeiras ao longo do rio	0-20
10- Sinuosidade do canal	Avalia a quantidade de meandros e a sinuosidade do canal.	0-20
11- Estabilidade das margens	Avalia a estabilidade das margens.	0-20
12- Vegetação protetora das margens	Cobertura de vegetação, incluindo árvores, gramíneas	0-20
13- Largura da zona de vegetação ripária	Proporção de diferentes tipos vegetais no entorno.	0-20

2.5. Ictiofauna

Os peixes foram capturados com equipamento de pesca elétrica (gerador elétrico Honda EX 1000, 1000W , CA, <2.5 A), empregando-se a metodologia de três remoções sucessivas (ZIPPIN, 1958), com um esforço constante. Para a coleta, os operadores percorriam uma extensão de 50m no sentido jusante-montante, capturando os peixes que entravam no campo de ação da eletricidade. A seguir os exemplares foram colocados em sacos plásticos e acondicionados em gelo até a identificação e realização da biometria em laboratório. A identificação foi realizada com base em chaves de identificação de BRITSKI (1972) e BRITSKI *et al.* (1986) e por especialistas do Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, sendo exemplares testemunhos depositados na coleção de peixes do Museu do Instituto de Pesca.

2.6. Análise de Dados

2.6.1. Distribuição longitudinal e estrutura da comunidade de peixes

As seguintes análises foram aplicadas aos dados obtidos nas 10 estações de coleta, durante o período seco e chuvoso, utilizando-se o software BioDiversity Pro (McALEECE *et al.*, 1997), exceto para riqueza e diversidade beta.

- Riqueza de espécies - calculada de acordo com ODUM (1988), através da seguinte fórmula:

$$R = \frac{(S - 1)}{\log_2 N}$$

onde R= riqueza de espécies, S = número de espécies, N= número de indivíduos.

- Diversidade - obtida através do índice de Shannon-Wiener, calculado pela seguinte fórmula:

$$H' = -\sum p_i \cdot \log_{10} p_i$$

onde a soma de p_i é a proporção de indivíduos entre estas espécies e seu resultado dado em decits/indivíduo. Este índice assume que cada indivíduo é coletado aleatoriamente de uma população infinitamente maior e que todas as espécies estão representadas na amostra.

- Equitabilidade - calculada a partir do índice de Shannon, dada pela fórmula de KREBS (1989):

$$E = H'/H'_{\max}$$

onde, E= equitabilidade; H' = diversidade de Shannon

- Dominância de Simpson - calculada para cada estação de coleta e época do ano (seca e chuvosa). Este índice atribui maior importância às espécies comuns e é dado pela fórmula:

$$D = \sum \left[\frac{n_i(n_i - 1)}{N(N - 1)} \right]$$

onde, D= índice de Simpson; n_i = número de indivíduos da espécie i na amostra; N = número total de indivíduos.

- Índice de diversidade β_2 (HARRISON *et al.*, 1992) - calculado entre estações de coleta adjacentes com o objetivo de avaliar as alterações na composição de espécies ao longo do gradiente longitudinal do rio. A fórmula é descrita como:

$$\beta_2 = (\gamma \cdot \alpha_{\max}^{-1} - 1) \cdot (N - 1)^{-1}$$

onde γ = número total de espécies em ambas estações de amostragem, α_{\max} = é o número máximo de espécies encontrado em uma das estações de amostragem e N = número de estações de coleta. β_2 é

próximo a zero quando as estações adjacentes possuem as mesmas espécies, sendo que valores mais altos indicam um aumento do processo de substituição (PETRY e SCHULZ, 2006). As diferenças entre épocas do ano foram verificadas através do teste t-Student para variáveis independentes, com a utilização do programa STATISTICA (STATSOFT, 2001). Esta mesma análise foi também utilizada para testar as diferenças entre as duas épocas do ano para os seguintes parâmetros da ictiofauna: abundância, biomassa, densidade, riqueza, diversidade, equitabilidade, dominância e também para o Índice de Habitat.

- Análise de agrupamento – realizada uma análise de agrupamento hierárquico aglomerativo (“Cluster”) na matriz de presença das espécies nas diferentes estações de coleta, com a finalidade de agrupá-las de acordo com sua semelhança. Foi empregado o método de ligação UPGMA (SNEATH e SOKAL, 1973) e o coeficiente de Jaccard (MAGURRAN, 1991), dado pela fórmula:

$$Q = \frac{c}{(a + b - c).100}$$

onde Q= coeficiente de Jaccard; c= número de espécies comuns entre a e b; a= número de espécies coletadas no ponto a; b= número de espécies coletadas no ponto b.

Como forma de determinar quais descritores ambientais melhor explicaram as variações de abundância, biomassa, diversidade e riqueza utilizou-se uma análise de Regressão Linear Múltipla (NETER *et al.*, 1996), adotando-se o nível de significância de 5%, implementada através do programa computacional SPSS v11.5. Para esta análise foram considerados oito descritores ambientais (profundidade, vazão, amônia, alcalinidade, nitrito, ortofosfato, fósforo total e DBO), selecionados pelos resultados obtidos através de uma Análise de Componentes Principais (ACP).

A relação entre os descritores ambientais e a distribuição da ictiofauna foi determinada através de uma Análise de Correspondência Canônica (ACC), indicada como um dos métodos mais eficientes na análise de gradiente direto em comunidades (RODRÍGUEZ e LEWIS, 1997). De acordo com VALENTIN (2000), o grande número de valores nulos gerados por espécies raras é prejudicial para estabelecer associações biológicas, sendo uma das soluções para este problema a eliminação dessas espécies. Desta forma, estabeleceu-se que as espécies com menos de 0,25% de ocorrência na sua abundância total fossem eliminadas da análise. A estabilidade e significância da análise foram testadas através do teste de Monte Carlo após 999 permutações. As variáveis ambientais foram padronizadas a fim de reduzir sua dimensionalidade, e os dados da ictiofauna transformados em $\text{Log}(x+1)$. As análises multivariadas foram realizadas usando o Programa computacional, PC-Ord 3.2 5 (McCUNE e MEFFORD, 1997).

2.6.2. Avaliação da integridade biológica

Para o desenvolvimento e validação do Índice de Integridade Biótica (IIB), foram obtidas informações sobre a biologia das espécies e atributos da comunidade. Para verificar como o resultado obtido a partir deste índice correspondeu às estimativas ambientais baseadas em análises de qualidade da água, foi adaptado um Índice de Qualidade da Água para o Ribeirão Guamium, descrito a seguir.

2.6.2.1. Índice de Qualidade da Água – IQA

Para avaliar as diferenças na qualidade da água ao longo do Ribeirão Guamium foi aplicado o Índice de Qualidade de Água utilizado por HUED e BISTONI (2005) para a Bacia do Rio Suquía, Argentina, baseado em CONESA FDEZ-VITORA (1995). Diferentes variáveis físicas e químicas foram consideradas, incluindo temperatura, oxigênio dissolvido, pH, condutividade elétrica, sólidos totais dissolvidos, sólidos totais em suspensão, nitrito, nitrato, amônia, ortofosfato, turbidez e DBO.

A construção deste índice requer primeiramente uma normalização, onde cada parâmetro é transformado em uma escala de 0-100%, onde 100 representa a melhor qualidade. Para efetuar esta etapa, foi realizada uma adaptação da tabela de normalização proposta por PESCE e WUNDERLIN (2000) e CONESA FDEZ-VITORA (1995). A seguir foram aplicados pesos a cada variável, que refletem a importância de cada parâmetro como indicador de qualidade de água. O resultado obtido indica um valor que pode ser associado com uma porcentagem de qualidade, segundo a fórmula:

$$IQA = \frac{\sum (C_i \cdot P_i)}{\sum P_i}$$

onde C_i é o valor atribuído a cada parâmetro após a normalização; P_i – valor que varia entre 1 e 4, onde 4 representa o parâmetro que possui a maior importância para preservação da vida aquática.

Em relação às análises inicialmente realizadas, para o cálculo do índice não foram incluídas a Alcalinidade, o Nitrogênio Total e o Fósforo Total, pela ausência de valores para estes parâmetros na tabela de normalização.

2.6.2.2. Adaptação do IIB

2.6.2.2.1. Métricas candidatas

Informações ecológicas básicas para desenvolver o IIB para uma nova ecorregião incluem o conhecimento das espécies nativas e não nativas, sua posição na cadeia trófica e sua tolerância relativa à degradação ambiental (GANASAN e HUGHES, 1998). No presente estudo, estas características foram determinadas para cada espécie a partir de referências sobre a ictiofauna regional (LIMA-JUNIOR, 2004; GERHARD, 2005), bem como a partir do conhecimento prévio e informações da literatura (VAZZOLER *et al.* (1997); WINEMILLER, 1989; LOWE-McCONNELL, 1999; ALKINS-KOO, 2000; BOZZETTI, 2002; BOZZETTI e SCHULZ, 2004; BRAGA, 2004; BARRETO e ARANHA, 2005; PINTO-LÔBO, 2006; e observação direta). A seguir são

descritas algumas métricas comumente utilizadas (KARR *et al.*, 1986; GANASAN e HUGHES, 1998; HUED e BISTONI, 2005) bem como novas métricas aqui propostas, posteriormente testadas para incorporação no índice.

- *Riqueza, diversidade e abundância*: A riqueza, métrica sugerida por KARR (1981) é uma medida comumente utilizada, porém apresenta uma relação com o tamanho do trecho estudado (DAVIS e SCOTT, 2000). Como a área de coleta foi padronizada e relativamente semelhante entre trechos da mesma ordem, a métrica foi testada. A diversidade tem sido uma métrica utilizada em estudos de avaliação de integridade baseada em macroinvertebrados (SILVEIRA *et al.*, 2005), sendo sensível a modificações do habitat. A abundância, ou “número de indivíduos em uma amostra”, proposta por KARR *et al.* (1986), expressa em abundância por unidade de área também foi considerada como possível métrica.
- *Proporção de espécies tolerantes e espécies bentônicas que respiram ar atmosférico*: a presença de espécies tolerantes indica aquelas espécies que se adaptam a situações críticas, tolerando uma ampla variação na qualidade da água, sendo comumente encontradas em regiões com altos níveis de poluição. Utilizou-se como critério para tal classificação a metodologia adotada por HUED e BISTONI (2005) em que uma espécie pode ser considerada intolerante se sua abundância for drasticamente reduzida ou restrita a locais com melhor qualidade de água. *Espécies bentônicas que respiram ar atmosférico* demonstram a presença de espécies que toleram baixos níveis de oxigenação.
- *Número de espécies de vida longa (K estrategistas)*: A presença deste grupo indica a qualidade do habitat para a sua sobrevivência. A classificação baseou-se em VAZZOLER (1996), em que espécies de vida longa são aquelas que possuem cuidado parental desenvolvido e período reprodutivo prolongado. As informações foram obtidas a partir do estudo de WINEMILLER (1989) e VAZZOLER *et al.* (1997).

- *Espécies indicadoras, coluna d'água e siluriformes*: Como a riqueza ou proporção de determinadas espécies pode indicar alterações ambientais (KARR, 1981) foram testadas a abundância de *Poecilia reticulata*, *Astyanax altiparanae* e abundância de indivíduos da Família Characidae. Estas espécies aparentemente indicam condições de maior degradação (ORSI *et al.*, 2004; CUNICO *et al.*, 2006), sendo, portanto incluídas como possíveis métricas. Uma maior abundância de caracídeos nos pontos mais degradados, especialmente de *Serrapinnus notomelas* e *Astyanax fasciatus* sugeriu que um agrupamento destas espécies poderia diferenciar os diferentes pontos de coleta, resultando na métrica “Porcentagem de indivíduos da coluna d'água”. O número de espécies de siluriformes, grupo que pode ser sensível à degradação (FERREIRA, 2006) também foi considerado.
- *Grupos tróficos*: as categorias utilizadas foram insetívoro, onívoro, detritívoro-algívoro e carnívoro. A categoria detritívoro-algívoro consistiu em indivíduos com dieta composta em grande parte por algas, associadas a detrito e/ou sedimento, bem como pequena quantidade de insetos aquáticos; insetívoros – predominância de insetos aquáticos; onívoros – dieta composta por variedade de itens de origem animal e vegetal e carnívoros – dieta com predominância de peixes e invertebrados em menor proporção.

2.6.2.2.2. Seleção das métricas

No presente estudo, foram testadas duas abordagens de seleção de escolha dos locais de referência e das métricas mais apropriadas, a fim de verificar qual delas poderia se adaptar mais ao estudo em questão, diferenciando os pontos mais degradados dos menos degradados.

Para selecionar as possíveis métricas a serem utilizadas no IIB, primeiramente testamos o método empregado por BAPTISTA *et al.* (2007), que utilizou o grau de desvio interquartilico de gráficos Box-Plot conforme proposto

por BARBOUR *et al.* (1996), considerando como cenário-referência o ponto 2 do Ribeirão Araquá, escolhido por ser considerado o ponto menos impactado.

Foram comparadas as medianas e a amplitude interquartílica do local de referência e dos pontos de coleta do Ribeirão Guamium, e avaliados os graus de sobreposição destas variáveis, com diferentes escores de sensibilidade (1, 2, 3) sendo atribuídos de acordo com o grau de sobreposição dos desvios interquartílicos. As métricas escolhidas são consideradas sensíveis para utilização no IIB quando o escore obtido está acima de 2 (SILVEIRA *et al.*, 2005).

A partir dos resultados obtidos através deste teste, de um total de 23 métricas candidatas, foram selecionadas 13. A seguir foi aplicado o método proposto por BARBOUR *et al.* (1996), onde a partir da delimitação dos valores mínimos, 25%, 50%, 75% e máximo de cada métrica da condição de referência, foram atribuídos escores aos locais impactados. Estes escores são pontuados de acordo com o tipo de resposta da métrica ao distúrbio, com as melhores condições recebendo nota 5, as intermediárias nota 3 e as piores nota 1.

Calculados estes dados para o Ribeirão Guamium, verificamos que embora o índice tenha mostrado um padrão geral compatível com as características ambientais dos diferentes trechos estudados, a sensibilidade do índice não foi suficiente para discriminar principalmente os pontos que não se localizavam dentro das condições extremas, uma vez que através deste método de pontuação, muitos locais de coleta recebiam ou uma pontuação extremamente baixa ou extremamente alta.

Optou-se então pela utilização de um sistema de pontuação contínuo, conforme sugerido por GANASAN e HUGUES (1998), e utilizado por BOZZETTI e SCHULZ (2004). Neste caso, é considerada uma condição empírica, que considera como referência o melhor valor obtido nas diferentes estações de coleta. A pontuação das métricas difere do sistema tradicionalmente utilizado (5, 3, 1) variando de 0 a 10 para cada métrica, com

os limites superiores baseando-se no maior valor obtido para determinada métrica, e 0 para os menores valores.

As métricas consideradas candidatas a integrar o índice foram adaptadas da proposta original do IIB, proposta por KARR *et al.* (1986). A partir disto, foram testadas 18 métricas, sendo selecionadas aquelas de maior significado ecológico e maior sensibilidade para separar os pontos mais degradados dos menos degradados. Como algumas métricas podem apresentar informações redundantes, sendo de interesse um índice simplificado para aplicação regional, foi realizado um teste de correlação de Spearman ($r > 0,75$, $p < 0,05$) para reter aquelas de maior representatividade. Após a seleção de 10 métricas para incorporação ao índice, as mesmas foram calculadas para o período seco e chuvoso, a fim de permitir uma comparação entre épocas sem que ocorra uma interferência de um IIB calculado de modo distinto, conforme sugerido por PINTO *et al.* (2006).

2.6.2.2.3. Cálculo do IIB

Para o cálculo do IIB, inicialmente as métricas foram definidas quanto ao seu significado ecológico (BOZZETTI e SCHULZ, 2004; GANASAN e HUGHES, 1998). Aquelas, cuja variação foi diretamente proporcional a melhor qualidade ambiental (*DPQA* – com um maior número refletindo melhor condição da ictiofauna) foram calculados pela fórmula:

$$DPQA = \frac{O}{E} \times 10$$

onde: O é o valor observado e E o valor esperado.

Para as métricas que apresentaram uma relação inversa com a melhor qualidade ambiental (*IPQA* – maior número refletindo pior condição da ictiofauna) o cálculo foi feito pela seguinte fórmula, onde os limites superiores são pontuados com os valores mais baixos:

$$IPQA = \frac{E}{O} \times 10$$

onde: E o valor esperado e O é o valor observado.

O IIB foi calculado somando-se os escores das 10 métricas, resultando em valores que variaram de 0 a 100. Para o cálculo das classes de integridade, foi feita uma adaptação da classificação utilizada por GANASAN e HUGUES (1998), que considera as classes: *Boa*, *Moderadamente Impactada* e *Impactada* (Tabela 3). Considerando-se que a condição de referência não era suficientemente representativa de uma condição natural, os valores mais altos obtidos foram considerados “*Pouco impactados*” (acima de 80% da condição de referência); aqueles que variaram entre 60 e 80% da condição de referência como “*Moderadamente Impactados*” e aqueles abaixo de 60% como “*Fortemente Impactados*”, seguindo o critério adotado por KARR *et al.* (1986).

Os valores do IIB foram calculados para cada ponto para a época seca, chuvosa e total, sendo as diferenças sazonais e espaciais posteriormente testadas através do teste de associação Multinomial, utilizando-se o software Statistix for Windows v.8.1. Para as comparações entre épocas, utilizou-se como referência o valor do IIB total, de acordo com BOZZETTI e SCHULZ (2004), enquanto que para as comparações espaciais o melhor valor obtido para cada época foi considerado o valor de referência.

A Tabela 5 apresenta a classificação das classes de integridade adaptada de GANASAN e HUGUES (1998), seguindo o critério adotado por KARR *et al.* (1986).

Tabela 5. Valores de referência, sua respectiva porcentagem e a classificação de integridade para o Ribeirão Guamium, SP.

Valores de referência *	%	Classificação
≤ 41,1	< 60 %	Fortemente Impactado - FI
41,2 - 54,9	60 - 80 %	Moderadamente Impactado - MI
> 55,0	> 80 %	Pouco Impactado - PI

* baseado no valor máximo (68,65) obtido para o IIB total

3. RESULTADOS

3.1. Caracterização ambiental

A Figura 15 mostra a variação da precipitação total mensal e das temperaturas médias mensais do ar na Bacia do Piracicaba. A temperatura média na região de estudo, variou de 17,5 °C no período seco a 24,4 °C no período chuvoso, enquanto que a precipitação variou de 0,10 mm (período seco) a 225,2 mm (período chuvoso).

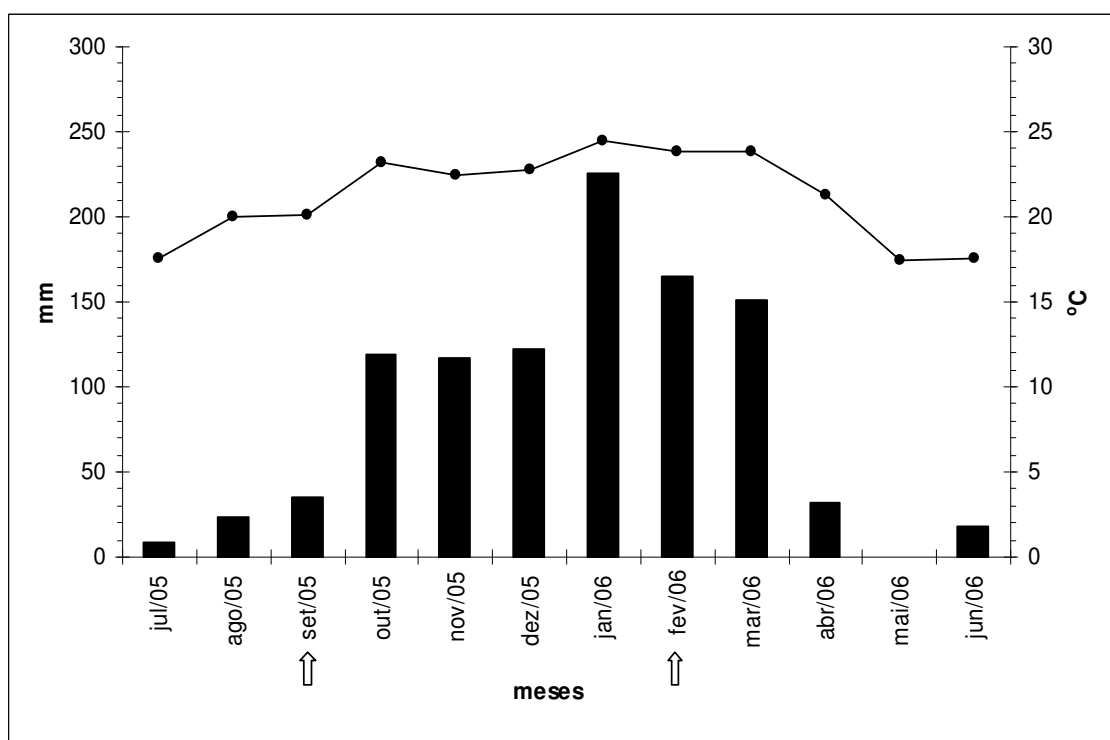


Figura 15. Precipitação total mensal (■) (mm) e temperatura média do ar (—●—) (°C) mensal no período de julho de 2005 a junho de 2006 para a região de Piracicaba, SP (Dados obtidos no Posto Pluviométrico da Estação Meteorológica da ESALQ). Setas indicam os meses de coleta.

As diferentes variáveis físicas e químicas da água obtidas no Ribeirão Guamium, de modo geral indicaram a existência nítida de um gradiente longitudinal, relacionado principalmente ao aumento dos parâmetros da série nitrogenada, bem como de fósforo total, ortofosfato e DBO, cujos valores foram crescentes em direção à foz. Exceção a este padrão foi a Estação 5, que apresentou valores mais baixos de nitrito, nitrato, nitrogênio total, fósforo total, ortofosfato e DBO na época seca, indicando uma melhor qualidade da água neste período (Figura 16).

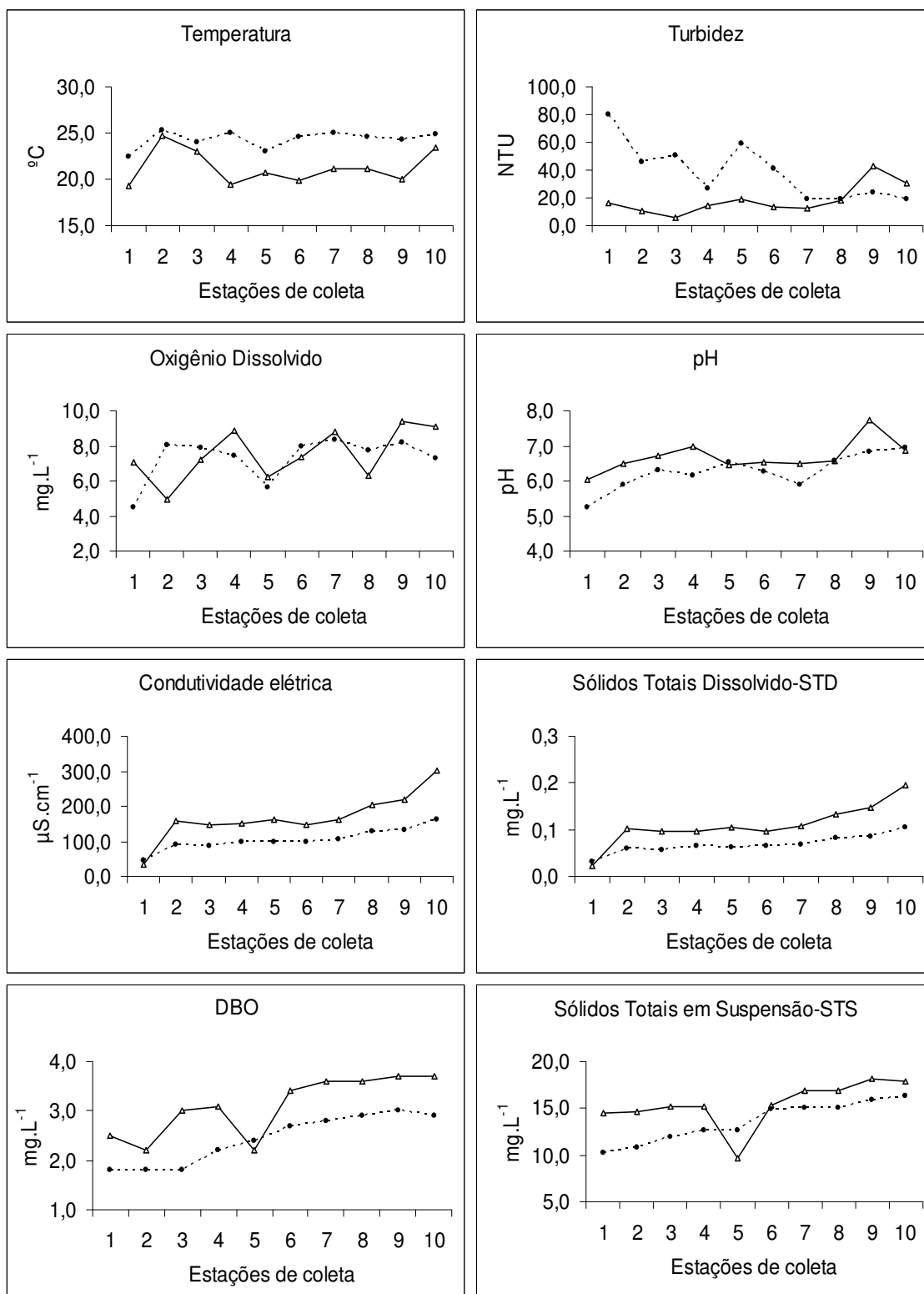


Figura 16. Variação longitudinal dos parâmetros físicos e químicos da água ao longo do Ribeirão Guamium, nas épocas seca (—Δ—) e chuvosa (---●---).

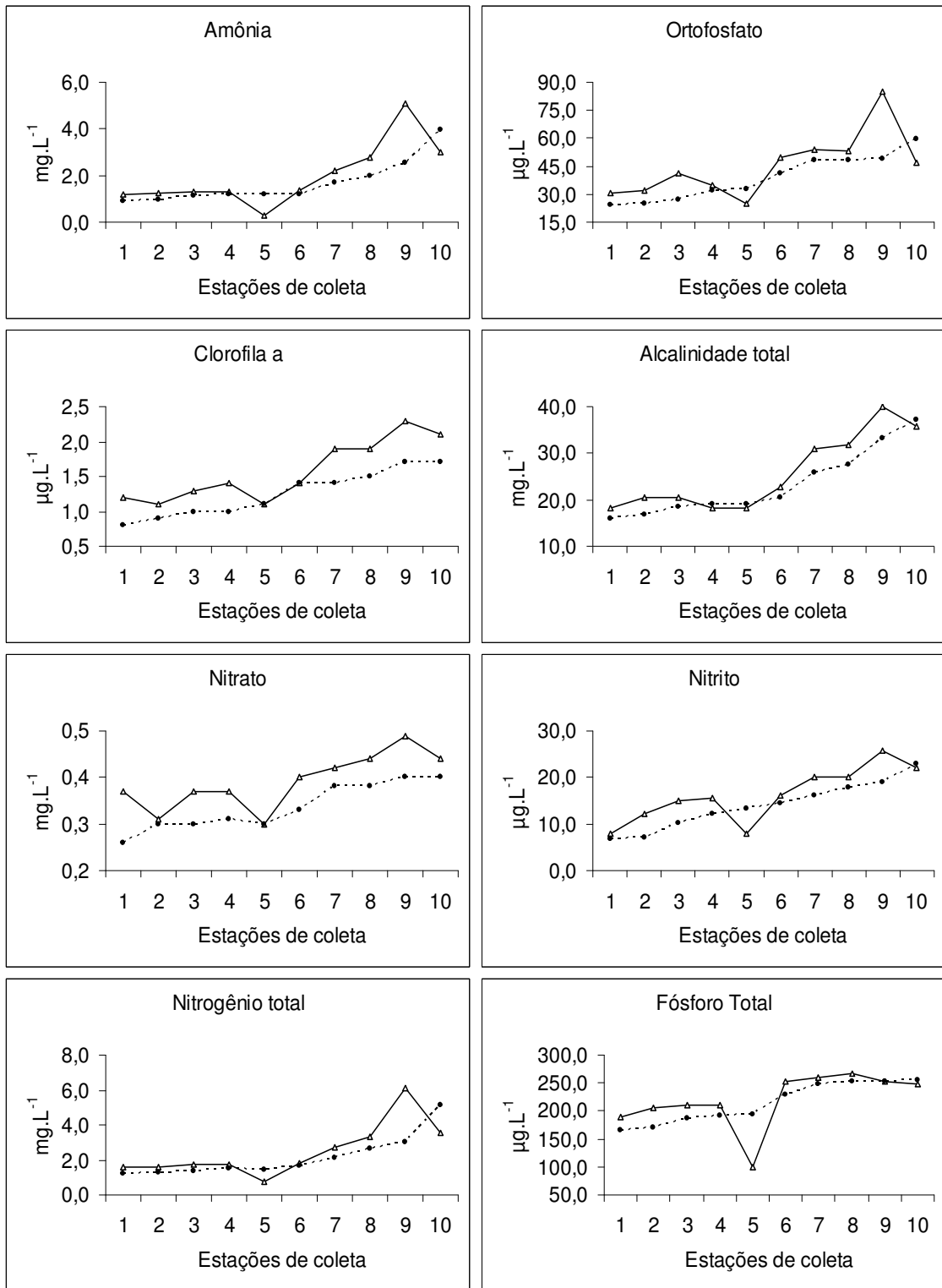


Figura 16. continuação.

Com relação às características ambientais de cada trecho, verificou-se uniformidade quanto à largura e profundidade ao longo de todo o trecho, enquanto que o tamanho das partículas do substrato aumentou em direção à foz (Tabela 6). Os trechos iniciais (Estações 1 a 4) também diferiram dos trechos médio e final (Estações 5 a 10) pela presença da cultura de cana-de-açúcar e milho e pela ausência de fontes pontuais de poluição.

Tabela 6. Valores médios das variáveis ambientais (período seco e chuvoso) nas diferentes estações de coleta do Ribeirão Guamium, Piracicaba, SP.

Variáveis ambientais	Estações de coleta									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Área (m ²)	195,0	228,3	229,6	229,2	246,7	265,5	214,7	224,9	213,3	264,2
Largura (m)	3,90	4,57	4,59	4,59	4,93	5,31	4,29	4,50	4,27	5,28
Profundidade (m)	0,55	0,78	0,57	0,64	0,95	0,65	0,60	0,46	0,36	0,38
Velocidade água (m.s ⁻¹)	0,29	0,40	0,53	0,40	0,42	0,46	0,72	0,71	0,77	0,72
Vazão (m ³ .s ⁻¹)	0,57	1,41	1,24	1,16	2,00	1,66	1,52	1,19	0,77	1,33
Sombreamento (%)	10	90	95	60	40	95	45	88	70	8
Proporção de corredeiras (%)	0	10	70	10	30	60	68	55	65	55
Proporção de poções (%)	30	40	15	10	35	0	5	13	10	20
Vegetação ripária (%)	30	60	90	53	75	90	23	70	85	80
Troncos e raízes (%)	1	5	5	1	3	4	1	2	3	0
Estrutura do entorno	C/M	C	E/C	C	P	MS	P	R	R	P
Canalização	-	-	-	pluvial	-	-	+	+	pluvial	+
Represamento	-	mont	-	-	-	mont	-	-	-	-
Substrato	a	a/cf	cg	a/cf/mp	a	a/mp	mg	cg/mp	mp/mg	cg/mp
Entrada de efluentes, esgoto, etc.	-	-	-	+	-	-	+	+	+	+

E=Eucalipto; MS= mata secundária; R=reflorestamento; C=cana-de-açúcar; M= milho; P=pasto; (-)= inexistente; (+)=presente; mont= à montante; a=areia; cf=cascalho fino; cg=cascalho grosso; mp=matacão pequeno; mg=matacão grande.

3.2. Índice de Habitat (IH)

Os resultados do Índice de Habitat demonstraram que na época seca os menores valores foram registrados nas Estações 5 e 10, indicando as piores condições de habitat nestes locais. Na época chuvosa, a Estação 1 foi a que apresentou o menor valor sendo atribuído a pior condição de habitat à este ponto. Em ambas as épocas, a Estação 3 foi a que apresentou menor degradação do habitat, com valores mais elevados que as demais estações de coleta do Ribeirão Guamium (Figura 17).

De acordo com o teste t de Student para variáveis independentes, não foram verificadas diferenças significativas do IH entre as épocas do ano, no entanto, na época chuvosa foram obtidos valores superiores aos da época seca, indicando uma melhor qualidade de habitat neste período.

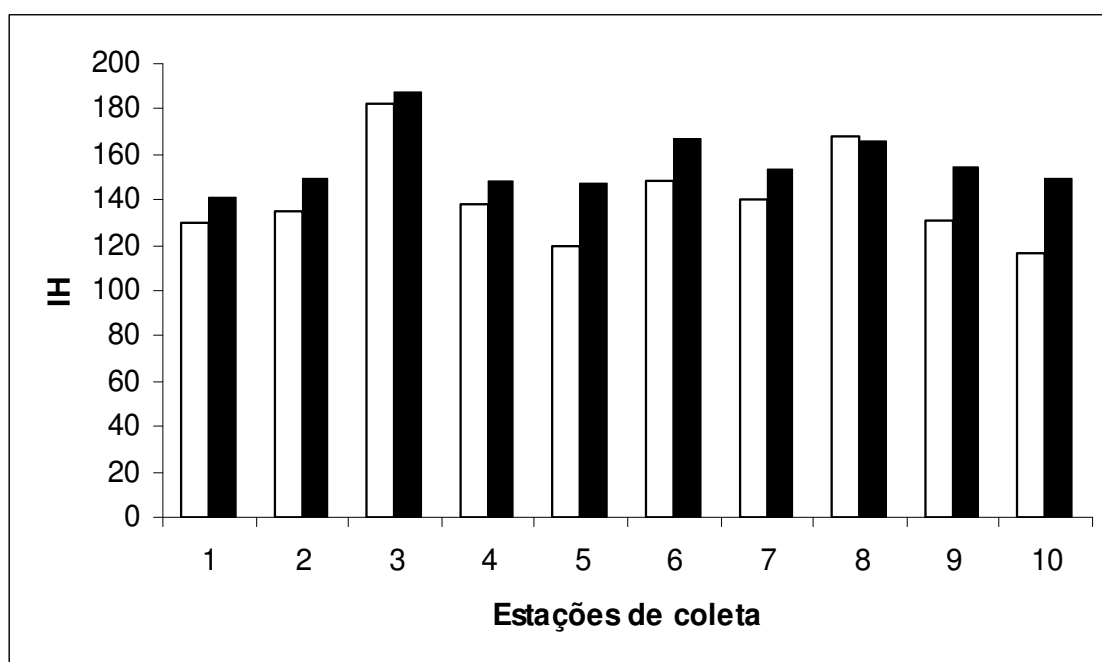


Figura 17. Variação do Índice de Habitat ao longo do Ribeirão Guadium, SP, nas épocas seca (□) e chuvosa (■).

3.3. Composição da ictiofauna

Nas duas campanhas realizadas no Ribeirão Guadium, foram capturados um total de 2.731 indivíduos pertencentes a seis ordens, 14 famílias e 38 espécies, com uma biomassa total de 23847,13 g.

Dentre as seis ordens encontradas no Ribeirão Guadium, 78,9% das espécies pertencem às ordens Characiformes e Siluriformes (Figura 18). As famílias Characidae, Loricariidae, Heptapteridae e Cichlidae foram as mais representativas, reunindo 60,5% das espécies (Figura 19). A posição taxonômica das espécies de peixes do Ribeirão Guadium, com suas respectivas ordens e famílias é apresentada na Tabela 7.

Em termos de abundância total, 59,0% dos indivíduos coletados pertencem à ordem Characiformes, incluindo duas das espécies mais abundantes – *A. altiparanae* e *A. fasciatus*, que juntas perfazem 49,4% do total de exemplares coletados (Figura 20A). Em termos de biomassa total, a ordem Characiformes predominou, representando 59,2% (Figura 20B).

Neste estudo, consideramos o gênero *Phalloceros* como uma única espécie (*Phalloceros* spp.), pois até a conclusão e análise deste trabalho somente a espécie *P. caudimaculatus* era conhecida. Portanto, uma revisão do material coletado ou novas coletas no Ribeirão Guamium, poderão revelar mais de uma espécie para *Phalloceros*, sendo que de acordo com LUCINDA (2008), 21 novas espécies são reconhecidas para este gênero, além de *P. caudimaculatus*.

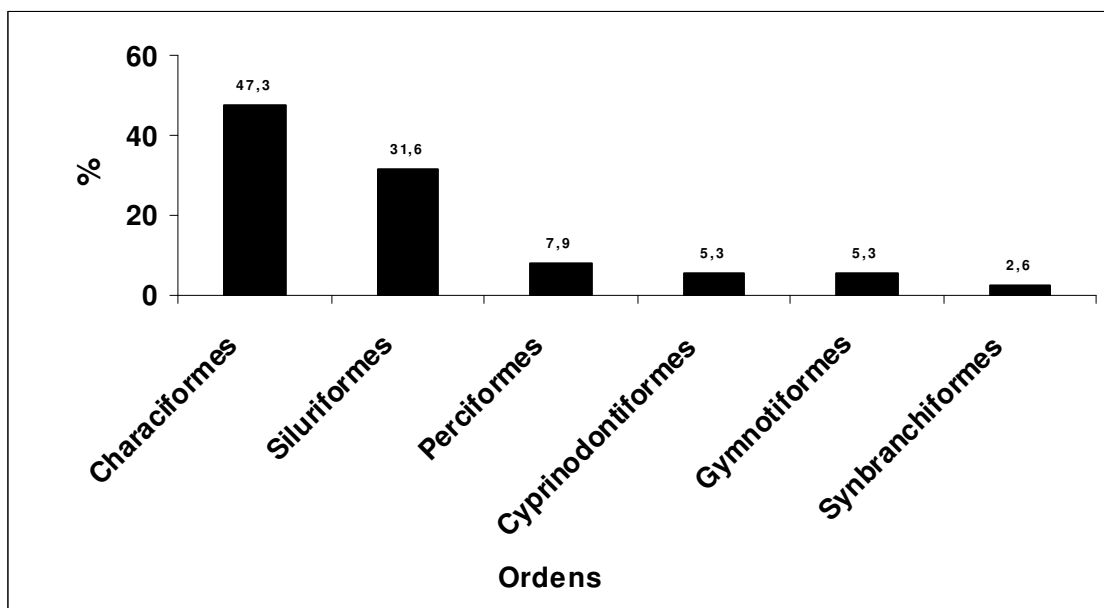


Figura 18. Proporção por ordem taxonômica das espécies capturadas no Ribeirão Guamium, SP.

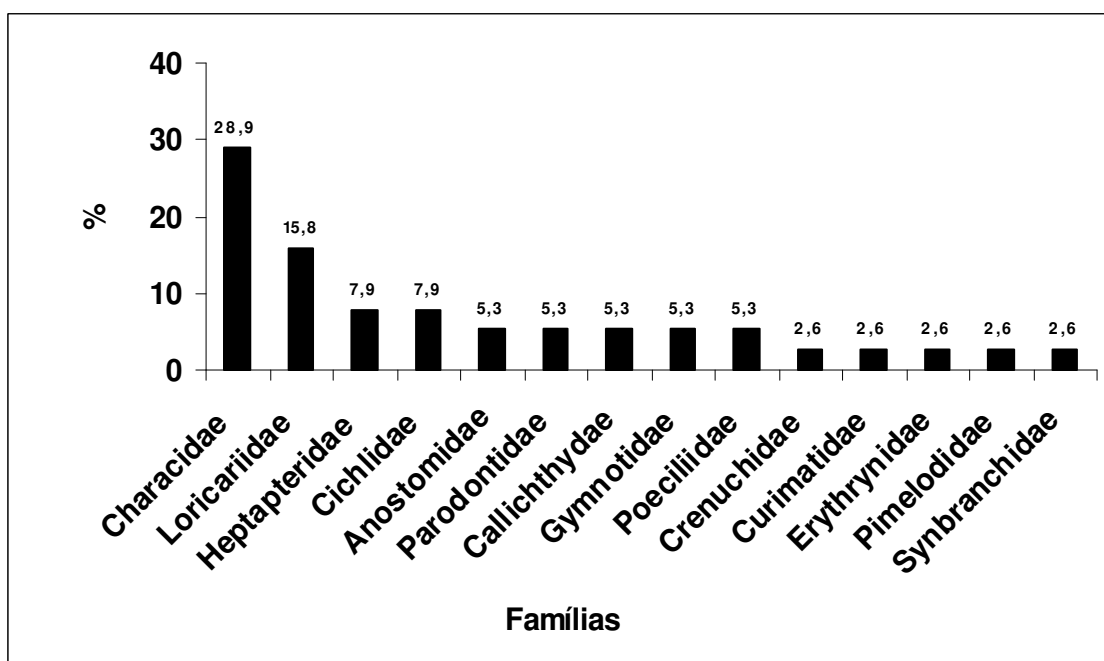


Figura 19. Proporção das espécies (%) por família no Ribeirão Guamium, SP.

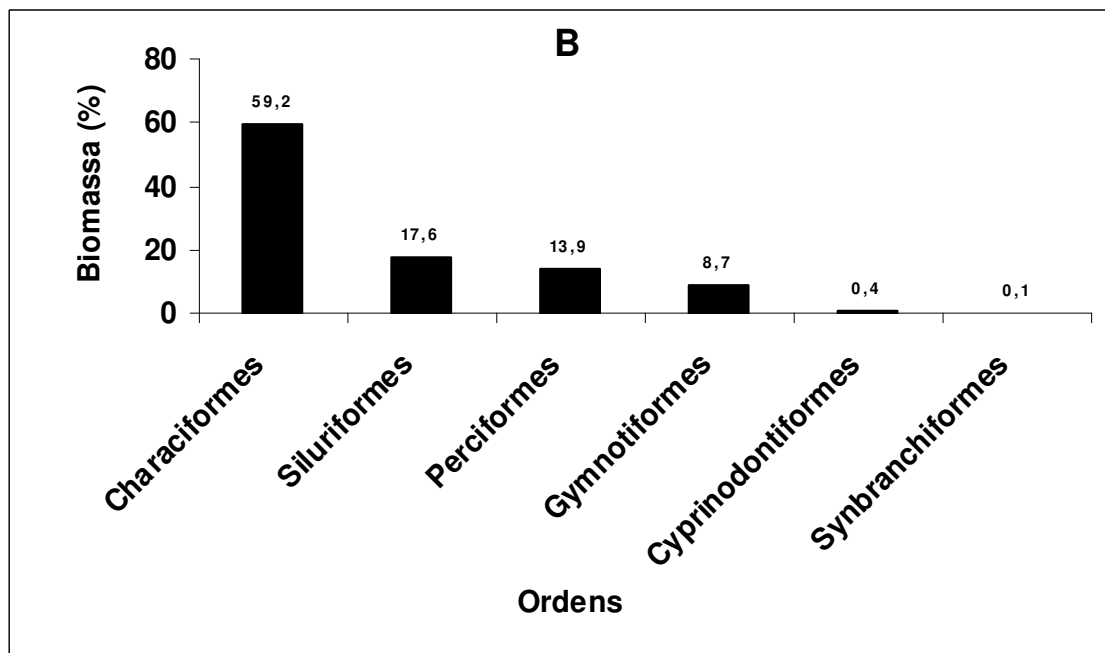
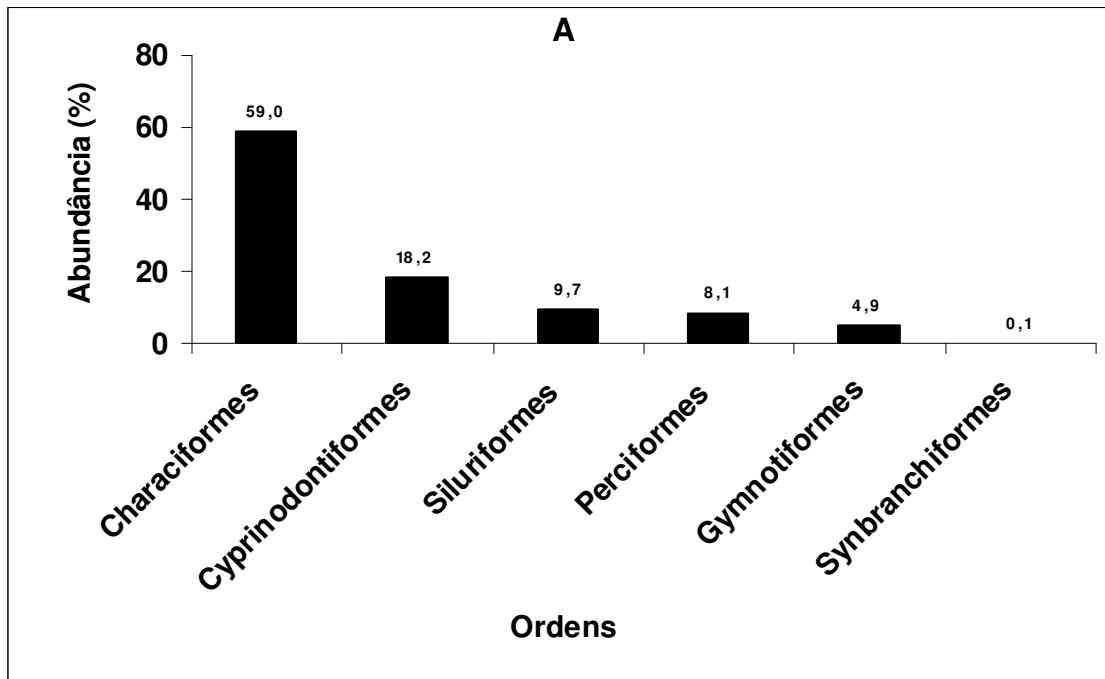


Figura 20. Abundância numérica (%) (A) e biomassa total (%) (B) de indivíduos coletados no Ribeirão Guamium, agrupados por ordem taxonômica.

Tabela 7. Posição taxonômica das espécies encontradas no Ribeirão Guamium (segundo REIS *et al.*, 2003), Bacia do Piracicaba, SP, no período seco de 2005 e chuvoso de 2006.

Classe Osteichthyes

Sub Classe Actinopterygii

Superordem Ostariophysi

Série Otophysi

Ordem Characiformes

Família Anostomidae

Leporinus obtusidens (Valenciennes, 1836)

Leporinus octofasciatus Steindachner, 1915

Família Characidae

Astyanax altiparanae Garutti e Britski, 2000

Astyanax bockmanni Vari e Castro, 2007

Astyanax fasciatus (Cuvier, 1819)

Astyanax sp 1

Astyanax sp 2

Astyanax sp 3

Bryconamericus sp.

Hyphessobrycon eques (Steindachner, 1882)

Moenkhausia intermedia (Eigenmann, 1908)

Serrapinnus notomelas Eigenmann, 1915

Subfamília Serrasalminae

Serrasalmus maculatus Kner, 1858

Família Curimatidae

Steindachnerina insculpta (Fernández-Yépez, 1948)

Família Erythrinidae

Hoplias malabaricus (Bloch, 1794)

Família Parodontidae

Apareiodon affinis (Steindachner, 1879)

Parodon nasus (Kner, 1859)

Família Crenuchidae

Characidium zebra Eigenmann, 1909

Ordem Siluriformes

Família Loricariidae

Hypostomus ancistroides (Ihering, 1911)

Hypostomus regani (Ihering, 1905)

Hypostomus sp 1

Hypostomus sp 2

Tabela 7. Continuação.

Hypostomus sp 3

Hypostomus sp 4

Família Callichthyidae

Corydoras aeneus (Gill, 1858)

Callichthys callichthys (Linnaeus, 1758)

Família Pimelodidae

Imparfinis sp.

Pimelodella sp 1

Pimelodella sp 2

Família Heptapteridae

Rhamdia quelen (Quoy e Gaimard, 1824)

Ordem Gymnotiformes

Família Gymnotidae

Gymnotus carapo Linnaeus, 1758

Gymnotus sp.

Ordem Cyprinodontiformes

Família Poeciliidae

Phalloceros spp.

Poecilia reticulata Peters, 1859

Superordem Acanthopterygii

Série Percomorpha

Ordem Perciformes

Família Cichlidae

Geophagus brasiliensis (Quoy e Gaimard, 1824)

Oreochromis niloticus (Linnaeus, 1758)

Tilapia rendalli (Boulenger, 1897)

Ordem Synbranchiformes

Família Synbranchidae

Synbranchus marmoratus Bloch, 1795

3.4. Estrutura e distribuição longitudinal da comunidade de peixes

O período seco (Tabela 8) foi caracterizado pela presença de um maior número de espécies, com oito exclusivas (*A. bockmanni*, *Astyanax* sp 1, *Astyanax* sp 2, *Hypostomus* sp 2, *Hypostomus* sp 3, *Hypostomus* sp 4, *L. octofasciatus* e *S. maculatus*). No período chuvoso, cinco espécies foram exclusivas (*H. eques*, *L. obtusidens*, *M. intermedia*, *O. niloticus* e *T. rendalli*).

Em termos de abundância, as espécies *A. altiparanae*, *A. fasciatus* e *G. brasiliensis*, foram predominantes no período seco e *P. reticulata*, *A. altiparanae* e *G. carapo*, no período chuvoso. Em termos de biomassa, as espécies *A. altiparanae*, *A. fasciatus* e *G. brasiliensis*, contribuíram com 65,8% da biomassa total no período seco, e *P. reticulata*, *A. altiparanae* e *G. carapo*, contribuíram com 60,8% no período chuvoso (Tabela 8).

A curva de importância de espécies (Figura 21) calculada para as duas épocas do ano (seca e chuvosa) e para o total das espécies capturadas no período de estudo, demonstrou que as três curvas se enquadram no modelo log-series, de curva mais inclinada, caracterizada por um número pequeno de espécies abundantes e muitas espécies raras.

A análise dos atributos da comunidade (Figura 22) para as duas épocas do ano agrupadas, indicou pequenas variações de abundância, biomassa, densidade, riqueza, diversidade e equitabilidade das Estações 1 a 7, sendo que deste trecho em diante, a abundância, biomassa e densidade mostraram uma tendência de aumento, enquanto que a diversidade de Shannon-Wiener, a riqueza e a equitabilidade diminuíram. O índice de diversidade β_2 indicou processos de adição e substituição no ribeirão Guamium, com maiores taxas de substituição nas Estações 1, 2 e 3, e um aumento gradativo do processo de adição, observado principalmente a partir da Estação 8. A dominância apresentou os maiores valores nas Estações 4 e 10, devido a maior contribuição de *A. altiparanae* (E4 e E10) e *P. reticulata* (E10).

Tabela 8. Abundância e biomassa (total e percentual) das espécies registradas nas épocas seca e chuvosa no Ribeirão Guamium, SP.

Espécies	Seca				Chuvosa			
	Abundância		Biomassa (g)		Abundância		Biomassa (g)	
	Total	%	total	%	Total	%	Total	%
Characidae								
<i>Astyanax altiparanae</i>	780	52,24	6596,20	41,85	340	27,46	3794,33	46,92
<i>Astyanax bockmanni</i>	2	0,13	3,14	0,02	-	-	-	-
<i>Astyanax fasciatus</i>	186	12,46	1161,83	7,37	43	3,47	337,80	4,18
<i>Astyanax</i> sp 1	2	0,13	7,74	0,05	-	-	-	-
<i>Astyanax</i> sp 2	2	0,13	5,72	0,04	-	-	-	-
<i>Astyanax</i> sp 3	2	0,13	0,47	0,00	12	0,97	0,90	0,01
<i>Bryconamericus</i> sp.	1	0,07	2,63	0,02	6	0,48	13,29	0,16
<i>Hyphessobrycon eques</i>	-	-	-	-	2	0,16	1,03	0,01
<i>Moenkhausia intermedia</i>	-	-	-	-	1	0,08	0,28	0,00
<i>Serrasalmus maculatus</i>	1	0,07	1,38	0,01	-	-	-	-
<i>Serrapinnus notomelas</i>	6	0,40	2,07	0,01	52	4,20	78,75	0,97
Crenuchidae								
<i>Characidium zebra</i>	68	4,55	282,48	1,79	9	0,73	29,79	0,37
Curimatidae								
<i>Steindachnerina insculpta</i>	2	0,13	46,45	0,29	1	0,08	6,97	0,09
Anostomidae								
<i>Leporinus obtusidens</i>	-	-	-	-	1	0,08	410,10	5,07
<i>Leporinus octofasciatus</i>	5	0,33	96,50	0,61	-	-	-	-
Erythrinidae								
<i>Hoplias malabaricus</i>	7	0,47	321,07	2,04	1	0,08	0,10	0,00
Parodontidae								
<i>Apareiodon affinis</i>	5	0,33	10,01	0,06	42	3,39	438,34	5,42
<i>Parodon nasus</i>	30	2,01	425,39	2,70	3	0,24	37,88	0,47
Loricariidae								
<i>Hypostomus ancistroides</i>	11	0,74	434,54	2,76	32	2,58	223,41	2,76
<i>Hypostomus regani</i>	2	0,13	25,67	0,16	6	0,48	171,85	2,12
<i>Hypostomus</i> sp 1	7	0,47	181,81	1,15	44	3,55	206,19	2,55
<i>Hypostomus</i> sp 2	3	0,20	117,34	0,74	-	-	-	-
<i>Hypostomus</i> sp 3	7	0,47	173,62	1,10	-	-	-	-
<i>Hypostomus</i> sp 4	6	0,40	627,56	3,98	-	-	-	-
Callichthyidae								
<i>Callichthys callichthys</i>	1	0,07	8,18	0,05	2	0,16	26,61	0,33
<i>Corydoras aeneus</i>	17	1,14	52,36	0,33	6	0,48	27,82	0,34
Heptapteridae								
<i>Imparfinis</i> sp.	18	1,21	40,90	0,26	1	0,08	4,70	0,06
<i>Pimelodella</i> sp 1	15	1,00	55,10	0,35	1	0,08	3,68	0,05
<i>Pimelodella</i> sp 2	38	2,55	257,46	1,63	7	0,57	51,83	0,64
Pimelodidae								
<i>Rhamdia quelen</i>	27	1,81	1203,75	7,64	13	1,05	312,42	3,86
Gymnotidae								
<i>Gymnotus carapo</i>	55	3,68	751,95	4,77	68	5,49	1029,85	12,73
<i>Gymnotus</i> sp.	7	0,47	224,78	1,43	5	0,40	63,05	0,78
Synbranchidae								
<i>Synbranchus marmoratus</i>	1	0,07	22,52	0,14	1	0,08	7,85	0,10
Cichlidae								
<i>Geophagus brasiliensis</i>	128	8,57	2608,11	16,55	64	5,17	665,52	8,23
<i>Oreochromis niloticus</i>	-	-	-	-	4	0,32	23,35	0,29
<i>Tilapia rendalli</i>	-	-	-	-	25	2,02	26,91	0,33
Poeciliidae								
<i>Phalloceros</i> spp.	4	0,27	1,02	0,01	3	0,24	0,56	0,01
<i>Poecilia reticulata</i>	47	3,15	10,08	0,06	443	35,78	92,14	1,14
Total	1493	100	15759,83	100	1238	100	8087,3	100

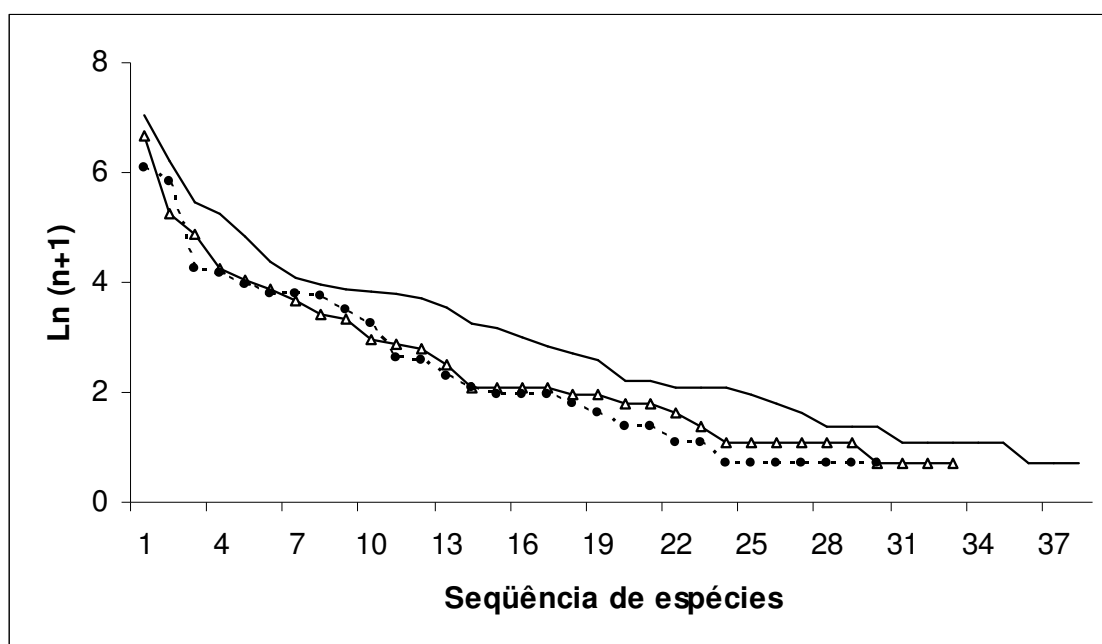


Figura 21. Curva de importância de espécies dos períodos seco (—Δ—), chuvoso (---●---) e total (—), para o Ribeirão Guamium, SP.

Analisando-se a similaridade faunística entre as estações de coleta na época seca, verificou-se a formação de três conjuntos principais, indicando diferenças na composição entre as Estações 1,2 e 5 e os demais pontos de coleta. Este grupo caracterizou-se pela presença exclusiva de espécies raras, tais como *C. callichthys*, *Bryconamericus* sp., *S. marmoratus*, *Astyanax* sp 2, *S. insculpta*, *S. maculatus* e *S. notomelas* (Figura 23A). Na época chuvosa, evidenciou-se uma separação da Estação 1 e 10 das demais estações, refletindo uma composição distinta ao longo do gradiente longitudinal (Figura 23B).

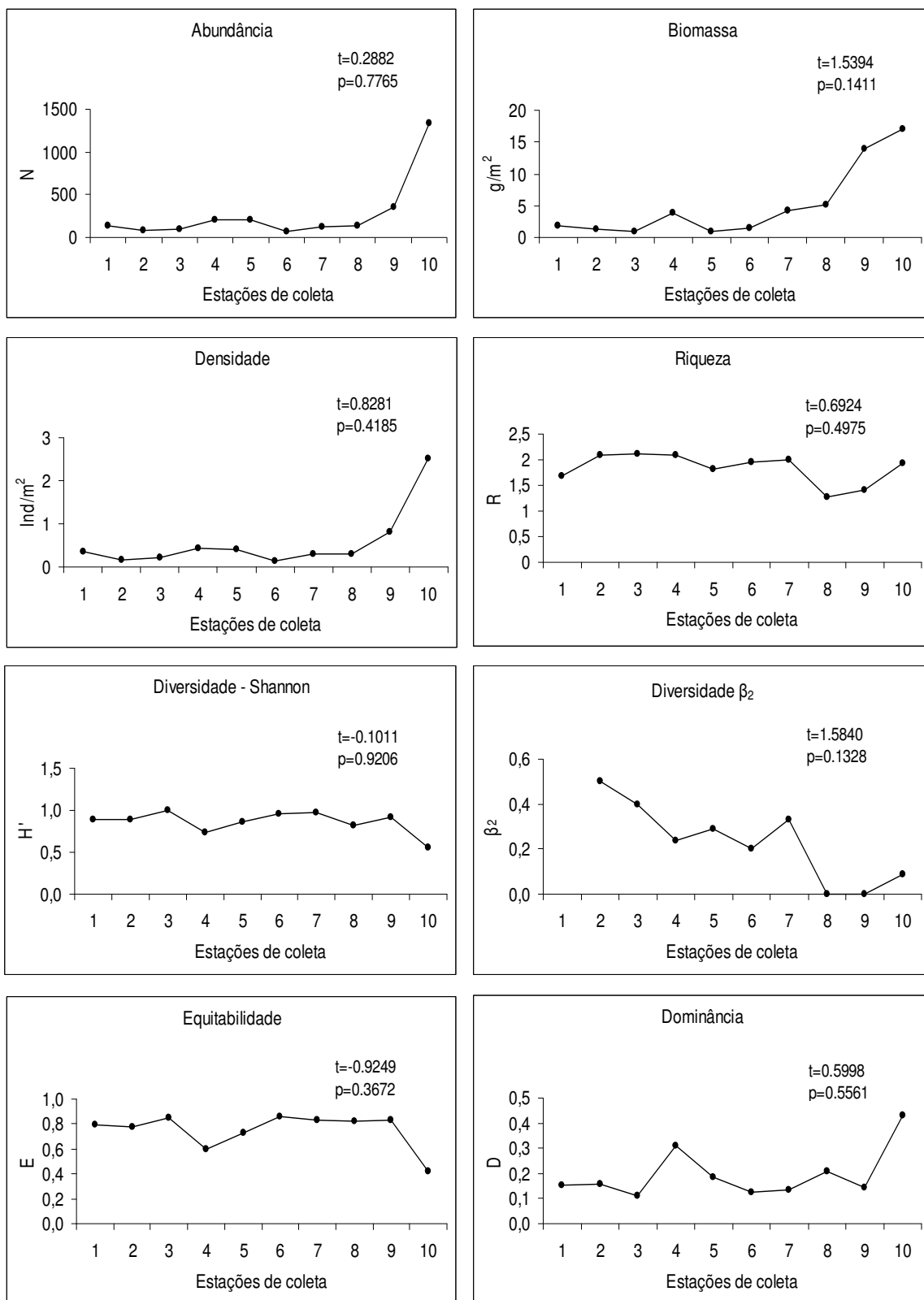


Figura 22. Valores totais (período seco e chuvoso) de abundância, biomassa, densidade, riqueza, diversidade de Shannon, diversidade β_2 , equitabilidade e dominância nas diferentes estações de coleta do Ribeirão Guamium, SP. Valores de $p \leq 0,05$ indicam diferenças significativas entre épocas do ano.

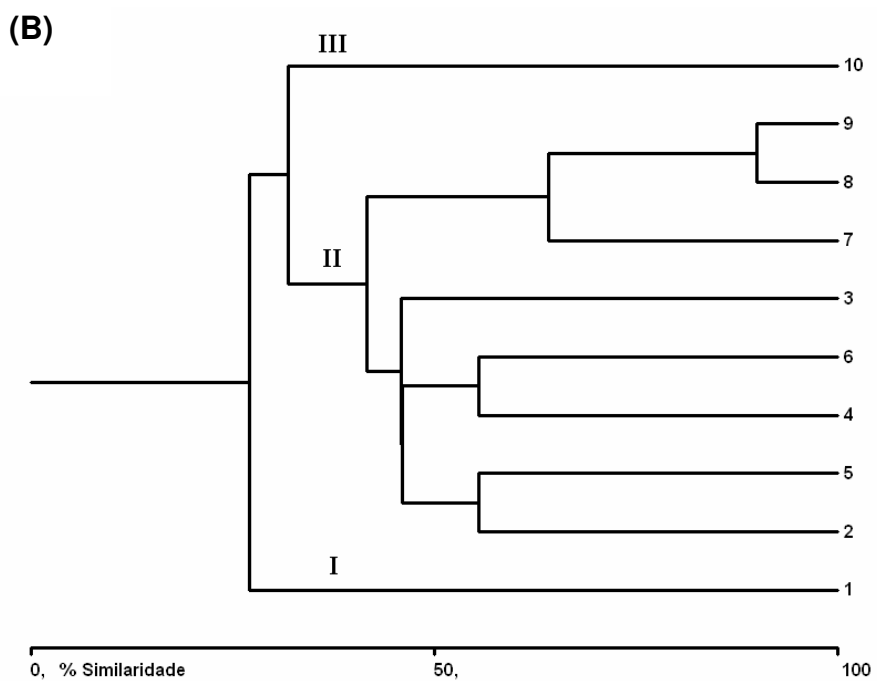
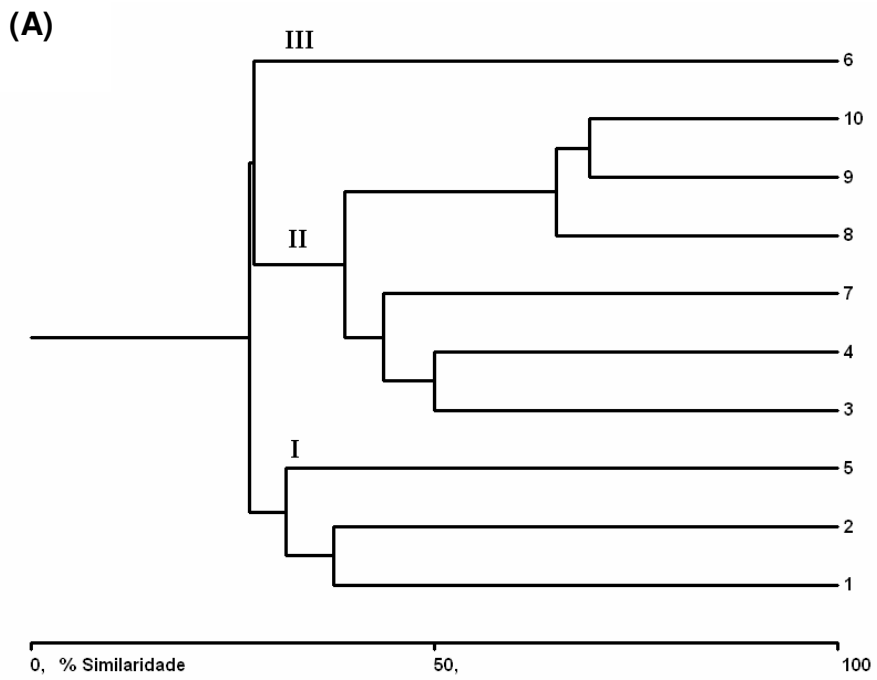


Figura 23. Dendrograma de similaridade faunística entre as dez estações de coleta com dados de presença/ausência das espécies, utilizando o coeficiente de Jaccard e a média de grupo, na época seca (A) e chuvosa (B).

Considerando-se os resultados da análise de regressão linear múltipla (Tabela 9), que visou estabelecer uma relação entre os parâmetros ambientais e a estrutura da comunidade, verificou-se que o descritor ambiental que melhor explicou as variações de biomassa em ambos os períodos do ano foi a amônia, seguida de alcalinidade e fósforo total na época chuvosa. Para a diversidade de Shannon-Wiener, a alcalinidade e o ortofosfato explicaram as variações na época seca, e a amônia, profundidade e vazão na época chuvosa. Com relação à abundância, os resultados foram significativos apenas para a época chuvosa sendo a alcalinidade, amônia e vazão as variáveis que melhor explicaram esta variação. A riqueza e o índice de Simpson apresentaram resultados significativos apenas na época seca.

Através da ACC, identificaram-se quais os descritores de habitat e espécies estiveram relacionados particularmente a cada trecho de coleta (Figura 24). Os eixos 1 e 2 explicaram conjuntamente 27,4% da variância dos dados para as duas épocas, com elevada correlação espécie-ambiente (eixo 1 = 0,955; eixo 2 = 0,942), mostrando uma forte relação entre a distribuição das espécies e os descritores ambientais (Tabela 10). O eixo 1 esteve relacionado à profundidade ($r = -0.769$) e vazão ($r = -0.800$), ordenados do lado negativo do eixo, sendo que as maiores profundidades e vazões foram obtidas na época chuvosa. O eixo 2 esteve relacionado à alcalinidade ($r = -0.807$), amônia ($r = -0.701$), nitrito ($r = -0.910$), ortofosfato ($r = -0.763$), fósforo total ($r = -0.759$) e DBO ($r = -0.762$), ordenados do lado negativo do eixo, apresentando um gradiente longitudinal, determinado pela variação desses descritores ao longo das estações de coleta, que não variou entre as épocas seca e chuvosa.

As estações de coleta 2 a 6 (época chuvosa) e 5 (época seca) estiveram relacionadas a maiores valores de profundidade e vazão (eixo 1), com as seguintes espécies associadas: *Astyanax* sp 3, *T. rendalli* e *S. notomelas*. As Estações 1 a 4 e 6 a 8 (época seca) estiveram relacionadas a menores valores de vazão e profundidade com associação das espécies *Pimelodella* sp 1, *Pimelodella* sp 2, *C. aeneus*, *Imparfinis* sp, e *H. regani* (Figura 24).

Tabela 9. Análise de regressão linear múltipla para as variáveis resposta abundância, biomassa, riqueza e índices de diversidade de Shannon (H') e Simpson (1/D), apresentando as variáveis explanatórias utilizada no modelo, coeficiente, erro-padrão e nível descritivo (p).

Descritores bióticos	Modelo	Coeficiente		Erro-padrão		Nível descritivo (p)	
		Seca	Chuvosa	Seca	chuvosa	Seca	Chuvosa
Abundância	constante	691,252	294,400	630,232	33,511	0,471	<0,0001*
	AMO	58,147	593,956	128,911	18,251	0,696	<0,0001*
	VAZ	-649,664	20,331	343,128	6,113	0,117	0,016*
	PROF	25,998	-14,170	696,731	155,075	0,976	0,942
	ALC	17,405	-51,636	10,406	2,407	0,170	<0,0001*
	DBO	-219,535	14,301	173,371	44,425	0,295	0,778
	PO ₄ ⁻³	-7,900	-4,485	5,892	2,264	0,222	0,142
	PT	-2,231	0,605	1,494	0,442	0,186	0,230
NITRI	11,693	-7,515	8,480	3,730	0,205	0,114	
Biomassa	constante	7,378	11,227	4,115	2,278	0,116	0,016*
	AMO	7,333	6,624	0,824	1,213	<0,001*	0,012*
	VAZ	-9,495	0,193	7,430	1,223	0,248	0,889
	PROF	11,273	-1,601	9,942	0,550	0,374	0,062
	ALC	-0,240	0,532	0,292	0,146	0,473	0,035*
	DBO	-3,256	2,822	6,981	0,979	0,722	0,063
	PO ₄ ⁻³	-0,181	0,434	0,117	0,107	0,196	0,027*
	PT	0,063	0,071	0,022	0,028	0,025*	0,081
NITRI	0,473	0,002	0,402	0,270	0,291	0,996	
Riqueza	constante	10,089	50,500	0,982	34,812	0,001*	0,384
	AMO	-1,040	-0,342	0,381	0,678	0,052*	0,636
	VAZ	0,378	2,039	1,948	1,070	0,878	0,105
	PROF	2,414	-2,104	1,452	1,339	0,195	0,155
	ALC	-0,177	1,767	0,050	0,958	0,024*	0,139
	DBO	-2,632	-2,524	0,569	3,721	0,010*	0,568
	PO ₄ ⁻³	0,064	0,180	0,022	0,287	0,041*	0,575
	PT	-0,005	-0,015	0,004	0,016	0,355	0,384
NITRI	0,429	-0,094	0,087	0,839	0,008*	0,929	
Diversidade (Shannon)	constante	0,965	5,280	0,170	1,669	0,001*	0,034*
	AMO	-0,053	-1,638	0,234	0,618	0,841	0,057*
	VAZ	0,476	0,959	0,438	0,358	0,236	0,055*
	PROF	-0,081	-3,163	1,264	1,121	0,959	0,048*
	ALC	-0,041	0,270	0,013	0,108	0,015*	0,066
	DBO	0,286	-0,580	0,264	0,588	0,340	0,504
	PO ₄ ⁻³	0,018	0,025	0,006	0,031	0,019*	0,485
	PT	0,001	-0,035	0,002	0,014	0,558	0,062
NITRI	-0,031	0,030	0,023	0,045	0,232	0,583	
Diversidade (Simpson)	constante	1,427	135,972	2,122	29,358	0,526	0,135
	AMO	-0,509	-0,690	1,342	0,837	0,741	0,433
	VAZ	4,018	1,213	4,244	1,610	0,387	0,480
	PROF	-5,293	-3,489	4,657	3,866	0,338	0,397
	ALC	0,147	4,303	0,317	2,343	0,725	0,140
	DBO	3,546	-7,669	2,408	6,662	0,215	0,369
	PO ₄ ⁻³	0,157	0,776	0,056	0,598	0,030*	0,285
	PT	0,030	-0,027	0,015	0,070	0,097	0,720
NITRI	-0,628	1,335	0,200	0,707	0,019*	0,310	

(*) Apresentaram significância ao nível de 5%. Alcalinidade (ALC), amônia (AMO), vazão (VAZ), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), ortofosfato (PO₄⁻³), profundidade (PROF), nitrito (NITRI) e fósforo total (PT).

Tabela 10. Resultados do teste de Monte Carlo para a análise canônica de correspondência, apresentando as variâncias de cada eixo, autovalores, correlação espécie-ambiente e suas significâncias (p).

Resumo Estatístico					
Variância total ("inércia") para os dados de espécies: 1.609					
Explicação dos eixos					
Eixo	% Variância	% Variância acumulada			
1	15.2	15.2			
2	12.2	27.4			
Autovalores					
Eixo	Autovalor	Média	Mínimo	Máximo	p
1	0.244	0.188	0.109	0.254	0.006
2	0.196	0.142	0.091	0.214	0.003
Correlação Espécie-Ambiente (Spp-Amb.)					
Eixo	Spp-Amb.	Média	Mínimo	Máximo	p
1	0.955	0.905	0.775	0.980	0.046
2	0.942	0.871	0.702	0.979	0.037

Com relação ao eixo 2, as Estações 7 a 10 foram as que apresentaram os maiores valores de nitrito, amônia, alcalinidade, ortofosfato, fósforo total e DBO, com as seguintes espécies associadas: *P. reticulata*, *Bryconamericus* sp, *A. affinis*, *C. zebra*, *R. quelen*, *Hypostomus* sp 3, *Hypostomus* sp 1, *H. regani* e *P. nasus*. Os menores valores para estes parâmetros foram obtidos nas estações do trecho médio-superior (1 a 6 – época seca e chuvosa), estando associados a estes pontos: *T. rendalli*, *Astyanax* sp. 3, *Phalloceros* spp., *Imparfinis* sp. e *C. aeneus*. Espécies de ampla distribuição incluíram *A. altiparanae*, *A. fasciatus*, *G. carapo* e *Gymnotus* sp. (Figura 24).

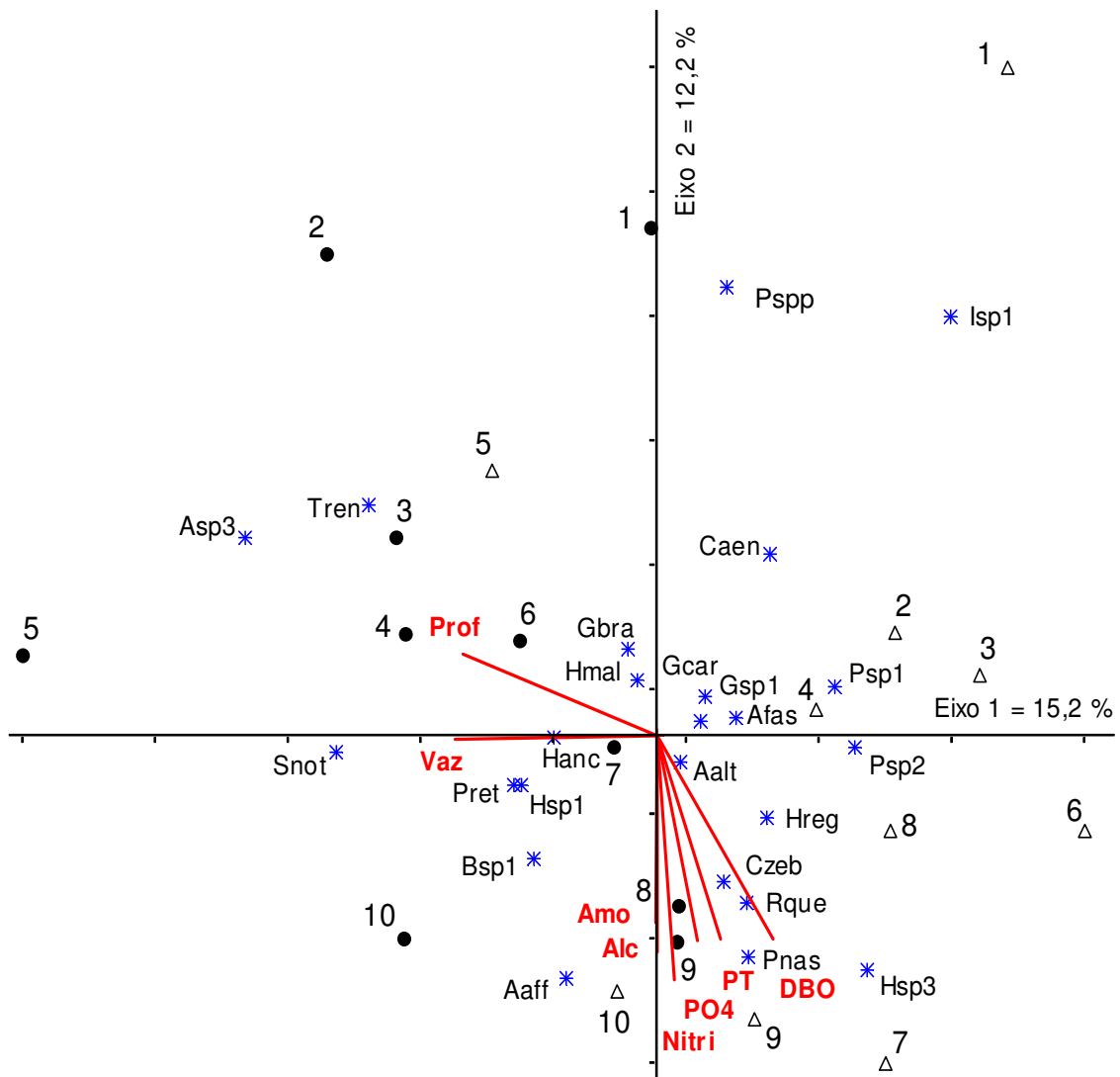


Figura 24. Diagrama de ordenação representando os dois primeiros eixos da Análise Canônica de Correspondência para o Ribeirão Guamium, SP, apresentando as estações de coleta na época seca (Δ) e chuvosa (●), os descritores ambientais (—) e as espécies (*). Descritores ambientais: profundidade (Prof), vazão (Vaz), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), Fósforo total (PT), ortofosfato (PO_4^{3-}), amônia (Amo), alcalinidade (Alc). Espécies: *T. rendalli* (Tren), *Astyanax* sp 3 (Asp3), *G. brasiliensis* (Gbra), *H. malabaricus* (Hmal), *S. notomelas* (Snot), *H. ancistroides* (Hanc), *P. reticulata* (Pret), *Hypostomus* sp 1 (Hsp1), *Bryconamericus* sp. (Bsp1), *A. affinis* (Aaff), *Phalloceros* spp. (Psp), *Imparfinis* sp. (Isp1), *C. aeneus* (Caen), *G. carapo* (Gcar), *Gymnotus* sp. (Gsp1), *A. fasciatus* (Afas), *Pimelodella* sp 1 (Psp1), *Pimelodella* sp 2 (Psp2), *A. altiparanae* (Aalt), *H. regani* (Hreg), *C. zebra* (Czeb), *R. quelen* (Rque), *Hypostomus* sp 3 (Hsp3), *P. nasus* (Pnas).

3.5. Avaliação da integridade biológica

3.5.1. Índice de Qualidade de Água (IQA)

Verificou-se que o IQA na época chuvosa foi superior ao da seca (Figura 25), com variações mais pronunciadas entre estações de coleta no período seco.

Embora os resultados do teste Multinomial (Tabela 11) comparando o IQA entre as estações de coleta de cada período do ano não tenham sido significativos, uma diminuição dos valores foi observada principalmente nos trechos finais do ribeirão, entre as Estações 7 e 10. Esta queda aparentemente deve-se ao aumento dos valores de condutividade elétrica, STD, nitrito, nitrato, amônia, ortofosfato e DBO, indicando que ao longo do ribeirão ocorre um aumento das cargas orgânicas. A Estação 5 apresentou uma tendência inversa nos dois períodos do ano, apresentando melhores condições na época seca.

Embora tenham sido verificados valores mais elevados de turbidez na época chuvosa em relação à seca, os valores do IQA parecem ter refletido sobretudo a influência dos parâmetros da série nitrogenada, bem como de DBO, condutividade elétrica e STD.

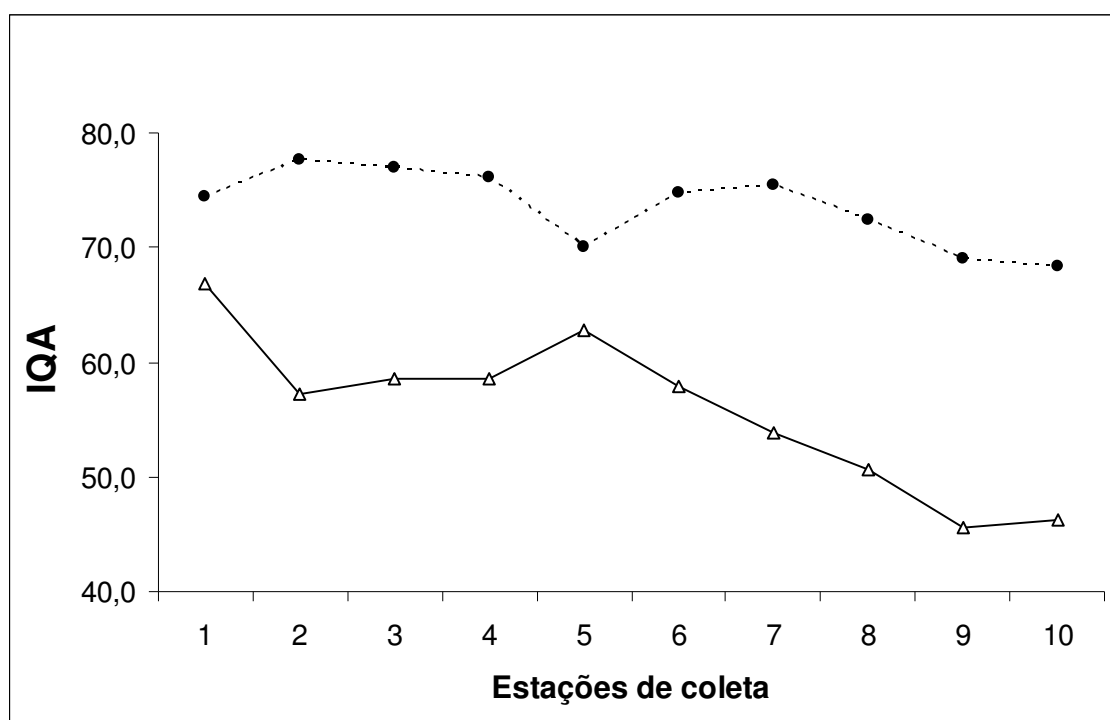


Figura 25. Variação espacial do Índice de Qualidade da Água (IQA), ao longo do Ribeirão Guamium, SP, na época seca (—Δ—) e chuvosa (---●---).

Tabela 11. Índice de Qualidade de Água (IQA) para as diferentes estações de coleta na época seca e chuvosa, e resultados do teste Multinomial comparando as diferenças espaciais no Ribeirão Guamium, SP.

Época do ano	Estações de coleta										X ²	P
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10		
Seca	66,9	57,2	58,6	58,6	62,8	57,9	53,8	50,7	45,5	46,2	7,35	0,60
Chuvosa	74,5	77,6	76,9	76,2	70,0	74,8	75,5	72,4	69,0	68,3	1,37	0,99

Valores $p \leq 0,05$ são considerados significativos.

3.5.2. Índice de Integridade Biótica (IIB)

Os atributos biológicos das espécies, considerados para a elaboração das métricas, são apresentados na Tabela 12.

Na Tabela 13, são apresentadas as métricas testadas, destacando as dez métricas selecionadas para incorporação ao índice, calculado para o período seco, chuvoso e total.

Tabela 12. Classificação das espécies de acordo com suas características biológicas.

Ordem/Família/Espécie	K estrategistas	Grupo trófico	Posição na coluna d'água	Tolerância	Respira ar atmosférico	Referências
Characiformes						
Characidae						
<i>Astyanax altiparanae</i>		O	CD	T		8
<i>Astyanax bockmanni</i>		O	CD	IN		3,8
<i>Astyanax fasciatus</i>		O	CD	T		3,8
<i>Astyanax</i> sp1		O	CD	IN		8
<i>Astyanax</i> sp2		O	CD	IN		8
<i>Astyanax</i> sp3		O	CD	IN		8
<i>Bryconamericus</i> sp.		O	CD	T		1,8
<i>Hyphessobrycon eques</i>		I	B	T		3,7,13
<i>Moenkhausia intermedia</i>		I	CD	IN		1,9,10
<i>Serrasalmus maculatus</i>		C	CD	IN		8,9
<i>Serrapinnus notomelas</i>		O	CD	T		3,9,13
Crenuchidae						
<i>Characidium zebra</i>		I	B	T		4,8
Curimatidae						
<i>Steindachnerina insculpta</i>	X	D	B	T		7,9
Anostomidae						
<i>Leporinus obtusidens</i>		O	CD	IN		1,9
<i>Leporinus octofasciatus</i>		O	CD	IN		8,9,10
Erythrinidae						
<i>Hoplias malabaricus</i>	X	C	CD	T		3,8,9
Parodontidae						
<i>Apareiodon affinis</i>		DA	B	T		3,11
<i>Parodon nasus</i>		DA	B	T		3,11
Siluriformes						
Loricariidae						
<i>Hypostomus ancistroides</i>	X	DA	B	T	X	3,8,15
<i>Hypostomus regani</i>	X	DA	B	T	X	8,15

O=onívoro; C=carnívoro; DA=detritívoro-algívoro; D=detritívoro; I=insetívoro; CD=coluna d'água; B=bentônico; S=superfície; T=tolerante; IN=intolerante.

Referências: 1. CASTRO *et al.* (2003); 2. ALKINS-KOO (2000); 3. GERHARD (2005); 4. PINTO-LÔBO (2006); 5. RESENDE *et al.* (2006); 6. Observação direta; 7. BOZZETTI e SCHULZ (2004); 8. WINEMILLER (1989); 9. Conhecimento prévio; 10. VAZZOLER *et al.* (1997); 11. LOWE-McCONNELL (1987); 12. BRAGA (2004); 13. CASATTI *et al.* (2003); 14. BARRETO e ARANHA (2005); 15. GRAHAM (1985).

Tabela 12. Continuação.

Ordem/Família/Espécie	K estrategistas	Grupo trófico	Posição na coluna d'água	Tolerância	Respira ar atmosférico	Referências
<i>Hypostomus</i> sp1	X	DA	B	T	X	8,15
<i>Hypostomus</i> sp2	X	DA	B	T	X	8,15
<i>Hypostomus</i> sp3	X	DA	B	T	X	8,15
<i>Hypostomus</i> sp4	X	DA	B	T	X	8,15
Callichthyidae						
<i>Callichthys callichthys</i>	X	O	B	T	X	7
<i>Corydoras aeneus</i>		I	B	T	X	1,2,8
Heptapteridae						
<i>Imparfinis</i> sp.	X	I	B	IN		4,12
<i>Pimelodella</i> sp1		I	B	IN		3,8
<i>Pimelodella</i> sp2		I	B	T		3,8
Pimelodidae						
<i>Rhamdia quelen</i>	X	C	B	T		4,7,14
Gymnotiformes						
Gymnotidae						
<i>Gymnotus carapo</i>	X	C	CD	T	X	5,7,8,14
<i>Gymnotus</i> sp.	X	C	CD	T	X	5,8
Synbranchiformes						
Synbranchidae						
<i>Synbranchus marmoratus</i>	X	O	B	T	X	7,8,14
Perciformes						
Cichlidae						
<i>Geophagus brasiliensis</i>	X	O	B	T		1,7,14
<i>Oreochromis niloticus</i>	X	DA	CD	T		9,11
<i>Tilapia rendalli</i>	X	DA	CD	T		3,9,11
Cyprinodontiformes						
Poeciliidae						
<i>Phalloceros</i> spp.		O	S	IN		3,6,9,14
<i>Poecilia reticulata</i>		O	S	T		3,8,9

O=onívoro; C=carnívoro; DA=detritívoro-algívoro; D=detritívoro; I=insetívoro; CD=coluna d'água; B=bentônico; S=superfície; T=tolerante; IN=intolerante.

Referências: 1. CASTRO *et al.* (2003); 2. ALKINS-KOO (2000); 3. GERHARD (2005); 4. PINTO-LÔBO (2006); 5. RESENDE *et al.* (2006); 6. Observação direta; 7. BOZZETTI e SCHULZ (2004); 8. WINEMILLER (1989); 9. Conhecimento prévio; 10. VAZZOLER *et al.* (1997); 11. LOWE-McCONNELL (1987); 12. BRAGA (2004); 13. CASATTI *et al.* (2003); 14. BARRETO e ARANHA (2005); 15. GRAHAM (1985).

Tabela 13. Métricas testadas para incorporação no Índice de Integridade Biótica do Ribeirão Guamium, Bacia do Piracicaba, SP.

Métricas	Descrição e resposta à degradação	Referência
<i>Medidas de composição e riqueza</i>		
01- Riqueza de espécies	Tendência a diminuir com aumento da degradação.	KARR <i>et al.</i> (1986); FAUSCH <i>et al.</i> (1990)
02- Dominância (Simpson)	Aumenta com degradação devido à melhor adaptação das espécies generalistas.	CUNICO <i>et al.</i> (2006)
03- Diversidade de Shannon *	Diminui em locais com altos níveis de poluição.	SILVEIRA <i>et al.</i> (2005)
04- Abundância total (densidade) *	Aumenta com a degradação, pelo favorecimento de poucas espécies oportunistas.	presente estudo
<i>Medidas tróficas</i>		
05- Número de categorias tróficas	Diminui em locais mais impactados, em função da menor diversidade de itens.	FERREIRA (2006)
06- Número de espécies carnívoras	Diminui com o aumento da degradação e da complexidade da estrutura trófica.	KARR (1981)
07- Número de espécies onívoras	Aumenta com a degradação devido à sua capacidade adaptativa à falta de alimento.	KARR (1981)
08- Número de espécies insetívoras *	Como a maioria é bentônica, diminui com a degradação.	BOZZETTI (2002); BOZZETTI e SCHULZ (2004); KARR (1981)
09- Número de espécies detritívoras-algívoras *	Tende a diminuir com a degradação em função de maior turbidez e diminuição da produção primária.	BAYLEY e LI (1992)
10- Abundância de onívoros	Aumenta com a degradação devido à sua capacidade adaptativa à falta de alimento.	KARR (1981)
<i>Medidas de tolerância</i>		
11- Número de espécies bentônicas que respiram ar atmosférico *	Aumenta com degradação pois demonstra tolerância ao baixo nível de oxigenação.	BOZZETTI (2002); BOZZETTI e SCHULZ (2004)
12- % de espécies tolerantes *	Devido a sua capacidade de adaptação a situações críticas, aumentam com a degradação.	KARR <i>et al.</i> (1986)

(*) Métricas utilizadas para composição do IIB para o Ribeirão Guamium.

Tabela 13. Continuação.

Métricas	Descrição e resposta à degradação	Referência
<i>Medidas de espécies indicadoras</i>		
13- % de indivíduos da coluna d'água *	A riqueza de espécies nectônicas pode superestimar o IIB, devido ao registro de espécies acidentais; este atributo avalia se estas espécies são representadas por populações numerosas, que tendem a aumentar devido à perda de complexidade do habitat.	FERREIRA (2006); presente estudo
14- Abundância de <i>P. reticulata</i>	Aumenta com a degradação, devido à sua tolerância à poluição	CUNICO <i>et al.</i> (2006)
15- Abundância de indivíduos da Família Characidae	Aumenta com a degradação, devido à grande plasticidade trófica da maioria das espécies deste grupo.	presente estudo
16- Número de espécies Siluriformes *	Diminui com a degradação em função da degradação do substrato.	FERREIRA (2006)
17- Abundância de <i>A. altiparanae</i> *	Aumenta com a degradação, devido à sua tolerância à poluição.	ORSI <i>et al.</i> (2002)
<i>Medidas de Reprodução</i>		
18- Número de espécies de vida longa *	Devido ao longo período necessário para seu desenvolvimento, são as últimas a se reproduzir, sendo que a sua presença indica uma boa qualidade do habitat para seu suporte.	BOZZETTI (2002); BOZZETTI e SCHULZ (2004)

(*) Métricas utilizadas para composição do IIB para o Ribeirão Guamium.

O IIB da época seca apresentou valores superiores aos da época chuvosa, sendo a maioria das estações de coleta classificada como *Moderadamente Impactada* (MI). As melhores condições foram observadas nas Estações 3 e 8, classificadas como *Pouco Impactadas* (PI), enquanto que a Estação 10 foi considerada *Fortemente Impactada* (FI) (Tabela 14 e Figura 26).

Na época chuvosa o IIB apresentou menores valores, com a atribuição do maior valor (56,29) para a Estação 1 (PI), sendo que a maioria das estações de coleta (2, 3, 4, 5, 8, e 9) foram classificadas como *Fortemente Impactadas* (Tabela 15 e Figura 26).

O IIB total (Tabela 16 e Figura 26) indicou que as melhores condições foram atribuídas às Estações 1, 3, 6 e 7, classificadas como *Pouco Impactadas* (PI), enquanto que as Estações 2, 4, 5, 8, 9 e 10, foram classificadas como *Moderadamente Impactadas* (MI). O IIB total de modo geral seguiu a mesma tendência encontrada para ambas as épocas do ano com uma melhor condição ambiental no trecho superior e uma piora dessa condição nos trechos inferiores do Ribeirão Guamium.

A aplicação do teste Multinomial (Tabela 17) indicou que de modo geral não ocorreram diferenças significativas entre o IIB das épocas seca e chuvosa para os diferentes pontos de coleta, com exceção da Estação 3 ($\chi^2= 3,92$; $p=0,05$). Para uma mesma época, embora os pontos tenham sido classificados em diferentes classes de integridade, não foram detectadas diferenças significativas entre eles.

Tabela 14. Valores observados (linha superior) e calculados (negrito) para as diferentes métricas selecionadas para compor o IIB da época seca, nas diferentes estações de coleta do Ribeirão Guamium, SP.

Medidas	Referência*	Estações de coleta									
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Número de espécies bentônicas	18	6	4	7	10	3	4	9	5	8	5
DPQA		3,33	2,22	3,89	5,56	1,67	2,22	5,00	2,78	4,44	2,78
Número de espécies insetívoras	5	3	1	4	4	2	1	2	1	2	1
DPQA		6,00	2,00	8,00	8,00	4,00	2,00	4,00	2,00	4,00	2,00
Número de espécies detritívoras-algívoras	8	1	1	1	2	4	1	2	5	2	4
DPQA		1,25	1,25	1,25	2,50	5,00	1,25	2,50	6,25	2,50	5,00
Número de espécies Siluriformes	12	4	2	6	8	3	3	5	2	4	3
DPQA		3,33	1,67	5,00	6,67	2,50	2,50	4,17	1,67	3,33	2,50
Número de espécies de vida longa	15	5	4	5	8	4	5	5	4	5	5
DPQA		3,33	2,67	3,33	5,33	2,67	3,33	3,33	2,67	3,33	3,33
Abundância de <i>A. altiparanae</i>	10	14	20	11	100	24	13	21	10	47	520
IPQA		7,14	5,00	9,09	1,00	4,17	7,69	4,76	10,00	2,13	0,19
% de espécies tolerantes	64,30	80,00	72,70	81,80	87,50	64,30	70,00	91,70	100,00	100,00	100,00
IPQA		8,04	8,84	7,86	7,35	10,00	9,19	7,01	6,43	6,43	6,43
H' (diversidade de Shannon)	0,88	0,83	0,75	0,88	0,68	0,76	0,82	0,88	0,83	0,84	0,15
DPQA		9,45	8,52	9,95	7,71	8,59	9,28	10,00	9,47	9,59	1,65
% de indivíduos da coluna d'água	34,33	57,89	77,60	52,08	80,68	34,33	58,97	48,89	36,17	50,83	96,03
IPQA		5,93	4,42	6,59	4,25	10,00	5,82	7,02	9,49	6,75	3,57
Densidade total	0,17	0,87	0,26	0,27	0,93	0,86	0,17	0,41	0,24	1,41	2,09
IPQA		1,94	6,44	6,31	1,79	1,94	10,00	4,13	6,95	1,19	0,80
IIB		49,75	43,04	61,28	50,17	50,53	53,29	51,92	57,70	43,70	28,26
Classes de Integridade		MI	MI	PI	MI	MI	MI	MI	PI	MI	FI

* Referência= Valor que representa a melhor condição dentro da bacia.

DPQA= Diretamente Proporcional à Qualidade Ambiental; IPQA= Inversamente Proporcional à Qualidade Ambiental.

PI= Pouco Impactado, MI= Moderadamente Impactado e FI= Fortemente Impactado.

Tabela 15. Valores observados (linha superior) e calculados (negrito) para as diferentes métricas selecionadas para compor o IIB da época chuvosa, nas diferentes estações de coleta do Ribeirão Guamium, SP.

Medidas	Referência*	Estações de coleta									
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Número de espécies bentônicas	15	5	3	4	2	3	2	7	5	6	8
DPQA		3,33	2,00	2,67	1,33	2,00	1,33	4,67	3,33	4,00	5,33
Número de espécies insetívoras	7	3		3				1	1	2	2
DPQA		4,29	0,00	4,29	0,00	0,00	0,00	1,43	1,43	2,86	2,86
Número de espécies detritívoras-algívoras	8		3	2	1	2	1	4	2	2	6
DPQA		0,00	3,75	2,50	1,25	2,50	1,25	5,00	2,50	2,50	7,50
Número de espécies Siluriformes	12	3	2	2	1	2	1	5	3	3	2
DPQA		2,50	1,67	1,67	0,83	1,67	0,83	4,17	2,50	2,50	1,67
Número de espécies de vida longa	14	5	4	3	2	3	4	6	5	5	10
DPQA		3,57	2,86	2,14	1,43	2,14	2,86	4,29	3,57	3,57	7,14
Abundância de <i>A. altiparanae</i>	1	1	2	6	6	4	1	5	8	15	292
IPQA		10,00	5,00	1,67	1,67	2,50	10,00	2,00	1,25	0,67	0,03
% de espécies tolerantes	63,64	63,64	100,00	77,78	83,33	87,50	87,50	100,00	100,00	100,00	100,00
IPQA		10,00	6,36	8,18	7,64	7,27	7,27	6,36	6,36	6,36	6,36
H' (diversidade de Shannon)	0,97	0,92	0,55	0,77	0,71	0,76	0,74	0,97	0,62	0,75	0,75
DPQA		9,51	5,66	7,98	7,39	7,87	7,70	10,00	6,41	7,79	7,79
% de indivíduos da coluna d'água	19,32	62,50	65,38	38,78	32,14	30,43	27,59	32,43	19,32	45,45	55,70
IPQA		3,09	2,95	4,98	6,01	6,35	7,00	5,96	10,00	4,25	3,47
Densidade total	0,09	0,09	0,10	0,18	0,10	0,20	0,10	0,18	0,35	0,43	2,97
IPQA		10,00	9,00	5,00	9,00	4,50	9,00	5,00	2,57	2,09	0,30
IIB		56,29	39,25	41,07	36,55	36,80	47,25	48,87	39,93	36,60	42,46
Classes de Integridade		PI	FI	FI	FI	FI	MI	MI	FI	FI	MI

* Referência= Valor que representa a melhor condição dentro da bacia.

DPQA= Diretamente Proporcional à Qualidade Ambiental; IPQA= Inversamente Proporcional à Qualidade Ambiental.

PI= Pouco Impactado, MI= Moderadamente Impactado e FI= Fortemente Impactado.

Tabela 16. Valores observados (linha superior) e calculados (negrito) para as diferentes métricas selecionadas para compor o IIB total, nas diferentes estações de coleta do Ribeirão Guamium, SP.

Medidas	Referência*	Estações de coleta									
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Número de espécies bentônicas	19	7	5	9	10	5	5	11	6	9	11
DPQA		3,68	2,63	4,74	5,26	2,63	2,63	5,79	3,16	4,74	5,79
Número de espécies insetívoras	7	4	1	5	4	2	1	2	1	2	2
DPQA		5,71	1,43	7,14	5,71	2,86	1,43	2,86	1,43	2,86	2,86
Número de espécies detritívoras-algívoras	11	1	3	4	4	2	3	7	3	5	8
DPQA		0,91	2,73	3,64	3,64	1,82	2,73	6,36	2,73	4,55	7,27
Número de espécies Siluriformes	12	4	3	7	8	4	4	7	3	5	4
DPQA		3,33	2,50	5,83	6,67	3,33	3,33	5,83	2,50	4,17	3,33
Número de espécies de vida longa	17	6	6	7	7	5	6	8	5	6	12
DPQA		3,53	3,53	4,12	4,12	2,94	3,53	4,71	2,94	3,53	7,06
Abundância de <i>A. altiparanae</i>	14	15	22	17	106	28	14	26	18	62	812
IPQA		9,33	6,36	8,24	1,32	5,00	10,00	5,38	7,78	2,26	0,17
% de espécies tolerantes	66,67	76,92	76,92	75,00	82,35	66,67	69,23	93,75	100,00	100,00	100,00
IPQA		8,67	8,67	8,89	8,10	10,00	9,63	7,11	6,67	6,67	6,67
H' (diversidade de Shannon)	1,00	0,90	0,88	1,00	0,74	0,86	0,94	0,97	0,82	0,91	0,51
DPQA		8,95	8,74	10,00	7,43	8,58	9,42	9,69	8,21	9,05	5,11
% de indivíduos da coluna d'água	45,36	58,70	73,33	45,36	74,02	100,00	100,00	98,43	100,00	99,14	96,71
IPQA		7,73	6,19	10,00	6,13	4,54	4,54	4,61	4,54	4,58	4,69
Densidade total	0,13	0,35	0,16	0,21	0,45	0,41	0,13	0,30	0,30	0,82	2,53
IPQA		3,62	7,80	6,06	2,88	3,11	10,00	4,33	4,27	1,56	0,51
IIB		55,47	50,57	68,65	51,25	44,81	57,24	56,67	44,21	43,95	43,46
Classes de Integridade		PI	MI	PI	MI	MI	PI	PI	MI	MI	MI

* Referência= Valor que representa a melhor condição dentro da bacia.

DPQA= Diretamente Proporcional à Qualidade Ambiental; IPQA= Inversamente Proporcional à Qualidade Ambiental.

PI= Pouco Impactado, MI= Moderadamente Impactado e FI= Fortemente Impactado.

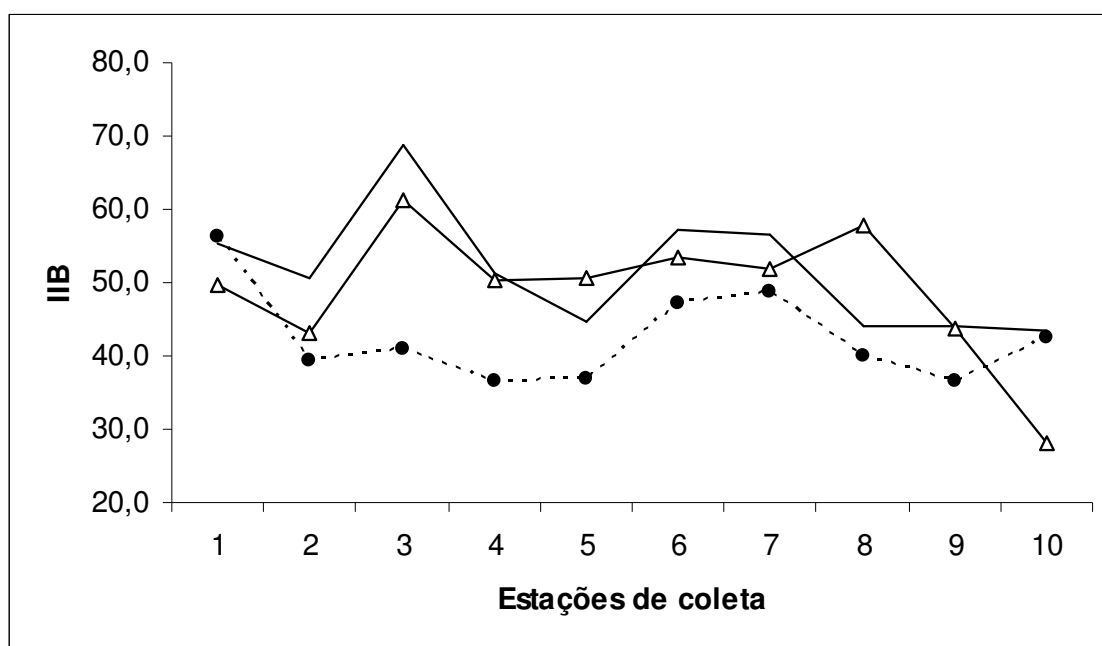


Figura 26. IIB das épocas seca (—Δ—), chuvosa (---●---) e total (—), calculados para as diferentes estações de coleta do Ribeirão Guamium, SP.

Tabela 17. Valores do IIB obtidos para as diferentes estações de coleta na época seca, chuvosa e total, e resultados do teste Multinomial comparando diferenças sazonais e espaciais no Ribeirão Guamium, SP.

Época do ano	Estações de coleta										χ^2	P
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10		
Seca	49,75	43,04	61,28	50,17	50,53	53,29	51,92	57,70	43,70	28,26	15,27	0,08
Chuvosa	56,29	39,25	41,07	36,55	36,80	47,25	48,87	39,93	36,60	42,46	9,14	0,42
Total	55,47	50,57	68,65	51,25	44,81	57,24	56,67	44,21	43,95	43,46	11,60	0,23
χ^2	0,47	0,20	3,92	2,28	2,28	0,36	0,09	3,38	0,62	2,80		
P	0,49	0,66	0,05	0,13	0,13	0,55	0,76	0,07	0,43	0,09		

Valores $p \leq 0,05$ são considerados significativos.

Comparando-se o IIB médio e o IQA médio (Figura 27), verifica-se que ambos seguiram uma tendência de diminuição dos valores ao longo do rio, refletindo as condições mais degradadas dos trechos finais (Estações 9 e 10).

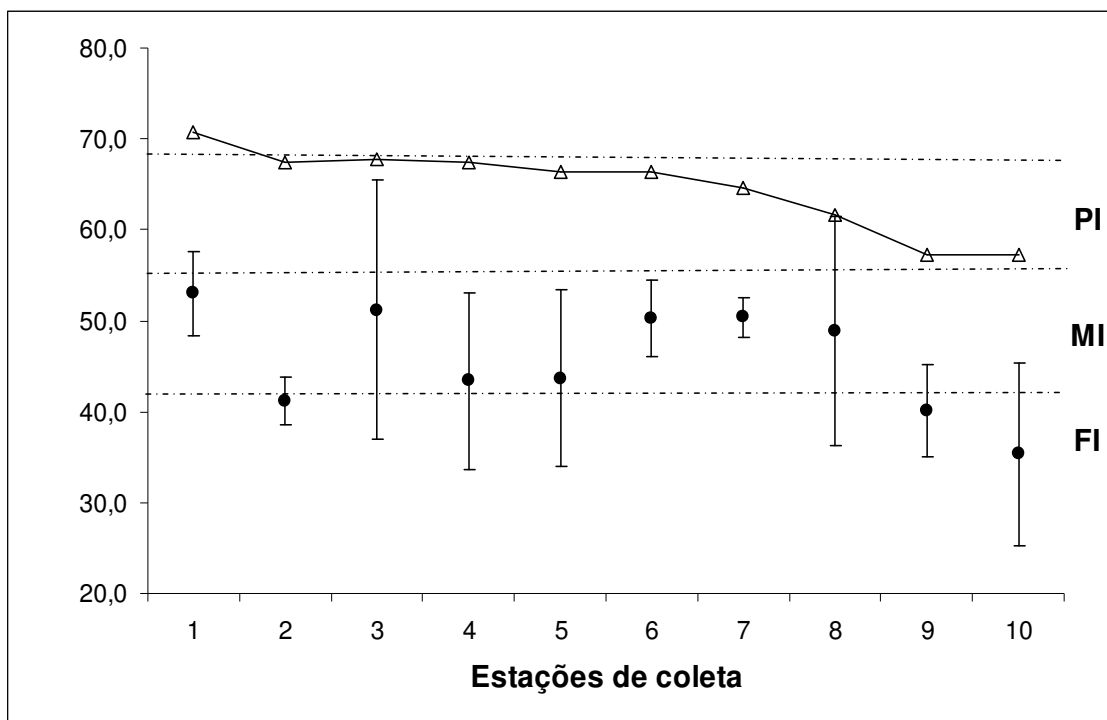


Figura 27. IQA médio (—Δ—) e IIB médio (●) com desvio padrão, e classes de integridade calculadas para os diferentes pontos de coleta ao longo do Ribeirão Guamium, SP. PI = pouco impactado; MI = moderadamente impactado; FI = fortemente impactado.

4. DISCUSSÃO

4.1. Estrutura e distribuição longitudinal da comunidade de peixes

A influência do uso do solo sobre a qualidade da água em rios tem sido estudada, sobretudo na região temperada, e mais recentemente na Amazônia (WILLIAMS e MELACK, 1997) e Bacia do Piracicaba (SP), onde a presença de áreas urbanas e agrícolas, sobretudo da cultura canavieira, tem mostrado que a maior fonte de nitrogênio na bacia é proveniente da aplicação de fertilizantes (FILOSO *et al.*, 2003). Da mesma forma, tem sido verificado que a qualidade da água em rios de pequeno porte desta bacia tem sido severamente afetada pela presença de esgotos, refletindo-se em aumentos de carbono orgânico e inorgânico dissolvido, bem como da condutividade elétrica (DANIEL *et al.*, 2002). Dentro da classificação proposta por estes autores, que verificaram valores de condutividade elétrica variando entre 50 a 100 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ para as regiões mais pristinas e 400 a 600 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ para as mais degradadas na Bacia do Piracicaba, o Ribeirão Guamium pode ser considerado de moderado impacto dentro da bacia, com condições de deterioração crescente ao longo do seu eixo longitudinal. Considerando-se as condições gerais da área de estudo de acordo com o enquadramento proposto pelo órgão regulamentador do Ministério do Meio Ambiente (CONAMA - Resolução nº 357, 2005) para águas de classe 2, verificou-se que sobretudo a amônia (5,1 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) e fósforo total (267,5 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) estiveram acima dos valores estabelecidos (3,7 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ e 0,05 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, respectivamente), indicando elevada eutrofização nos trechos finais.

De acordo com a composição de espécies encontrada no Ribeirão Guamium, verificou-se que ocorreu um predomínio de representantes da Ordem Characiformes (50,0 %) seguida de Siluriformes (31,6 %). O predomínio de espécies dessas ordens em riachos da região Neotropical já havia sido apontado por LOWE-McCONNELL (1999) e BUCKUP (1999). Segundo CASTRO e MENEZES (1998), Characiformes e Siluriformes representam 88% da ictiofauna de água doce do estado de São Paulo.

Diversos estudos tem verificado o efeito das alterações físicas e químicas da água sobre a composição e distribuição longitudinal de espécies de peixes (REASH e BERRA, 1987; HUGHES e GAMMON, 1987; SCHLOSSER, 1990; CUNICO *et al.*, 2006), relacionando a presença de poluentes e demais impactos provenientes de atividades antrópicas com uma redução do número de espécies e um aumento da densidade de espécies resistentes às variações ambientais.

Comparando-se o número de espécies encontradas no Ribeirão Guamium (38) com outros estudos realizados na Bacia do Piracicaba, verifica-se que o número de espécies foi semelhante aos encontrados por CETRA e PETRERE JR. (2006) no Rio Corumbataí (35 espécies) e LIMA-JUNIOR *et al.* (2006) 39 para o mesmo rio.

A alta representatividade numérica e em termos de biomassa de algumas espécies como *A. altiparanae*, *A. fasciatus* e *G. brasiliensis* na época seca, e *P. reticulata*, *A. fasciatus* e *G. carapo* na chuvosa, parece indicar uma maior capacidade de adaptação destas espécies ao ambiente em questão, seguindo o conceito de que a abundância relativa de espécies tolerantes tende a aumentar com a urbanização (PAUL e MEYER, 2001). Resultados semelhantes foram encontrados por CUNICO *et al.* (2006), que verificaram que *P. reticulata* foi a espécie dominante em rios poluídos, indicando a influência do meio urbano sobre a assembléia de peixes, e por SCHULZ e MARTINS-JR. (2001), que consideram *A. fasciatus* uma espécie resistente à poluição da água.

Os resultados relativos à similaridade entre estações de coleta, indicaram diferenças entre a época seca e chuvosa, sugerindo uma maior homogeneização das condições ambientais no período chuvoso, devido ao agrupamento das Estações 2 a 9. No período seco, a separação das Estações 1,2 e 5 das demais, parece ser indicativa de que este grupo refletiu uma associação de espécies relacionada à locais com melhor qualidade de água. Diversos modelos têm sido utilizados para explicar a organização de comunidades em riachos, sugerindo que a comunidade pode variar

abruptamente em locais onde a ordem do rio se modifica (LOTRICH, 1973), mudar gradativamente com a ordem (FAUSCH *et al.*, 1984) ou rápida ou gradualmente em função das mudanças físicas e químicas da água (MATTHEWS, 1986).

O índice de diversidade Beta tem sido empregado para medir como a composição de espécies varia ao longo de gradientes ambientais (HARRISON *et al.*, 1992; LORANCE *et al.*, 2002). Os resultados obtidos para o Ribeirão Guamium indicaram uma predominância dos processos de substituição no trecho médio-superior, possivelmente refletindo uma maior heterogeneidade ambiental, representada por diferentes características estruturais do ambiente neste trecho. Tais mudanças incluem a transição entre ordens entre Estação 1 e 2, região na qual também ocorre uma represa, a presença de uma área alagada entre as Estações 2 e 3, e a localização da Estação 6 à jusante de uma pequena represa. A partir da Estação 7, o processo de adição passou a predominar, refletindo maior uniformidade entre os trechos. Embora tais resultados sejam distintos de outros estudos que verificaram um aumento da heterogeneidade ambiental e do processo de substituição nos trechos inferiores (CUNICO *et al.*, 2006; PETRY e SCHULZ, 2006), deve-se considerar que variações na qualidade da água podem desordenar o padrão normal de zonação longitudinal (TRAMER e ROGERS, 1973).

Os dados relativos à estrutura da comunidade ao longo do Ribeirão Guamium, indicaram pequenas variações entre os pontos de coleta das Estações 1 a 7, em contraposição ao conceito de contínuo fluvial (VANNOTE *et al.*, 1980), segundo o qual são esperados aumentos na riqueza, densidade, biomassa e diversidade de espécies no sentido montante-jusante, em função do aumento da complexidade física e estrutural de habitats (SCHLOSSER, 1990; PIRES *et al.*, 1999), padrão este verificado principalmente para rios não impactados. Todavia, no trecho inferior (Estações 8 a 10) a densidade, biomassa e dominância aumentaram, enquanto que a diversidade, riqueza e equitabilidade diminuíram, indicando uma forte influência dos pontos mais impactados sobre a estrutura da comunidade. Tais resultados diferem de outros estudos que verificaram que a abundância de peixes em locais com

influências agrícolas e urbanas diminuiu (VILA-GISPERT *et al.*, 2002), enquanto que a diversidade e riqueza aumentaram em locais sujeitos a distúrbios antrópicos (LEIDY e FIELDER, 1985), o que sugere que os níveis moderados de poluição (DBO 2-4 mg.L⁻¹) encontrados no Ribeirão Guamium podem estar estimulando a produtividade de peixes.

Nestes trechos, a maior contribuição em termos de biomassa e dominância ocorreu principalmente devido ao aumento de *A. altiparanae*, espécie onívora de alta plasticidade trófica (CASSEMIRO *et al.*, 2002), que aparentemente prolifera em ambientes sujeitos a impactos antrópicos, conforme verificado para áreas degradadas da bacia do Rio Tibagi (ORSI *et al.*, 2002). Da mesma forma, *P. reticulata*, também dominante neste trecho é uma espécie que exibe alta tolerância à poluição, apresentando forte relação com as elevadas concentrações de fósforo (CUNICO *et al.*, 2006). Outras espécies como *S. notomelas*, *Bryconamericus* sp., *C. zebra* e *A. affinis*, *R. quelen* e *Hypostomus* sp3 associadas aos trechos mais impactados parecem ter sido favorecidas pelas condições mais eutróficas dos trechos finais, que podem ter causado um aumento do alimento disponível como invertebrados e algas. Apesar da presença destas espécies, pode se afirmar que a predominância de indivíduos onívoros nos trechos finais do Ribeirão Guamium é indicativa da degradação destes locais, conforme já verificado em outros estudos, que tem utilizado esta métrica como indicadora da integridade biológica de ambientes aquáticos (KARR, 1981).

Embora a qualidade da água pareça ser um fator preponderante na distribuição das espécies do Ribeirão Guamium, as características estruturais dos diferentes trechos de coleta podem explicar a ocorrência de assembléias características para determinados trechos como o ponto próximo à nascente (Estação 1) onde ocorreram espécies raras tais como *C. callichthys*, *S. insculpta*, *C. aeneus*. Esta região caracterizou-se pela baixa profundidade e vazão, favorecendo espécies como *C. callichthys*, que tem a capacidade de sobreviver em ambientes extremos, em regiões de águas lentas com vegetação marginal densa, sujeitos à dessecação, confirmando uma forte relação entre as características do micro-habitat e a distribuição de espécies.

A diminuição da diversidade e riqueza nos trechos mais impactados do rio podem ser atribuídas principalmente à perda de diversas espécies de *Hypostomus* no período seco, bem como de *Pimelodella*, características do trecho médio do rio. De acordo com POWER (1990), *Hypostomus* exhibe preferência por águas limpas e correntes, ocorrendo em regiões iluminadas de fundo rochoso. À semelhança dos resultados obtidos por CASATTI (2005), que observou que este gênero esteve associado principalmente a riachos mais preservados, o presente estudo indicou uma preferência do *Hypostomus* sp. pelos trechos menos poluídos do Ribeirão Guamium.

Nos últimos anos, vários estudos têm abordado a questão da utilização de atributos da comunidade como indicadores da qualidade de ecossistemas, sendo que uma das ferramentas utilizadas com este enfoque - o Índice de Integridade Biótica proposto por KARR (1981), originalmente desenvolvido para avaliação da integridade da ictiofauna de pequenos riachos de clima temperado do centro-oeste dos Estados Unidos e adaptado para outras regiões e riachos de clima tropical (LYONS *et al.*, 1995; GANASAN e HUGUES, 1998; ARAÚJO, 1998), tem sido utilizado para verificar alterações nos corpos d'água.

Considerando-se que a biota aquática é capaz de responder a uma série de distúrbios, podendo efetivamente sintetizar a história recente das condições ambientais em um rio (ROSENBERG e RESH, 1993), a identificação e seleção dos atributos da população ou comunidade que possam refletir a degradação no ambiente aquático é imprescindível para medir a qualidade ambiental (BUSS *et al.*, 2003). Neste contexto, os atributos biológicos da comunidade do Ribeirão Guamium, tais como abundância, biomassa, riqueza e diversidade, foram indicadores das modificações ambientais ao longo do rio e mostraram, tanto de forma isolada ou combinada a outros atributos, que podem ser utilizados como medidas de avaliação e biomonitoramento deste ribeirão em estudos futuros.

Baseando-se no conceito de que as respostas da comunidade de peixes a impactos antrópicos, ocorrem em diferentes níveis dependendo do grau de urbanização (PAUL e MEYER, 2001), os resultados aqui obtidos mostraram

que a ictiofauna das regiões com predomínio de cana-de-açúcar não apresentaram alterações marcantes, em oposição aos trechos inferiores, onde um maior aporte de maior carga orgânica pode ter influenciado a perda de algumas espécies. Embora estes resultados indiquem que no ambiente em questão as modificações observadas estejam refletindo um estágio inicial de degradação, eles sugerem que o aumento das cargas orgânicas e da área urbanizada neste e em outros rios semelhantes poderão afetar irreversivelmente a comunidade, a exemplo de outros corpos d'água sujeitos à intensa eutrofização.

4.2. Índice de Integridade Biótica

4.2.1. Adaptação do IIB

Segundo KARR *et al.* (1986), o IIB apresenta a capacidade de integrar diversos atributos ecológicos gerando um conjunto de medidas, cujos resultados e diagnósticos são mais confiáveis do que a utilização de um determinado critério isolado.

Com o IIB, várias medidas de composição, estrutura e organização funcional da comunidade de peixes são avaliadas. Segundo ARAÚJO (1998), cada espécie de peixe tem características de tolerâncias diferentes a qualidade da água, tipo de habitat e outras condições ambientais. Como espécies intolerantes são as primeiras a desaparecer com a influência do homem (BARBOUR *et al.*, 1999), esse desaparecimento pode ser atribuído à degradação da qualidade da água, à degradação do habitat ou a uma combinação destes dois (TERRA, 2004).

No presente estudo, devido à dificuldade de encontrar na região de Piracicaba riachos em condições naturais e informações na literatura que pudessem ser utilizadas como referência, e considerando que uma base referencial é essencial para aplicação do IIB, optou-se pela metodologia que utiliza pontos de referência de “distúrbio mínimo”, descrita para os riachos da bacia do Rio dos Sinos por BOZZETTI (2002) e BOZZETTI e SCHULZ (2004).

Tal método tem sido empregado com sucesso em regiões em que não existe qualquer informação histórica ou pontos visivelmente menos perturbados que os demais (GANASAN e HUGUES, 1998; PINTO *et al.*, 2006).

Algumas das medidas utilizadas para composição do IIB para o Ribeirão Guamium, já foram testadas em outros estudos e tiveram sua eficiência comprovada, como por exemplo, o *número de espécies bentônicas*, *número de espécies de vida longa*, *número de espécies insetívoras*, *número de espécies de Siluriformes*, *porcentagem de espécies tolerantes* e *diversidade de espécies* (FERREIRA, 2006; PINTO *et al.*, 2006; HUED e BISTONI, 2005; MARCIANO *et al.*, 2004; TERRA, 2004; ARAÚJO *et al.*, 2003; BOZZETTI, 2002; TOHAM e TEUGELS, 1999; ARAÚJO, 1998; GANASAN e HUGHES, 1998; KARR *et al.*, 1986; entre outros). A métrica *porcentagem de indivíduos da coluna d'água* foi adaptada de GANASAN e HUGHES (1998), que originalmente consiste do número de indivíduos da coluna d'água.

As métricas adaptadas para o IIB do Ribeirão Guamium foram: *Número de espécies detritívoras-algívoras*, *Densidade total* e *Abundância de A. altiparanae*. Com o *número de espécies detritívoras-algívoras*, uma diminuição desta guilda nos pontos mais impactados, em função da maior turbidez e diminuição da produção primária, principalmente nos locais mais sombreados e com substrato instável, foi a resposta esperada.

Embora a resposta da métrica *densidade total* aos efeitos da poluição varie de acordo com a literatura (HUED e BISTONI, 2005), esta foi incluída por distinguir claramente os pontos mais impactados dos menos impactados, representando, sobretudo a contribuição de *A. altiparanae*, *A. fasciatus* e *P. reticulata* nos trechos com influências da área urbana. A métrica *Abundância de A. altiparanae* também foi importante para a composição do IIB para o Ribeirão Guamium, uma vez que contribuiu para diferenciar os pontos mais degradados dos menos degradados.

4.2.2. Relação entre o IIB e a qualidade da água

A integridade biótica da comunidade de peixes do Ribeirão Guamium, quantificada pelo IIB, apresentou relações com a qualidade da água conforme resultados obtidos através do Índice de Qualidade da Água (IQA). Todavia, os valores mais elevados do IQA na época chuvosa não foram compatíveis com os menores valores do IIB encontrados nesta época, o que parece indicar a influência de outros fatores não mensurados neste estudo. Estes resultados estão de acordo com aqueles obtidos por ARAÚJO (1998) que verificou que o IIB obtido para o Rio Paraíba do Sul foi mais elevado na época seca do que chuvosa, atribuindo este fato aos maiores índices pluviométricos que podem aumentar a carga de material alóctone para o rio, com reflexos negativos da integridade biótica.

Diversos estudos têm demonstrado a habilidade do IIB em detectar uma grande variedade de tipos de degradação (TOHAM e TEUGELS, 1999). No presente estudo, os resultados obtidos parecem ter refletido um conjunto de perturbações de origem difusa e pontual. Tais influências podem ser atribuídas tanto aos eventos que ocorrem ao nível de bacia hidrográfica, como a lixiviação do solo no período chuvoso, que pode contribuir com o aporte de pesticidas e herbicidas, conforme verificado por ARMAS *et al.* (2005) para a Bacia do Corumbataí, como às condições locais, representadas por alterações da vegetação ripária e entradas pontuais de esgoto.

4.2.3. Variação sazonal

Na análise comparativa entre épocas, as variações menos pronunciadas do IIB entre as diferentes estações na época chuvosa parecem estar relacionadas a uma maior uniformização das condições ambientais nesta época, fato já assinalado em outros estudos (BOZZETTI e SCHULZ, 2004; PINTO *et al.*, 2006), que indicam que a avaliação do IIB deve ser realizada preferencialmente no período seco, quando a captura da ictiofauna é mais efetiva, e os efeitos dos poluentes e degradação do habitat são mais pronunciados. Tal recomendação também tem sido assinalada para programas

de biomonitoramento nos Estados Unidos (PLAFKIN *et al.*, 1989; MEADOR *et al.*, 1993).

O IIB obtido para o Ribeirão Guamium variou entre épocas do ano, no entanto, somente foi verificada diferença significativa na Estações 3, o que está de acordo com outros estudos, que não observaram diferenças significativas entre o IIB nas diferentes épocas do ano (BOZZETI e SCHULZ, 2004; TERRA, 2004; ARAÚJO, 1998). As mudanças nas classes de integridade na maioria das estações de coleta, com uma piora das condições ambientais na época chuvosa, ocorreram principalmente devido à diminuição dos escores das métricas *Número de espécies insetívoras*, *Número de espécies detritívoras-algívoras* e *Número de espécies Siluriformes*, indicando uma possível resposta das mesmas a modificações locais.

Embora o IIB total tenha servido como base de referência para as comparações entre épocas, o IIB médio parece ter refletido de forma mais efetiva as variações ambientais entre os diferentes pontos, apresentando uma tendência semelhante ao IQA médio. Considerando-se, todavia que o objetivo do desenvolvimento de um índice multimétrico deve levar em conta a sua facilidade de aplicação, reduzindo o custo das análises e coletas em apenas um período do ano, como a época seca, pode ser recomendada.

Além disto, deve-se considerar que a eficiência do método de coleta também varia entre as épocas do ano, devido a um aumento do volume de água que causa maior dispersão dos peixes, podendo influenciar o IIB. Este fato, também assinalado por PINTO *et al.* (2006) para o Rio Paraíba do Sul, resulta na dificuldade de captura de algumas espécies, conforme também verificado para o Ribeirão Guamium, onde um maior número de espécies, sobretudo aquelas de baixa ocorrência, ocorreu na época seca.

4.2.4. Diferenças entre área urbana e agrícola

As observações de campo mostraram diferentes influências em cada local de coleta, como descartes esporádicos de pequeno efluente da

piscicultura (Estação 3), lançamento de águas tratadas da ETE (à jusante da Estação 4), lançamento clandestino de líquido escuro com forte odor, observado e informado por moradores locais (à jusante da Estação 8) e aporte de esgoto doméstico (Estações 6, 7, 8, 9 e 10), bem como a presença de uma extensa área alagada entre as Estações 1 e 2, e a presença de 4 represas. Assim, na análise dos valores obtidos, deve-se considerar que o IIB reflete o conjunto de perturbações e condições de cada local, mostrando de que forma a ictiofauna responde em termos de organização aos impactos a que está sujeita.

As melhores condições na época seca, na região constituída por cana-de-açúcar (Estações 1 a 5), foram observadas na Estação 3, tendo contribuído para este valor as métricas *Número de espécies insetívoras*, *Abundância de A. altiparanae* e *Diversidade de Shannon*. Já na região urbana sob a influência de indústrias e esgoto doméstico (Estações 6 a 10), a melhor condição ocorreu na Estação 8, para o qual contribuíram as métricas *Número de espécies detritívoras-algívoras*, *Abundância de A. altiparanae* e *Densidade total*. Embora neste trecho ocorram despejos de esgoto “*in natura*”, as quantidades lançadas não parecem ter sido suficientes para desestabilizar a comunidade, conforme verificado nas Estações 9 e 10.

De modo geral, os trechos médio e superior, onde a maior interferência é causada pela extensa área de cultivo de cana-de-açúcar, foram classificados como *Pouco Impactados* a *Moderadamente Impactados*, refletindo uma melhor condição e indicando que os efeitos causados pela agricultura quando comparados à influência urbana, foram pouco evidentes. Tal fato, também foi relatado para riachos em Wisconsin, EUA, onde locais sob influência da agricultura apresentaram melhores condições de integridade biótica, enquanto que a área sob influência urbana esteve fortemente associada a uma baixa integridade (WANG *et al.*, 1997).

Os resultados aqui obtidos, também estão de acordo com outros estudos (PINTO *et al.*, 2006) que verificaram que altos valores de IIB no Rio Paraíba do Sul estiveram associados a um menor uso urbano do solo, ocorrendo, sobretudo em regiões com predomínio de pasto. BOZZETTI e SCHULZ (2004),

verificaram em arroios do Rio Grande do Sul, que os menores valores de IIB estiveram relacionados com a exposição a diversos impactos tais como a descarga de efluentes domésticos, industriais e rejeitos orgânicos de suinocultura, pesticidas de extensas lavouras adjacentes e desmatamento das margens com conseqüente erosão, agravada pela pastagem de animais de grande porte. GANASAN e HUGUES (1998) verificaram que o IIB em rios na Índia aumentou à jusante de áreas urbanas, enfatizando que a contaminação por metais e a poluição orgânica proveniente de centros urbanos constitui a maior causa de degradação dos rios daquela região.

Embora na Bacia do Ribeirão Guamium, a área urbana ocupe apenas 7% do total da bacia, os efeitos de fontes pontuais de esgoto neste trecho foram os que apresentaram os resultados mais drásticos sobre a ictiofauna. Todavia, deve-se considerar que os efeitos de fontes pontuais de poluição sobre peixes são difíceis de serem separados de outras contribuições difusas que ocorrem em áreas urbanas (SCHLEIGER, 2000).

As alterações observadas na estrutura da comunidade nos trechos finais do Ribeirão Guamium ocorreram principalmente devido à diminuição da diversidade, com dominância de espécies onívoras como *A. altiparanae* e a ausência de espécies intolerantes. Como é sabido, alterações na qualidade da água podem causar mudanças na estrutura da comunidade devido a flutuações dos recursos alimentares (KARR *et al.*, 1986), levando à dominância de espécies onívoras na comunidade (KARR, 1981; KARR *et al.*, 1986).

Efeitos semelhantes já foram observados por outros autores estudando riachos de regiões urbanas, que observaram que a diversidade e abundância diminuem, enquanto que a abundância relativa dos taxa tolerantes aumenta com uma maior urbanização (ONORATO *et al.*, 2000). De acordo com PAUL e MEYER (2001), diferentes respostas ao aumento da urbanização podem ocorrer, com perda de espécies sensíveis quando a ocupação do solo varia de 0 a 5%, degradação do habitat e perda dos grupos funcionais (ocupação de 5 a 15%), e degradação severa da comunidade quando o uso do solo é superior a 15%.

4.2.5. Avaliação do IIB

Considerando-se a microbacia do Ribeirão Guamium em termos de características físicas dentro da Bacia do Piracicaba, pode-se afirmar que esta já se encontra dentro de uma condição de impacto severo, devido à sua inserção em uma área urbana, à predominância da cana-de-açúcar e à baixa porcentagem de floresta remanescente e áreas em regeneração natural, sugerindo a necessidade de ações de recuperação emergencial, conforme proposto por BARRETO *et al.* (2005). Todavia, os resultados relativos à qualidade da água quando analisados comparativamente a outros rios da Bacia do Piracicaba, indicam que o Ribeirão Guamium ainda se encontra em uma condição intermediária de degradação, visto que rios como o Córrego do Tatu e do Enxofre apresentaram distúrbios mais intensos, verificados principalmente através dos altos valores de condutividade (DANIEL *et al.*, 2002).

De modo geral, o IIB respondeu positivamente às diferentes condições ambientais das estações de coleta do Ribeirão Guamium, detectando as influências distintas nos diversos trechos amostrados, o que indica que o mesmo poderá ser utilizado como ferramenta de monitoramento de baixo custo, podendo ser aplicado a outros rios da região. Todavia, deve-se levar em conta a afirmação de ARAÚJO (1998) de que deve existir uma cautela na aplicação do IIB, visto que é improvável que um único valor possa refletir as variações naturais e antrópicas de maneira adequada.

Além de utilizar o IIB em programas de monitoramento de qualidade da água de rios da Bacia do Piracicaba, estudos mais aprofundados examinando os efeitos de atividades agrícolas e urbanas sobre a ictiofauna de riachos se fazem necessários. Paralelamente, avaliações da toxicidade da poluição difusa e de fontes pontuais sobre a qualidade da água e a ictiofauna, irão contribuir para esclarecer os mecanismos responsáveis pelos impactos da agricultura e da ocupação urbana do solo sobre ambientes lóticos, permitindo a adoção de estratégias adequadas de manejo e conservação.

5. CONCLUSÕES

- Ao longo do período de estudo foram registradas um total de 38 espécies, ocorrendo a predominância de *A. altiparanae* na época seca e *P. reticulata*, na chuvosa.
- As variações de abundância, biomassa, riqueza, diversidade, equitabilidade e dominância foram pouco acentuadas no trecho médio-superior, modificando-se nos trechos finais, sujeitos a uma maior carga orgânica, onde *A.altiparanae* e *P.reticulata* foram dominantes.
- O Índice de Diversidade β_2 indicou que ocorreram processos de adição de espécies nos trechos finais do Ribeirão Guamium, possivelmente devido a um aumento da carga orgânica e presença de espécies tolerantes, enquanto que processos de substituição ocorreram nos trechos iniciais do ribeirão.
- A composição ictiofaunística variou ao longo do rio, diferenciando os trechos iniciais do trecho médio e do ponto mais próximo à foz.
- A análise de regressão linear múltipla entre os diferentes parâmetros da comunidade e variáveis ambientais indicou que a amônia foi o descritor que melhor explicou as variações de biomassa, enquanto que as variações na diversidade foram explicadas pela alcalinidade, amônia, ortofosfato, profundidade e vazão.
- A Análise Canônica de Correspondência indicou grupos de espécies associados aos locais com características físicas e químicas distintas, o que foi atribuído a diferenças estruturais do habitat, bem como às modificações na qualidade da água ao longo do rio.
- As métricas selecionadas para composição do IIB foram adequadas para avaliar os diferentes trechos do Ribeirão Guamium, demonstrando

a possibilidade de utilização do método do “distúrbio mínimo” como condição de referência, para aplicação no presente estudo.

- Através do IIB, diferentes graus de comprometimento do habitat aquático foram detectados, com valores mais baixos sobretudo nos trechos inferiores, localizados na região urbana, que foram classificados como *Fortemente Impactados*, refletindo a maior degradação das estações sujeitas a uma elevada carga orgânica.
- O IIB médio refletiu as variações ambientais entre as diferentes estações de coleta, apresentando uma tendência semelhante ao IQA médio, indicando uma aparente relação entre a qualidade da água e a estrutura da ictiofauna.
- Os valores do IQA na época chuvosa não foram compatíveis com os menores valores do IIB nesta época, sugerindo que outros fatores ambientais não mensurados neste estudo, tais como o aporte de herbicidas, pesticidas, metais pesados e etc., possam estar influenciando a estrutura da comunidade neste período.
- As alterações na estrutura da comunidade nos trechos finais do Ribeirão Guamium influenciadas pela urbanização, ocorreram principalmente devido à diminuição da diversidade, com dominância de espécies onívoras como *A. altiparanae* e aumento da densidade total.

6. RECOMENDAÇÕES

Em função das várias peculiaridades da microbacia do Ribeirão Guamium e do seu estado atual de conservação, este foi inserido no programa desenvolvido pela Prefeitura de Piracicaba (Projeto Beira Rio), que apresenta diretrizes para o município com a proposta de um Zoneamento Ecológico-Econômico, criando um sistema de Áreas de Proteção Ambiental, com a participação do poder público e da sociedade na gestão e monitoramento do território visando um desenvolvimento sustentável.

Seguindo este conceito, foi criado o projeto: “Microbacia do Ribeirão Guamium, Piracicaba, SP: uma proposta integrada de diagnóstico, recuperação, monitoramento e educação ambiental”, com o intuito de reverter o quadro atual de degradação ambiental deste ribeirão.

O presente estudo faz parte deste projeto e de acordo com os resultados obtidos, é necessário que se façam algumas recomendações, visando à recuperação e/ou redução dos impactos ocorridos no Ribeirão Guamium, além de outros corpos d’água da bacia do Piracicaba em condições semelhantes:

- Disponibilizar informações sobre pesquisas científicas realizadas na região aos órgãos competentes, com intuito da implantação de planos e programas ambientais;
- Implementar campanhas de educação ambiental, direcionadas a sociedade local, com o objetivo de sensibilizar toda a população quanto ao lançamento de esgoto e lixo nos corpos d’água.
- Desenvolver atividades como palestras, reuniões e seminários nas escolas da rede pública e privada, abordando temas ligados à conservação ambiental, principalmente quanto à qualidade dos ambientes aquáticos e sua biodiversidade;

- Incentivar os proprietários rurais à implantação de RPPNs (Reserva Particular do Patrimônio Natural), como forma de preservar rios e riachos das microbacias da região da bacia do Piracicaba, bem como de manter remanescentes florestais e promover a recuperação de áreas afetadas;
- Adotar em caráter emergencial, tanto a ampliação como a implantação de um sistema de tratamento de esgoto que atenda às especificidades dentro da área urbanizada da região, levando-se em consideração que as duas estações de tratamento de esgoto existentes ao longo do Ribeirão Guamium, estão localizadas na área rural;
- Elaborar, através do órgão público competente, um plano de fiscalização permanente e efetiva, envolvendo a participação da sociedade local das microbacias do Piracicaba, para evitar a remoção da mata ciliar dos corpos hídricos, instalação de moradias irregulares junto aos corpos d'água e fazer com que a lei ambiental em vigor seja cumprida em sua plenitude;
- E por fim, manter um programa de monitoramento permanente dos corpos d'água, utilizando ferramentas rápidas e de baixo custo de biomonitoramento, tais como o IIB, aqui proposto.

7. REFERÊNCIAS

- ABES, S.S. e AGOSTINHO, A.A. 2001 Spatial patterns in fish distributions and structure of the ichthyocenosis in the Água Nanci stream, upper Paraná River basin, Brazil. *Hydrobiologia*, 445:217-227.
- ALLAN, J.D. e FLECKER, A.S. 1993 Biodiversity conservation in running waters. *BioScience*, 43:32-43.
- ALKINS-KOO, M. 2000 Reproductive timing of fishes in a tropical intermittent stream. *Environmental Biology of Fishes*, 57: 49-66.
- APHA, 1989 *Standard methods for the examination of water and wastewater*. Washington: American Public Health Association. 1286p.
- ARAÚJO, F.G. 1998 Adaptação do índice de integridade biótica usando a comunidade de peixes para o Rio Paraíba do Sul. *Revista Brasileira de Zoologia*, 58:547-558.
- ARAUJO, F.G.; FICHBERG, I.; TEIXEIRA, B.C.; PEIXOTO, M.G. 2003 A preliminary index of biotic integrity for monitoring conditions of the Rio Paraíba do Sul, Southeast Brazil. *Environmental Management*, 32(4): 516-526.
- ARMAS, E.D.; MONTEIRO, R.T.R.; AMÂNCIO, A.V.; CORREA, R.M.L.; GUERCIO, M.A. 2005 Uso de agrotóxicos em cana-de-açúcar na bacia do Rio Corumbataí e o risco de poluição hídrica. *Química Nova*, 28(6): 975-982.
- ASSIS, J.P. de; NETO, D.D.; MANFRON, P.A.; MARTIN, T.N.; SPAROVEK, G.; TIMM, L.C. 2004 Ajuste de séries históricas de temperatura e radiação solar global diária às funções densidade de probabilidade normal e log-normal, em Piracicaba, SP. *Revista Brasileira de Agrometeorologia*, 12(1): 113-121.
- BAPTISTA, D.F.; BUSS, D.F.; EGLER, M.; GIOVANELLI, A.; SILVEIRA, M.P.; NESSIMIAN, J.L. 2007 A multimetric index based on benthic macroinvertebrates for evaluation of Atlantic Forest streams at Rio de Janeiro State, Brazil. *Hydrobiologia*, 575(1): 83-94.
- BARBOUR, M.T.; GERRITSEN, J.; SNYDER, B.D.; STRIBLING, J.B. 1999 *Rapid Bioassessment Protocols for use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish*. Washington: Environmental Protection Agency. Disponível em: <http://www.epa.gov/owow/monitoring/rbp/wp61pdf/rbp.pdf>. Acesso em 20 ago. 2006.
- BARBOUR, M.T.; GERRITSEN, J.; GRIFFITH, G.E.; FRYDENBORG, R.; McCARRON, E.; WHITE, J.S. ; BASTIAN, M.L. 1996 A framework for biological criteria for Florida streams using macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society*, 15(2): 185-211.
- BARRELLA, W. e PETRERE JR., M. 2003 Fish community alterations due to pollution and damming in Tietê and Paranapanema rivers (Brazil). *River Research and Applications*, 19: 59-76.

- BARRETO, A.P. e ARANHA, J.M.R. 2005 Assembléia de peixes de um riacho da Floresta Atlântica: composição e distribuição espacial (Guaraqueçaba, Paraná, Brasil). *Acta Scientiarum*, 27(2): 153-160.
- BARRETO, A.G.O.P.; SPAROVEK, G.; GIANNOTTI, M. 2005 *Atlas rural de Piracicaba*. Piracicaba: IPEF. 76p.
- BARRETO, M.G. e UIEDA, V.S. 1998 Influence of the abiotic factors on the ichthyofauna composition in different orders stretches of Capivara River, São Paulo State, Brazil. *Verhandlungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, 26: 2180-2183.
- BASTOS, L.P. e ABILHOA, V. 2004 A utilização do Índice de Integridade Biótica para avaliação da qualidade de água um estudo de caso para riachos urbanos da bacia hidrográfica do rio Belém, Curitiba, Paraná. *Revista Estudos de Biologia*, 26(55): 33-44.
- BAYLEY P.B. e LI, H.W. 1992 Riverine Fishes. In: CALOW, P. e PETTS, G. E. *The Rivers handbook: hidrological and ecological principles*. Oxford: Blackwell Scientific Publications. p. 251-281.
- BOZZETTI, M. 2002. *Adaptação do índice de integridade biótica de peixes para riachos das bacias dos rios dos Sinos e Gravataí, Santo Antônio da Patrulha, RS*. Rio Grande do Sul, 87p. (Dissertação de Mestrado, Universidade do Vale do Rio dos Sinos).
- BOZZETTI, M. e SCHULZ, U.H. 2004 An index of biotic integrity based on fish assemblages for subtropical streams in southern Brazil. *Hydrobiologia*, 529:133-144.
- BRAGA, F.M.S. 2004 Habitat, distribuição e aspectos adaptativos de peixes na microbacia do Ribeirão Grande, Estado de São Paulo, Brasil. *Acta Scientiarum*, 26: 31-36.
- BRITSKI, H.A. 1972 Peixes de água doce do estado de São Paulo: Sistemática. In: COMISSÃO INTERESTADUAL DA BACIA PARANÁ-URUGUAI. *Poluição e Piscicultura*. São Paulo. p. 79-108.
- BRITSKI, H.A.; SATO, Y.; ROSA, A.B.S. 1986 *Manual de identificação de peixes da região de três Marias (com chaves de identificação para peixes da bacia do São Francisco)*. Brasília: CODEVASF. 115p.
- BUCKUP, P.A. 1999 Sistemática e biogeografia de peixes de riachos. In: CARAMASCHI, E. P.; MAZZONI, R.; PERES-NETO, P. R. *Ecologia de peixes de riachos: estado atual e perspectiva*. Rio de Janeiro, Oecologia Brasiliensis, p.91-135.
- BUCKUP, P.A.; MENEZES, N.A.; GHAZZI, M.S. 2007 *Catálogo das espécies de peixes de água doce do Brasil*. Rio de Janeiro: Museu Nacional. 195p.
- BUSS, D.F.; BAPTISTA, D.F.; NESSIMIAN, J.L. 2003 Bases conceituais para a aplicação de biomonitoramento em programas de avaliação da qualidade da água de rios. *Cadernos de Saúde Pública*, 19(2): 465-473.
- CALLISTO, M.; MORETTI, M.; GOULART, M. 2001 Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 6:71-82.

- CASATTI, L. 2004 Ichthyofauna of two streams (silted and reference) in the Upper Paraná River Basin, Southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 64(4): 757-765.
- CASATTI, L. 2005 Habitat use by two species of *Hypostomus* (Pisces, Loricariidae) in southeastern Brazilian streams. *Biota Neotropica*, v5(2).
- CASATTI, L. M.; MENDES, H.F.; FERREIRA, K.M. 2003 Aquatic macrophytes as feeding site for small fishes in the Rosana Reservoir, Paranapanema River, Southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 63(2): 213-222.
- CASSEMIRO, F.A.S.; HAHN, N.S.; FUGI, R. 2002 Avaliação da dieta de *Astyanax altiparanae* Garutti & Britski, 2000 (Osteichthyes, Tetragonopterinae) antes e após a formação do reservatório de Salto Caxias, Estado do Paraná, Brasil. *Acta Scientiarum*, 24(2): 419-425.
- CASTRO, R.M.C. e MENEZES, N.A. 1998 Estudo diagnóstico da diversidade de peixes do Estado de São Paulo. In: JOLY, C.A. e BICUDO, C.E.M. *Biodiversidade do Estado de São Paulo, Brasil: síntese do conhecimento ao final do século XX; 6: vertebrados*. FAPESP, São Paulo. p.1-13.
- CASTRO, R.M.C.; CASATTI, L.; SANTOS, H.F.; FERREIRA, K.M.; RIBEIRO, A.C.; BENINE, R.C.; DARDIS, G.Z.P.; MELO, A.L.A.; STOPIGLIA, R.; ABREU, T.X.; BOCKMANN, F.A.; CARVALHO, M.; GIBRAN, F.Z.; LIMA, F.T. 2003 Estrutura e composição da ictiofauna de riachos do Rio Paranapanema, sudeste e sul do Brasil. *Biota Neotropica*, 3(1).
- CETESB. 2004 *Relatório da qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo*. São Paulo: CETESB.
- CETESB. 1978 *Normatização Técnica*. Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental de São Paulo. São Paulo: CETESB.
- CETRA, M. e PETRERE JR., M. 2006 Fish-assembly structure of the Corumbataí River Basin, São Paulo State, Brazil: Characterization and anthropogenic disturbances. *Brazilian Journal of Biology*, 66(2A): 431-439.
- CONAMA, 2005 *Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 357 de 17 de março de 2005*. Brasília, Diário Oficial da União.
- CONESA FDEZ-VITORA, V. 1995 *Methodological Guide for Environmental Impact Evaluation (Guía Metodológica para Evaluación del Impact Ambiental)*. Madrid: Mundi-Prensa. 390 p.
- CUNICO, A.M.; AGOSTINHO, A.A.; LATINI, J.D. 2006 Influência da urbanização sobre as assembléias de peixes em três córregos de Maringá, Paraná. *Revista Brasileira de Zoologia*, 23(4): 1101-1110.
- DANIEL, M.H.B., MONTEBELO, A. A.; BERNARDES, M.C.; OMETTO, J.P.H. B. CAMARGO, P.B.A.; KRUSCHE, V.; BALLESTER; M.V.; VICTORIA, R.L.; MARTINELLI, L. A. 2002 Effects of urban sewage on dissolved oxygen, dissolved inorganic and organic carbon, and electrical conductivity of small streams along a gradient of urbanization in the Piracicaba River Basin. *Water, Air, and Soil Pollution*, 136: 189-206.
- DAVIS, W.S. e SCOTT, J. 2000 *Mid-Atlantic Highland Streams Assessment: Technical support document*. Ft. Meade: Environmental Protection Agency. Disponível em: <http://www.epa.gov/bioindicators/pdf/EPA-903-B-00-004Mid->

AtlanticHighlandsStreamsAssessmentTechnicalSupportDocument.pdf.
Acesso em 20 ago. 2006.

- FAUSCH, K.D.; KARR, J.R.; YANT, P.R. 1984 Regional application of an index of biotic integrity based on stream fish communities. *Transactions of the American Fisheries Society*, 113: 39-55.
- 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.
- FEEMA. 1981 *Métodos de análise físico-química da água*. Rio de Janeiro: Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente.
- FERREIRA, C.P. 2006 *Comunidade de peixes e integridade biótica do Córrego da Água Limpa na fase de pré-recuperação de matas ciliares*. São José do Rio Preto. 85p. (Dissertação de mestrado. Universidade Estadual Paulista).
- FERREIRA, C.P. e CASATTI, L. 2006 Influência da estrutura do hábitat sobre a ictiofauna de um riacho em uma micro-bacia de pastagem, São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 23(3): 642-651.
- FILOSO, S.; MARTINELLI, L.A.; WILLIAMS, M.R.; LARA, L.B. ; KRUSCHE, A.; BALLESTER, M.V.; VICTORIA, R.; CAMARGO, P.B. 2003 Land use and nitrogen export in the Piracicaba River basin, Southeast Brazil. *Biogeochemistry*, 65: 275-294.
- FROELICH, O. 2003 *Padrões de variação da riqueza de espécies e composição de comunidades de peixes em poções de um riacho da Serra da Bodoquena, MS*. Mato Grosso do Sul. 45p. (Dissertação de mestrado. Universidade Federal do Mato Grosso do Sul).
- GANASAN, V. e HUGHES, R.M. 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.
- GARUTTI, V. 1988 Distribuição longitudinal da ictiofauna em um córrego da região noroeste do estado de São Paulo, bacia do rio Paraná. *Revista Brasileira de Biologia*, 48(4): 747-759.
- GERHARD, P. 2005 *Comunidades de peixes de riachos em função da paisagem da Bacia do Rio Corumbataí, Estado de São Paulo*. São Paulo. 239p. (Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo).
- GONÇALVES, J.S. e CASTANHO-FILHO, E.P. 2006 Reserva legal: obrigatoriedade e impactos na agropecuária paulista. *Análises e Indicadores do Agronegócio*, 1(6).
- GORMAN, O.T. e KARR, J.R. 1978 Habitat structure and stream fish communities. *Ecology*, 59(3): 507-515.
- GRAHAM, J.B. 1985 Seasonal and environmental effects on the blood hemoglobin concentrations of some panamanian air-breathing fishes. *Environmental Biology of Fishes*, 12(4): 291-301.
- HARRISON, S.; ROSS, S.J.; LAWTON, J.H. 1992 Beta diversity on geographic gradients in Britain. *Journal of Animal Ecology*, 61: 151-158.

- HOCUTT, C.H.; JOHNSON, P.N.; HAY, C.; ZYL, B.J. 1994 Biological basis of water quality assessment: the Kavango River, Namibia. *Revista Hydrobiologia Tropical*, 27(4): 361-384.
- HUED, A.C. e BISTONI, M.A. 2005 Development and validation of a Biotic Index for evaluation of environmental quality in the Central Region of Argentina. *Hydrobiologia*, 543: 279-298.
- HUGHENY, B.; CAMARA, S.; SAMOURA, B.; MAGASSOUBA, M. 1996 Applying an index of biotic integrity based on fish assemblages in a West African River. *Hydrobiologia*, 333: 71-78.
- HUGHES, R.M. 1995 Defining acceptable biological status by comparing with reference conditions. In: DAVIS, W.S. e SIMON, T.P. *Biological assessment and criteria: tools for water resource planning and decision making*. Flórida: CRC Press. p.31-47.
- HUGHES, R.M. e GAMMON, J.R. 1987 Longitudinal changes in fish assemblages and water quality in the Willamette River, Oregon. *Transactions of the American Fisheries Society*, 116: 196-209.
- JOY, M.K. e DEATH, R.G. 2004 Application of the index of biotic integrity methodology to New Zealand freshwater fish communities. *Environmental Management*, 34:415-428.
- KARR, J.R. 1981 Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*, 6(6):21-26.
- KARR, J.R. 1993 Measuring biological integrity: lessons from streams. In: WOODLEY, S.; KAY, J.; FRANCIS, G. *Ecological integrity and the management of ecosystems*. London: Saint Lucie Press. p.83-104.
- KARR, J.R. 1999 Defining and measuring river health. *Freshwater Biology*, 41: 221-234.
- KARR, J.R. e DUDLEY, D.R. 1981 Ecological perspective on water quality goals. *Environmental Management*, 5:55-68.
- KARR, J.R. e SCHLOSSER, I.J. 1978 Water resources and the land-water interface. *Science*, 201:229-234.
- KARR, J.R.; FAUSCH, K.D.; ANGERMEIER, P.L.; YANT, P.R.; SCHLOSSER, I.J. 1986 *Assessing biological integrity in running waters, a method and its rationale*. USA: Illinois Natural History Survey. 28p.
- KLEYNHANS, C.J. 1999 The development of a fish index to assess the biological integrity of South African rivers. *Water AS*, 23(3): 265-278.
- KREBS, C.J. 1989 *Ecological Methodology*. New York: Harper Collins Publishers. 654p.
- LEIDY, R.A. e FIELDER, P.L. 1985 Human disturbance and patterns of fish species diversity in the San Francisco Bay drainage, Califórnia. *Biological Conservation*, 33: 247-267.
- LIMA-JUNIOR, S.E. 2004 *A ictiofauna e a qualidade da água em trechos do rio Corumbataí, SP*. Rio Claro. 180p. (Tese de Doutorado. Universidade Estadual Paulista).

- LIMA-JUNIOR, S.E.; CARDONE, I.B.; GOITEIN, R. 2006 Fish assemblage structure and aquatic pollution in a Brazilian stream: some limitations of diversity indices and models for environmental impact studies. *Ecology of Freshwater Fish*, 15: 284-290.
- LORANCE, P.; SOUISSI, S.; UIBLEIN, F. 2002 Point, alpha and beta diversity of carnivorous fish along a depth gradient. *Aquatic Living Resources*, 15: 263-271.
- LOTRICH, V.A. 1973 Growth, production, and community composition of fishes inhabiting a first, second and third-order stream of eastern Kentucky. *Ecological Monographs*, 43: 377-397.
- LOWE-McCONNELL, R.H. 1999 *Estudos ecológicos em comunidades de peixes tropicais*. São Paulo: EDUSP. 534p.
- LOWE-McCONNELL, R.H. 1987 *Ecological studies in tropical fish communities*. Cambridge: Cambridge University Press. 382p.
- LUCINDA, P.H.F. 2008 Systematics and biogeography of the genus *Phalloceros* Eigenmann, 1907 (Cyprinodontiformes: Poeciliidae: Poeciliinae), with the description of twenty-one new species. *Neotropical Ichthyology*, 6(2):113-158.
- LYONS, J.; NAVARRO-PEREZ, S.; COCHRAN, P.A.; SANTANA, E.; GUZMÁN-ARROYO, M. 1995 Index of biotic integrity based on fish assemblages for the conservation of streams and rivers in West-Central México. *Conservation Biology*, 9:569-584.
- MAGURRAN, A.E. 1991 *Ecological Diversity and its Measurement*. London: Chapman & Hall. 179p.
- MAITLAND, P.S. 1995 The conservation of freshwater fish: past and present experience. *Biological Conservation*, 72: 259-270.
- MARCIANO, F.T.; CHAUDHRY, F.H.; RIBEIRO, M.C.L. DE B. 2004 Evaluation of the index of biotic integrity in the Sorocaba River Basin (Brazil, SP) based on fish communities. *Acta Limnologica Brasiliensis*, 16(3): 225-237.
- MARDEGAM, M.C., ZAMBALDI, J.C.; RODRIGUEZ, N.M.; FREGUGLIA, R.M. O.; TORNISIELO, V. L. 2005 Contaminação de água e peixes da microbacia do Ribeirão Guamium por atrazina. In: SIMPÓSIO INTERNACIONAL DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA DA UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO, 13., Piracicaba, 8 - 10 nov./ 2005. *Anais 13 Simpósio Internacional de Iniciação Científica da Universidade de São Paulo*, 2005.
- MARQUES, V.S. e ARGENTO, M.S.F. 1988 O uso de flutuadores para avaliação da vazão de canais fluviais. *Geociência*, 7: 173-186.
- MATTHEWS, W.J. 1986 Fish faunal 'breaks' and stream order in eastern and Central United States. *Environmental Biology of Fishes*, 17: 81-92.
- MATTHEWS, W.J. 1998 *Patterns in freshwater fish ecology*. New York: Chapman & Hall. 756p.
- MAZZONI, R. e LOBÓN-CERVIÁ, J. 2000 Longitudinal structure, density and production rates of a neotropical stream fish assemblage: the river Ubatiba in the Serra do Mar, southeast Brazil. *Ecography*, 23: 588-602.

- McALECEE, N.; LAMBSHEAD, P.J.D.; PATERSON, G.L.J.; GAGE, J.G. 1997 *Biodiversity professional. Beta-version, v.2*. London: The Natural History Museum and the Scottish Association for Marine Sciences.
- McCUNE, B. e MEFFORD, M.J. 1997 *PC-Ord: multivariate analysis of ecological data. Version 3.20*. Oregon: MjM Software Design.
- MEADOR, M.R.; HUPP, S.R.; CUFFNEY, T.F.; GURTZ, M.E. 1993 *Methods for characterizing stream habitat as part of the National water-Quality Assessment Program*. US Geological Survey. Disponível em: <http://water.usgs.gov/nawqa/protocols/OFR-93-408/habit1.html>. Acesso em 23 abr. 2006.
- MENEZES, N.A.; CASTRO, R.M.C.; WEITZMAN, S.H.; WEITZMAN, M.J. 1990 Peixes de riacho da floresta costeira Atlântica brasileira: um conjunto pouco conhecido e ameaçado de vertebrados. In: SIMPÓSIO DE ECOSSISTEMAS DA COSTA SUL E SUDESTE BRASILEIRA: ESTRUTURA, FUNÇÃO E MANEJO. Academia de Ciências do Estado de São Paulo. Águas de Lindóia, São Paulo, p. 290-295.
- NETER, J.; KUTNER, M.H.; NACHTSHEIM, C.J.; WASSERMAN, W. 1996 *Applied linear statistical models*. Boston: Ed. Irwin. 1408p.
- ODUM, E.P. 1988 *Ecologia*. Rio de Janeiro: Editora Guanabara Koogan. 434p.
- ONORATO, D.; ANGUS, R.A.; MARION, K.R. 2000 Historical changes in the ichthyofaunal assemblages of the Upper Cahaba River in Alabama associated with extensive urban development in the watershed. *Journal of Freshwater Ecology*, 15: 47-63.
- ORSI, M. L.; CARVALHO, E. D.; FORESTI, F. 2004 Biologia populacional de *Astyanax altiparanae* Garutti & Britski (Teleostei, Characidae) do médio rio Paranapanema, Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 21(2): 207-218.
- ORSI, M.L.; SHIBATTA, O.A.; SILVA-SOUZA, A.T. 2002 Caracterização biológica de populações de peixes do Rio Tibagi, localidade de Sertanópolis. In: MEDRI, M.E.; BIANCHINI, E.; SHIBATTA, O.A.; PIMENTA, J.A. *A bacia do rio Tibagi*. Londrina: UEL. p.425-432.
- PAUL, M.J. e MEYER, J.L. 2001 Streams in the urban landscape. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 32:333-65.
- PENCZAK, T.; AGOSTINHO, A.A.; OKADA, E.K. 1994 Fish diversity and community structure in two small tributaries of the Paraná River, Paraná State, Brazil. *Hydrobiologia*, 294: 243-251.
- PESCE, S.F. e WUNDERLIN, D.A. 2000 Use of water quality indices to verify the impact of Córdoba City (Argentina) on Suquia River. *Water Research*, 34(11): 2915-2926.
- PETRY, A.C. e SCHULZ, U.H. 2006 Longitudinal changes and indicator species of the fish fauna in the subtropical Sinos River, Brazil. *Journal of Fish Biology*, 69: 272-290.
- PINTO, B.C.T.; ARAUJO, F.G.; HUGHES, R.M. 2006 Effects of landscape and riparian condition on a fish index of biotic integrity in a large southeastern Brazil river. *Hydrobiologia*, 556: 69-83.

- PINTO-LÔBO, A.V. 2006. *Avaliação da comunidade de peixes do Rio Paraitinga (Alto Tietê, SP) em um mosaico de condições ambientais*. São Paulo. 123p. (Dissertação de mestrado. Universidade de Mogi das Cruzes).
- PIRES, A.M.; COWX, I.G.; COELHO, M.M. 1999 Seasonal changes in fish community structure of intermittent streams in the middle reaches of the Guadiana basin, Portugal. *Journal of Fish Biology*, 54: 235-249.
- PLAFKIN, J.L.; BARBOUR, M.T.; PORTER, K.D.; GROSS, S.K.; HUGUES, R.M. 1989 *Rapid Bioassessment Protocols for use in Streams and Rivers: Benthic Macroinvertebrates and Fish*. Washington: Environmental Protection Agency.
- POWER, M. 1990 Resource enhancement by indirect effects of grazers: armored catfish, algae and sediment. *Ecology*, 7: 897-904.
- REASH, R.J. e BERRA, T.M. 1987 Comparison of fish communities in a clean-water stream and an adjacent polluted stream. *American Midland Naturalist*, 118(2): 301-322.
- REIS, R.E.; KULLANDER, S.O.; FERRARI JUNIOR, C.J. 2003 *Check list of the freshwater fishes of South and Central América*. Porto Alegre: EDIPUCRS. 729p.
- RESENDE, E.K.; PEREIRA, R.A.C.; SORIO, V.F.; GALVÃO, E.M. 2006 *Biologia da Tuvira, Gymnotus cf. carapo (Pisces, Gymnotidae) no Baixo Rio Negro, Pantanal, Mato Grosso do Sul, Brasil*. Corumbá: Embrapa Pantanal. 42p.
- REYES-GAVILÁN, F.G.; GARRIDO, R.; NICIEZA, A.G.; TOLEDO, M.M.; BRAMA, F. 1996 Fish community variation along physical gradients in short streams of northern Spain and the disruptive effect of dams. *Hydrobiologia*, 321: 155-163.
- RODRÍGUEZ, M.A. e LEWIS, W.M. 1997 Structure of fish assemblages along environmental gradients in floodplain lakes of the Orinoco River. *Ecological Monographs*, 109-128.
- RODRIGUEZ, N.M., ZAMBALDI, J.C.; MARDEGAM, M.C.; FREGUGLIA, R.M.O.; TORNISIELO, V.L. 2005 Avaliação da contaminação por ametrina da ictiofauna da microbacia do Ribeirão Guamium. In: SIMPÓSIO INTERNACIONAL DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA DA UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO, 13., Piracicaba, 8 - 10 nov./ 2005. *Anais 13 Simpósio Internacional de Iniciação Científica da Universidade de São Paulo*, 2005.
- ROSENBERG, D.M. e RESH, V.H. 1993 *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. New York: Chapman & Hall. 488p.
- SCHÄFER, A. 1985 *Fundamentos de ecologia e biogeografia das águas continentais*. Porto Alegre: UFRGS. 532p.
- SCHLEIGER, S.L. 2000 Use of an index of biotic integrity to detect effects of land uses on stream fish communities in West-Central Georgia. *Transactions of the American Fisheries Society*, 129: 1118-1133.
- SCHLOSSER, I.J. 1990 Environmental variation, life history attributes, and community structure in stream fishes: implications for environmental management and assessment. *Environmental Management*, 14: 621-628.

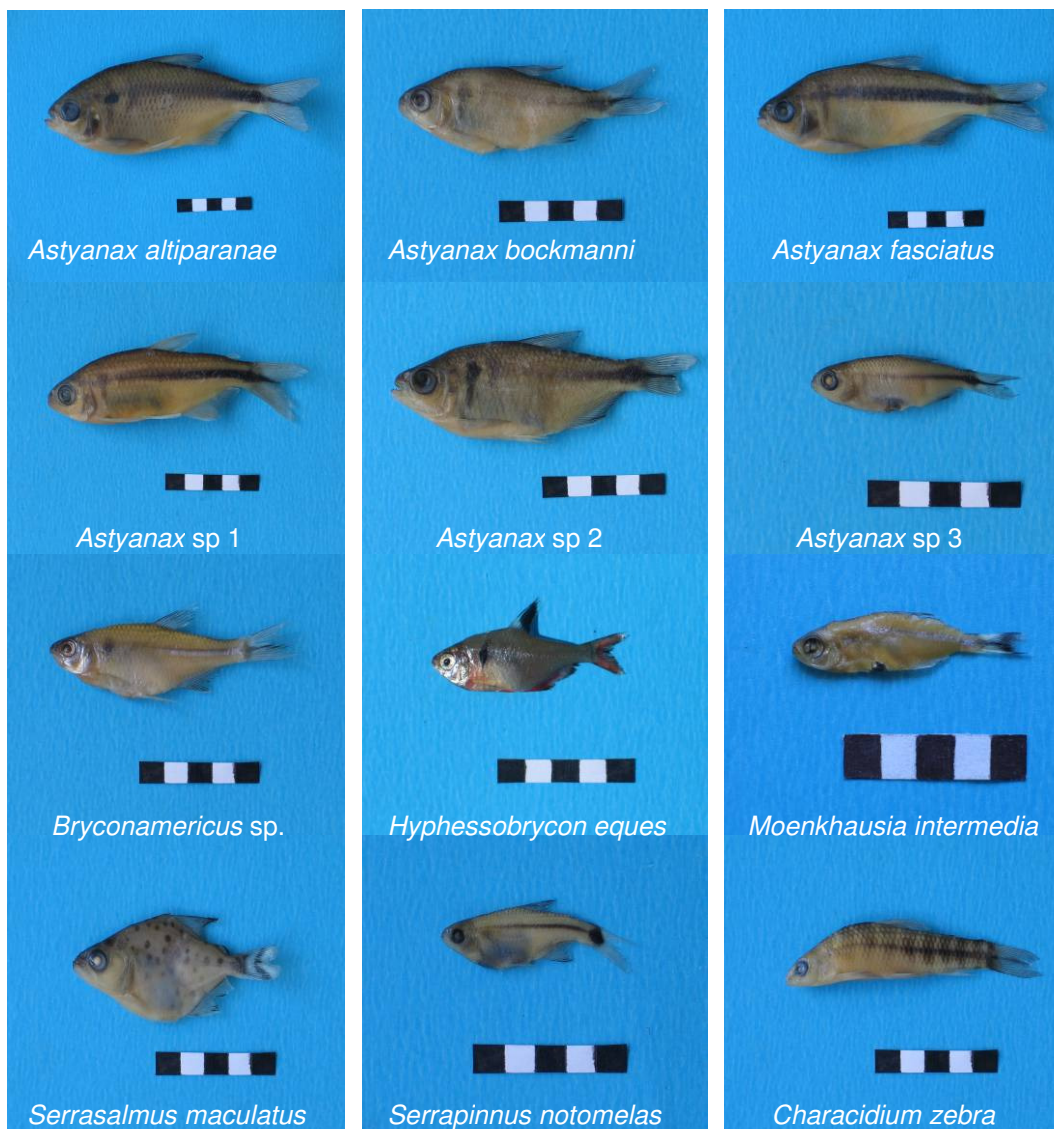
- SCHULZ, U.H. e MARTINS JR., H. 2001 *Astyanax fasciatus* as bioindicator of water pollution of Rio dos Sinos, RS, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 61(4): 615-622.
- SILVEIRA, M.P.; BAPTISTA, D.F.; BUSS, D.F.; NESSIMIAN, J.L.; EGLER, M. 2005 Application of biological measures for stream integrity assessment in South-East Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, 101: 117-128.
- SNEATH, P.H.A. e SOKAL, R.R. 1973 *Numerical taxonomy: the principles and practice of numerical classification*. San Francisco: Freeman. 573p.
- STATSOFT, Inc. 2001 *Statistica for windows version 6.0 - Data Analysis Software System*. Oklahoma: StatSoft Inc.
- STRAHLER, H. 1957 Quantitative analysis of watershed geomorphology. *Transaction of the American Geophysical Union*, 38: 913-920.
- STRICKLAND, J.D.H. e PARSONS, T.R. 1968 A practical handbook of seawater analysis. *Fisheries Research Board of Canada Bulletin*, 167: 311p.
- TEJERINA-GARRO, F.L.; MALDONADO, M.; IBAÑEZ, C.; PONT, D.; ROSET, N.; OBERDORFF, T. 2005 Effects of natural and anthropogenic environmental changes on riverine fish assemblages: a framework for ecological assessment of rivers. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 48(1): 91-108.
- TERRA, L.C.C. 2004 *Avaliação da integridade biótica do Rio Formoso e Córrego Bonito, na bacia do Rio Formoso, município de Bonito, Mato Grosso do Sul*. Campo Grande. 104p. (Dissertação de mestrado. UNIDERP).
- TOHAM, A.K. e TEUGELS, G.G. 1999 First data of an Index of Biotic Integrity (IBI) based on fish assemblage for the assessment of the impact of deforestation in a tropical West African river system. *Hydrobiologia*, 397: 29-38.
- TRAMER, E.J. e ROGERS, P.M. 1973 Diversity and longitudinal zonation in fish populations of two streams entering a metropolitan area. *American Midland Naturalist*, 90(2): 366-374.
- VALENTIN, J.L. 2000 *Ecologia numérica – Uma introdução à análise multivariada de dados ecológicos*. Rio de Janeiro: Interciência. 117p.
- VANNOTE, R.L.; MINSHALL, G.W.; CUMMINS, K.W.; SEDELL, J.R.; CUSHING, C.E. 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37: 130-137.
- VAZZOLER, A.E.A.M. 1996 *Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática*. Maringá: EDUEM. 169p.
- VAZZOLER, A.E.A.M.; SUZUKI, H.I.; MARQUES, E.E.; LOS ANGELES, M.; LIZAMA, P. 1997 Primeira maturação gonadal, períodos e áreas de reprodução. In: VAZZOLER, A.E.A.M.; AGOSTINHO, A.A.; HAHN, N.S. *A planície de inundação do alto Rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos*. Maringá: EDUEM. p. 249-265.

- VILA-GISPERT, A., GARCÍA-BERTHOU, E.; MORENO-AMICH, R. 2002 Fish zonation in a Mediterranean stream: effect of human disturbances. *Aquatic Sciences*, 64: 163-170.
- WANG, L.; LYONS, J.; KANEHL, P.; GATTI, R. 1997 Influences of watershed land use on habitat quality and biotic integrity in Wisconsin streams. *Fisheries*, 22(6): 6-12.
- WARD, J.V. e STANFORD, J.A. 1989 Riverine ecosystems: the influence of man on catchment dynamics and fish ecology. *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences*, 106:56-64.
- WICHERT, G.A. e RAPPORT, D.J. 1998 Fish community structure as a measure of degradation and rehabilitation of riparian systems in an agricultural drainage basin. *Environmental Management*, 22: 425-443.
- WILLIAMS, M.R. e MELACK, J.M. 1997 Solute export from forested and partially deforested catchments in the central Amazon. *Biogeochemistry*, 38: 67-102.
- WINEMILLER, K.O. 1989 Patterns of variation in life history among South American fishes in seasonal environments. *Oecologia*, 81: 225-241.
- ZIPPIN, C. 1958 An evaluation of the removal method of estimating animal populations. *Biometrics*, 12: 163-169.

ANEXOS

Anexo 1

Espécies coletadas no Ribeirão Guamium, bacia do Rio Piracicaba, SP. Escala de 2,5 cm.



... Continuação do Anexo 1.



... Continuação do Anexo 1.



Anexo 2

Normalização para cálculo do IQA, adaptada de PESCE e WUNDERLIN (2000).

Parâmetro	Pi	Fator de normalização										
		100	90	80	70	60	50	40	30	20	10	0
Nitrogênio Amoniacal (NH_4^+) (mg.L^{-1})	3	<0,1	<0,5	<1,0	<2	<3	<4	<5	<7,5	<10	$\leq 12,5$	>12,5
DBO (mg.L^{-1})	3	<0,5	<2	<3	<4	<5	<6	<8	<10	<12	≤ 15	>15
Condutividade elétrica ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)	4*	<75	<100	<125	<150	<200	<250	<300	<500	<800	<1200	>1200
OD (mg.L^{-1})	4	$\geq 7,5$	>7	>6,5	>6,0	>5,0	>4,0	>3,5	>3	>2,0	$\geq 1,0$	<1,0
Nitrato (mg.L^{-1})	2	<0,05	<0,2	<0,4	<0,6	<0,8	<1	<1,5	<2,0	<5,0	$\leq 10,0$	>10
Nitrito ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	2	<0,0005	<0,001	<0,003	<0,005	<0,010	<0,015	<0,020	<0,025	<0,050	$\leq 0,1$	>0,1
pH	1	7	8	8,5	9	6,5	6/9,5	5/10	4/11	3/12	2/13	3/14
Ortofosfato (PO_4^{-3}) ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	1	<0,0016	<0,016	<0,032	<0,064	<0,096	<0,16	<0,32	<0,640	<0,96	$\leq 0,16$	>0,16
STD (mg.L^{-1})	2	<10	<50	<75	<100	<150,0	<200	<300	<500	<1000	≤ 2000	>2000
STS (mg.L^{-1})	4	<2,5	<7,5	<10	<15	<20	<30	<50	<80	<120	≤ 200	>200
Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	1	21/16	22/15	24/14	26/12	28/10	30/5	32/0	36/-2	40/-4	45/-6	>45/<-6
Turbidez (NTU)	2	<5	<10	<15	<20	<25	<30	<40	<60	<80	≤ 100	>100

Pi= Valor que varia de 1 a 4, com 4 representando o parâmetro que possui a maior importância para preservação da vida aquática (PESCE e WUNDERLIN, 2000).

* Peso 4 dado a Condutividade elétrica, segundo CONESA FDEZ-VITORA (1995).

Anexo 3

Abundância total das espécies registradas nas diferentes estações de coleta do Ribeirão Guamium, SP, em ambas as épocas do ano.

Espécies	Estações de coleta									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Characiformes										
Characidae										
<i>Astyanax altiparanae</i>	15	22	17	106	28	14	26	18	62	812
<i>Astyanax bockmanni</i>		1			1					
<i>Astyanax fasciatus</i>	25	12	16	35	9	5	26	9	87	5
<i>Astyanax</i> sp 1						2				
<i>Astyanax</i> sp 2		1				1				
<i>Astyanax</i> sp 3	1				13					
<i>Bryconamericus</i> sp.		1								6
<i>Hyphessobrycon eques</i>										2
<i>Moenkhausia intermedia</i>			1							
<i>Serrasalmus maculatus</i>					1					
<i>Serrapinnus notomelas</i>					11					47
Crenuchidae										
<i>Characidium zebra</i>	1		3	2			5	4	56	6
Curimatidae										
<i>Steindachnerina insculpta</i>	1	1								1
Anostomidae										
<i>Leporinus obtusidens</i>				1						
<i>Leporinus octofasciatus</i>		3		2						
Erythrinidae										
<i>Hoplias malabaricus</i>				5	2					1
Parodontidae										
<i>Apareiodon affinis</i>							2		3	42
<i>Parodon nasus</i>							7	6	17	3
Siluriformes										
Loricariidae										
<i>Hypostomus ancistroides</i>		2	1	7	7	7	5	6	7	1
<i>Hypostomus regani</i>			1			1	3	2	1	
<i>Hypostomus</i> sp 1		1	2	1	11	1	8			27
<i>Hypostomus</i> sp 2				1			2			
<i>Hypostomus</i> sp 3				1			6			
<i>Hypostomus</i> sp 4									5	1
Callichthyidae										
<i>Callichthys callichthys</i>	3									
<i>Corydoras aeneus</i>	10			4	2				7	
Heptapteridae										
<i>Imparfinis</i> sp.	13		6							
<i>Pimelodella</i> sp 1			3	3	2	8				
<i>Pimelodella</i> sp 2	1	8	8	3			25			
Pimelodidae										
<i>Rhamdia quelen</i>			1	2			5	15	14	3
Gymnotiformes										
Gymnotidae										
<i>Gymnotus carapo</i>	37	1	2	2	2	6	3	7	23	40
<i>Gymnotus</i> sp.	3					4				5
Synbranchiformes										
Synbranchidae										
<i>Synbranchus marmoratus</i>		1								1
Perciformes										
Cichlidae										
<i>Geophagus brasiliensis</i>	22	8	16	16	64	16	2	14	26	8
<i>Oreochromis niloticus</i>										4
<i>Tilapia rendalli</i>		14	8							3
Cyprinodontiformes										
Poeciliidae										
<i>Phalloceros</i> spp.	5				1	1				
<i>Poecilia reticulata</i>			12	12	50	3	1	54	43	315
Total	137	76	97	203	204	69	126	135	351	1333