

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS  
CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIAS PARA A SUSTENTABILIDADE  
CAMPUS SOROCABA

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO  
EM PLANEJAMENTO E USO DE RECURSOS RENOVÁVEIS

**ADAPTAÇÃO DE UM ÍNDICE DE INTEGRIDADE BIÓTICA (IIB) COM PEIXES DE  
RIACHOS DO ALTO RIO SOROCABA (SP)**

MARIANA DE AGUIAR VIANA

Sorocaba  
2018

De Aguiar Viana, Mariana

Adaptação de um Índice de Integridade Biótica (IIB) com peixes de riachos do Alto Rio Sorocaba (SP). / Mariana De Aguiar Viana. -- 2018. 44 f. : 30 cm.

Dissertação (mestrado)-Universidade Federal de São Carlos, campus Sorocaba, Sorocaba

Orientador: Prof. Dr. Maurício Cetra

Banca examinadora: Dr. Alberto Luciano Carmassi, Dr. Thiago Archangelo Freato

Bibliografia

1. Biodiversidade. 2. Ecologia Aplicada. 3. Avaliação de Impactos Ambientais. I. Orientador. II. Universidade Federal de São Carlos. III. Título.

Ficha catalográfica elaborada pelo Programa de Geração Automática da Secretaria Geral de Informática (SIn).

DADOS FORNECIDOS PELO(A) AUTOR(A)

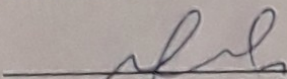
Bibliotecário(a) Responsável: Maria Aparecida de Lourdes Mariano – CRB/8 6979

MARIANA DE AGUIAR VIANA

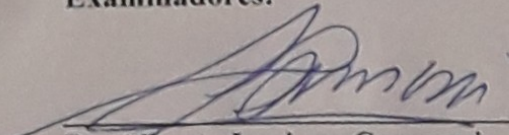
ADAPTAÇÃO DE UM ÍNDICE DE INTEGRIDADE BIÓTICA  
(IIB) COM PEIXES DE RIACHOS DO ALTO RIO SOROCABA  
(SP)

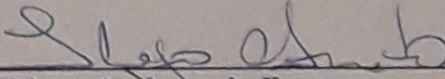
Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação para obtenção do título de  
mestre em Planejamento e Uso de Recursos Renováveis.  
Universidade Federal de São Carlos.  
Sorocaba, 03 de julho de 2018.

Orientador:

  
\_\_\_\_\_  
Prof. Dr. Mauricio Cetra  
Universidade Federal de São Carlos – UFSCar *Campus Sorocaba*

Examinadores:

  
\_\_\_\_\_  
Dr. Alberto Luciano Carmassi  
Universidade Federal de São Carlos – UFSCar *Campus Lagoa do Sino*

  
\_\_\_\_\_  
Dr. Thiago Archangelo Freato  
ESALQ/USP

## AGRADECIMENTOS

Eu gostaria, em primeiro lugar, de ser grata a tudo que me aconteceu no decorrer do mestrado, diversos aprendizados, sacrifícios e tempo percorrido, com objetivo de realizar esse sonho, sendo assim, agradeço imensamente:

- ✓ Ao meu orientador, Dr. Maurício Cetra, sem o qual eu não teria chegado até o final, pois foi quem superou as dificuldades que apresentei, o que auxiliou muito em meu crescimento pessoal e na minha formação de forma significativa. Me sinto feliz em ter tido um profissional ético e dedicado como orientador e poder aprender com seu exemplo.
- ✓ Ao Programa de Planejamento e Uso de Recursos Renováveis, em especial à Luciana Kawamura, sempre pronta a auxiliar no que foi necessário;
- ✓ Aos professores que aceitaram participar da minha qualificação Prof. Thiago Freato e Professor Pedro José Ferreira Filho, pelas contribuições dadas ao meu trabalho;
- ✓ À CAPES, no período em que foi disponibilizado a mim a bolsa de mestrado;
- ✓ Ao Prof. Dr. George Mattox, pela identificação das espécies de peixes;
- ✓ À Nathália Sena, grande amiga sempre ao meu lado em todos os momentos;
- ✓ À Rayssa, amiga de mestrado que levarei para a vida, sempre me colocando para cima nas dificuldades e sempre pronta a ajudar;
- ✓ À Carla, amiga de mestrado que me auxiliou confeccionando o mapa dos pontos e sempre esteve disponível a auxiliar;
- ✓ À minha tia Fátima de Freitas, pela qual onde tudo começou ao vir para São Paulo e à minha tia Maria Nilza, por elas tenho imensa gratidão;
- ✓ Ao Gerson Ortiz, que acreditou na execução do meu trabalho de gestão ambiental permitindo minha permanência em Sorocaba por vários meses;
- ✓ Ao Márcio Lourenço, companheiro que esteve presente em toda caminhada, me apoiando e auxiliando sempre que possível;
- ✓ Ao Paulo Henrique, meu primo, por auxiliar com as traduções.
- ✓ À minha tia-mãe Ilva de Freitas a quem devo tudo, quem sempre esteve ao meu lado, sempre acreditou em mim e sempre me incentivou a superar os obstáculos do caminho, sempre me ensinando a ser justa, a ter paciência diante do mundo e a olhar para mim mesma.
- ✓ À todos que diretamente ou indiretamente influenciaram para que eu chegasse até o final do mestrado.

## **ADAPTAÇÃO DE UM ÍNDICE DE INTEGRIDADE BIÓTICA (IIB) COM PEIXES DE RIACHOS DO ALTO RIO SOROCABA (SP)**

### **RESUMO**

Um programa de monitoramento biológico utilizando um Índice de Integridade Biótica (IIB) na bacia do Alto Sorocaba será eficiente para avaliações rápidas, de baixo custo, com eficiência de análise e podem auxiliar na tomada de decisão do poder público no direcionamento dos esforços para conservar a biota aquática e para identificar e minimizar as perdas de habitat físico dos riachos da região. Este trabalho buscou adaptar um índice de integridade biótica (IIB) para os riachos da sub-bacia do Alto Rio Sorocaba. Na região de estudo localiza-se o principal manancial da Região Metropolitana de Sorocaba (RMS), o reservatório de Itupararanga. Foram realizadas medições das características ambientais e coletas de peixes em 8 riachos. As comunidades de peixes foram analisadas utilizando-se 27 variáveis bióticas relacionadas com a composição, diversidade, estrutura trófica e uso de habitat. As variáveis bióticas foram selecionadas quanto à amplitude, capacidade de resposta e redundância. Um índice físico de habitat (IFH) foi utilizado para avaliar as características ambientais. O IFH foi elaborado a partir das variáveis: estabilidade do substrato, variabilidade na velocidade e na profundidade, estabilidade do fluxo, combinações de poções, rápidos e corredeiras, cobertura vegetal e estabilidade das margens. O IIB foi validado utilizando a significância da correlação com o IFH. Das 27 variáveis bióticas testadas, quatro foram selecionadas: proporção da riqueza de siluriformes, proporção do número de indivíduos siluriformes, proporção do número de indivíduos onívoros e número de categorias tróficas. Estas medidas representam a abundância e diversidade de espécies e estrutura trófica, não expressando a composição de espécies e o uso do habitat sendo este um fator limitante ao uso do índice para se obter resultados mais abrangentes à cerca dos ambientes. Nenhum riacho foi classificado como excelente e nenhum como sem peixes. Cinquenta por cento dos riachos foram enquadrados como regular e 37,5% na categoria boa, demonstrando que muitos riachos ainda podem ser usados como referência. Apesar de suas limitações, o IIB adaptado é uma ferramenta útil para futuro monitoramento biológico e conservação da biodiversidade a longo prazo e com baixo custo.

**Palavras-chave:** monitoramento ambiental; monitoramento da água; bioindicadores; gestão dos recursos naturais.

## **ADAPTATION OF A INDEX OF BIOLOGIC INTEGRITY (IBI) WITH RIVER FISH FROM ALTO RIO SOROCABA (SP)**

### **ABSTRACT**

A biological monitoring program using a Index of Biotic Integrity (IBI) in the Alto Sorocaba Basin will be efficient for quick evaluations, cost-effective, and analysis efficiency, and may assist in public power decision-making in directing of efforts to conserve the aquatic biota and to identify and minimize the physical habitat losses of the streams in the region. This work aimed to adapt a integrity biotic index (IBI) for the streams of the Alto Rio Sorocaba sub-basin. In the region of study is located the main source of the Metropolitan Region of Sorocaba (RMS), the reservoir of Itupararanga. Measurements of environmental characteristics and fish collections were carried out in 8 streams. Fish communities were analyzed using 27 biotic variables related to composition, diversity, trophic structure and habitat use. The biotic variables were selected concerning range, responsiveness and redundancy. A physical habitat index (IFH) was used to evaluate environmental characteristics. The IFH was elaborated from the variables: substrate stability, speed and depth variability, flow stability, sample pool, runs and riffles, vegetation cover and bank stability. The IBI was validated using PHI correlation significance. From 27 biotic variables tested, four were selected: siluriform richness proportion, siluriform individuals proportion number, omnivorous individuals proportion number and trophic categories number. These measures represent the abundance, species diversity and trophic structure, not expressing species composition and habitat use, which is a limiting factor to the use of the index to obtain more comprehensive results about the environments. No stream was rated as excellent and none as without fish. Fifty percent of the streams were classified as regular and 37.5% in the good category, demonstrating that many streams can still be used as reference. Despite its limitations, the adapted IBI is a useful tool for future biological monitoring and long-term biodiversity conservation and at low cost.

**Key words:** environmental monitoring; water monitoring; bioindicators; natural resources management.

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

<b>FIGURA 1:</b> Divisão da UGRHI 10 em sub-bacias.....	17
<b>FIGURA 2:</b> Mapa dos pontos de coleta dos riachos na sub-bacia Alto Sorocaba.....	18
<b>FIGURA 3:</b> Pontos de amostragem no Alto Sorocaba, destacando características de substrato, estabilidade das margens e zona ripária.....	19
<b>FIGURA 4:</b> Representatividade da porcentagem de categorias tróficas coletadas .....	28
<b>FIGURA 5:</b> Foto de espécie onívora <i>Phalloceros reisi</i> , por Lucinda, P. H. F.....	28

## LISTA DE TABELAS

<b>TABELA 1:</b> Breve descrição dos sítios de amostragem.....	20
<b>TABELA 2:</b> Estimativas de valores e respectivas características dos descritores que compõem o Índice Físico de Hábitat (IFH), modificado de Barbour <i>et al.</i> , 1999.....	22
<b>TABELA 3:</b> Métricas avaliadas com base nas assembleias de peixes de riachos de cabeceiras que cruzam a Mata Atlântica do sul de São Paulo.....	23
<b>TABELA 4:</b> Variáveis candidatas para o Índice de Integridade Biótica e a resposta esperada com o aumento da degradação ambiental (adaptado de CETRA & FERREIRA, 2016).....	25
<b>TABELA 5:</b> Categorias de Integridade Biótica proposta por Karr (1981).....	26
<b>TABELA 6:</b> Abundância das espécies capturadas (N) e classificação de acordo com origem, posição na coluna de água e categoria trófica.....	27
<b>TABELA 7:</b> Valores dos descritores em cada ponto e dos Índices Físicos do Habitat (IFH) observados na Bacia do Rio Sorocaba e Médio Tietê, adaptado dos estudos de Peressin & Cetra (2014).....	29
<b>TABELA 8:</b> Valores de classificação do IFH e quantidade de pontos amostrais classificados em cada categoria (n).....	29
<b>TABELA 9:</b> Valores das métricas. Métricas rejeitadas: + >50% dos valores iguais a zero e ++ $r < 0,4$ com IFH.....	30
<b>TABELA 10:</b> Pontuação obtida no IIB adaptado de Karr (1981), a partir do valor encontrado em cada atributo para o Sorocaba e Médio Tietê.....	31
<b>TABELA 11:</b> Resultados e classificação do IIB para cada ponto de amostragem. B= “Bom”, R= “Regular”, P= “Pobre”, MP= “Muito Pobre”.....	31
<b>TABELA 12:</b> Categoria e pontuação do Índice de Integridade Biótica.....	32

# Sumário

<b>1. INTRODUÇÃO</b> .....	9
<b>2. OBJETIVO GERAL</b> .....	10
2.1 Objetivos específicos .....	10
<b>3. REVISÃO DE LITERATURA</b> .....	10
3.1 Fatores de influência na biodiversidade aquática.....	10
3.2 A zona ripária.....	11
3.3 A integridade biótica .....	12
3.4 O monitoramento biológico .....	13
3.5 Índice de Integridade Biótica – IIB .....	14
<b>4. MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	16
4.1 Caracterização da área .....	16
4.2 Locais de coleta .....	18
4.3 Classificação das espécies.....	21
4.4 Índice Físico de Habitat (IFH) .....	21
4.5 Desenvolvimento do Índice de Integridade Biótica (IIB) .....	22
<b>5. RESULTADOS</b> .....	26
<b>6. DISCUSSÃO</b> .....	32
<b>7. CONCLUSÃO</b> .....	35
<b>REFERÊNCIAS</b> .....	36



## 1. INTRODUÇÃO

Nos dias atuais, a gestão de práticas adequadas aos recursos hídricos, incluindo seu monitoramento biológico, revelam-se de extrema importância devido à necessidade contínua de água para a manutenção da vida humana, para a composição da dinâmica dos ciclos ecológicos e conservação da biodiversidade e sustento dos habitats na bacia hidrográfica (TUNDISI, 2003).

Os ambientes aquáticos e sua biodiversidade tornam-se vulneráveis à medida em que se intensificam as interferências diretas nos recursos hídricos geradas por fatores como urbanização e adensamento populacional das cidades (AGOSTINHO, *et al.*, 2005). As modificações nos fluxos de rios e riachos influenciam negativamente o funcionamento dos sistemas aquáticos, algumas vezes pelas alterações no uso e ocupação do solo (ABES & AGOSTINHO, 2001; ARAÚJO & TEJERINA-GARRO, 2009; SANTOS & HERNANDEZ, 2013), outras pela contaminação da água (ARIAS *et al.*, 2007; MILHOME *et al.*, 2009) e modificações no habitat como o represamento dos cursos d'água (AGOSTINHO *et al.*, 1992; RAMALHO, 2009; PENCZAK *et al.*, 2009, SANTOS *et al.*, 2013) e retirada da vegetação ciliar (COUTO & AQUINO, 2011; CASATTI *et al.*, 2012). Agostinho *et al.* (2005) ainda citam em seus estudos, assoreamento, eutrofização, pesca intensiva e introdução de espécies exóticas como impactos ambientais diretos que levam à perda da diversidade biológica em ambientes aquáticos.

Para um bom manejo dos recursos naturais, o monitoramento biológico pode ser uma ferramenta importante visto que ele poderá refletir a estrutura física, química e biológica dos ambientes diminuindo a vulnerabilidade das espécies e sendo possível a busca de um sistema ecologicamente sustentável (JARAMILLO-VILA & CARAMASCHI, 2008; OLIVEIRA, *et al.*, 2008).

Para que os peixes sejam bons indicadores da qualidade ambiental dos recursos aquáticos é relevante conhecer a estrutura das comunidades e informações biológicas das espécies como os hábitos alimentares e utilização do habitat (ESTEVES & ARANHA, 1999).

Karr (1981) desenvolveu o Índice de Integridade Biótica - IIB que utilizou atributos das comunidades de peixes para avaliar riachos do meio-oeste dos Estados Unidos. Este índice tem sido adaptado para diversas regiões do mundo pois leva em consideração características intrínsecas locais e consiste em selecionar um conjunto de variáveis biológicas que serão utilizadas para categorizar as alterações ambientais. Este procedimento pode ser realizado com custos mais baixos que os monitoramentos químicos da água (CASATTI, *et al.*, 2001).

## **2. OBJETIVO GERAL**

Diante da crescente urbanização e uso do solo para exploração agrícola e agropecuária no Alto Sorocaba (CBH – SMT, 2017) buscou-se adaptar um Índice de Integridade Biótica (IIB) utilizando a comunidade de peixes e criar uma ferramenta de impacto ambiental.

### **2.1 Objetivos específicos**

- i. Avaliar as condições ambientais dos riachos da região e gerar um índice físico de habitat (IFH);
- ii. Analisar a estrutura das comunidades de peixes;
- iii. Validar o IIB verificando sua correlação com o IFH.

## **3. REVISÃO DE LITERATURA**

### **3.1 Fatores de influência na biodiversidade aquática**

As ameaças aos ecossistemas aquáticos podem variar significativamente conforme a região, sendo associadas à densidade populacional, uso do solo e fatores socioeconômicos (AGOSTINHO, *et al.*, 2005). Deste modo, os sistemas aquáticos sofrem modificações constantes que influenciam a diversidade biológica dos ambientes. Esteves & Aranha (1999) defendem que para gerar entendimento à cerca das dinâmicas de rios, riachos e planícies de inundação, abordando suas características particulares e distintas é necessário considerar os micro-habitats existentes, a riqueza de espécies e complexidade na cadeia alimentar.

Os riachos são cursos d'água sensíveis às modificações que ocorrem no ambiente terrestre, sujeitos a diversos tipos de impactos naturais ou gerados pelas atividades humanas. Como os riachos possuem dimensões reduzidas favorecem a exposição às ações humanas, tornando-os mais vulneráveis (OLIVEIRA & BENNEMANN, 2005). Dentre as ações humanas destaca-se a impermeabilização do solo, que altera a morfologia dos canais devido ao rápido aumento do nível da água que ocorre dentro da bacia hidrográfica (RAMIREZ *et al.*, 2008). Esta impermeabilização ocasiona interferências diretas no regime hidrológico e consequentemente altera a estrutura das comunidades de peixes (PERESSIN & CETRA, 2014). Além disso, podem ocorrer picos de inundação que deslocam os organismos aquáticos, ocasionando morte de indivíduos, indisponibilidade de recursos tróficos, carregamento de sedimentos e modificação da estrutura dos habitats (DUDGEON, 1993).

Segundo Araújo (1998), a diminuição ou ausência de espécies pode ser atribuída à degradação da qualidade da água (BOZZETTI & SCHULZ, 2004; QADIR & MALIK, 2009; JIA *et al.*, 2013), à algum tipo de degradação do habitat ou à combinação dos dois. Assim, diversos estudos discorrem sobre a importância da preservação dos ambientes de riachos relatando sobre os resultados que evidenciam que ambientes com maior diversidade de habitats apresentam maior diversidade taxonômica e funcional (FERREIRA & CASATTI, 2006; CASATTI, *et al.*, 2009). A diversidade de espécies em ambientes de riachos é influenciada por características dos aspectos físicos e químicos em conjunto com os fatores bióticos (KARR, 1991; CASATTI *et al.*, 2006).

Variáveis ambientais como profundidade e temperatura (SÚAREZ & PETRERE-JÚNIOR, 2005), velocidade da água, pH, oxigênio dissolvido, turbidez e condutividade (MANNA *et al.*, 2013; PALHIARINI & PAGOTTO, 2015) atuam integradas às características da estrutura física do habitat. Cetra *et al.* (2009) relatam em seus estudos sobre as contribuições das características físicas do canal e da qualidade da água para a distribuição e composição das espécies.

O tamanho físico do ambiente aquático é também um exemplo de fator influente na variação da riqueza local de espécies de peixes em riachos (CASTRO *et al.*, 2003). Mesmo com tamanho reduzido, a existência de micro-habitats específicos nos riachos pode oferecer locais para refúgio e reprodução das populações e permitir elevada riqueza de espécies e diversificada teia alimentar (GORMAN & KARR, 1978). Estes ambientes são ocupados por peixes de pequeno porte (Castro, 1999; Castro *et al.*, 2003).

### **3.2 A zona ripária**

De um modo geral, as populações são reguladas pela disponibilidade de recursos disponíveis no ambiente (RICKLEFS, 2003). A estrutura trófica da ictiofauna, por exemplo, está baseada principalmente em recursos alóctones (ANGEMEIER & KARR, 1983; CASTRO, 1999; ESTEVES & ARANHA, 1999). Estes recursos estão relacionados diretamente com a composição e integridade da vegetação ripária (PUSEY & ARTHINGTON, 2003). A zona ripária é um componente biótico essencial da estrutura física dos ambientes aquáticos pois oferece proteção, exerce influência direta na estrutura e organização funcional das espécies e na manutenção da integridade biótica desses ambientes (BARBOUR, 1999; CASATTI *et al.*, 2006; COUTO & AQUINO, 2011; CASATTI *et al.*, 2012; CETRA & FERREIRA, 2016). A manutenção do ecossistema ripário, sua dinâmica e sua vegetação, devem fazer parte de estudos

de identificação de riscos de degradação ambiental, já que estas zonas são essenciais para a resiliência das micro-bacias (ATTANASIO, *et al.*, 2012).

No entanto, os manejos adequados das zonas ripárias geralmente não são priorizados nos planos de uso da terra, contrariando sua importância ambiental e expondo essas áreas à ocorrência de diversos impactos antropogênicos como agricultura, extração de areia, corte seletivo de madeira e mineração (ATTANASIO, *et al.*, 2012). A remoção e retirada dessa vegetação torna o solo exposto às erosões e assoreamento, favorecendo a sedimentação (BELTRÃO, *et al.*, 2009; RAMIREZ *et al.*, 2008, PALHIARINI & PAGOTTO, 2015) e modificações nos fluxos, que por consequência, submetem o ecossistema aos impactos sobre a composição e diversidade funcional das espécies de peixes (CASATTI & TERESA, 2012). A alteração na estrutura dos micro-habitats pode levar à extinção local das populações (CASATTI *et al.*, 2006a).

Além disso, a retirada dessa vegetação e as alterações no fluxo dos cursos d'água em conjunto com a incidência de luz e o aumento de temperatura favorecem a proliferação de algas (PERESSIN & CETRA, 2014), ocasionam perdas de fontes alóctones de energia como folhas e detritos lenhosos, além de resultar em interferências na cadeia trófica do ambiente aquático (OLIVEIRA & BENNEMANN, 2005; PERESSIN & CETRA, 2014; PALHIARINI & PAGOTTO, 2015).

### **3.3 A integridade biótica**

As condições dos ambientes de riachos podem ser avaliadas por meio da análise da integridade biótica do ecossistema aquático, determinada pela seleção e análise dos seus componentes biológicos, que podem envolver fontes de energia, qualidade da água, qualidade do habitat físico, regime do fluxo e interações bióticas (KARR *et al.*, 1986). Karr & Dudley (1981) afirmam que “um sistema que possui integridade é capaz de suportar e recuperar-se de diversas perturbações ambientais antropogênicas”. Lyons (1995) considerou que riachos em boas condições de integridade apresentam variados tamanhos de peixes e de estrutura trófica.

As avaliações de integridade biótica dos riachos possibilitam a realização do monitoramento biológico de uma dada região para se diagnosticar as condições da biota e dos ambientes aquáticos, traduzindo as respostas ambientais aos impactos antrópicos e classificando-se os níveis de degradação observados (KARR, 1981). Aplicando-se essas avaliações de integridade em práticas e programas de biomonitoramento, técnicas são desenvolvidas e adaptadas, agrupadas em protocolos de ação, visando descrever a dinâmica dos ecossistemas aquáticos (BARBOUR *et al.*, 1999). Após o período inicial de pesquisas, os custos

de análises são consideravelmente reduzidos, além de serem levantadas informações relevantes para o manejo de bacias hidrográficas (BUSS, *et al.*, 2003), como por exemplo, determinação do estado dos recursos hídricos, as causas de sua degradação e identificação das fontes poluidoras, levantamento das ações necessárias para avaliar e restaurar a integridade biótica de cursos d'água e a necessidade de programas de controle e mitigação (BARBOUR *et al.*, 1999).

### 3.4 O monitoramento biológico

O monitoramento biológico de rios e riachos baseado em peixes, pode tornar as avaliações mais robustas e abrangentes, uma vez que abordagens biológicas podem, inclusive, refletir impactos que ocorreram aos peixes ao longo do tempo, devido a sua forte exposição às variações das condições ambientais (JARAMILLO-VILA & CARAMASCHI, 2008). De acordo com estudos de Fausch *et al.* (1990), os peixes são adequados para basear o IIB devido, principalmente, aos seguintes fatores: a) sua sensibilidade aos estressores diretos; b) indicam os efeitos negativos dos impactos em diversos aspectos da dinâmica aquática; c) são capazes de refletir a longo prazo, os efeitos dos estressores ambientais, devido a sua relativa vida longa. Segundo Esteves & Aranha (1999) os peixes são bioindicadores adequados da qualidade do ecossistema aquático, devido ao conhecimento geralmente já pré-estabelecido a respeito da estrutura da comunidade, biologia dos organismos, análise da estrutura trófica, além da identificação das influências sofridas pelos peixes relacionadas a componentes espaciais e temporais, como na utilização do habitat alterado, fazendo com que estes estudos sejam de elevada importância para a avaliação da biodiversidade de água doce e suas interações biológicas.

As alterações na estrutura física do habitat aquático que promovem a perda de locais para forrageamento, predação, reprodução e desovas de espécies, podem levar à eliminação ou redução no número de indivíduos ou riqueza de espécies da ictiofauna. Estas alterações na estrutura física do ambiente conduzem para uma baixa integridade biótica, podendo ocorrer mesmo quando a qualidade física e química da água se apresente satisfatória (KARR & DUDLEY, 1981; CASATTI *et al.*, 2006), considerando-se que peixes necessitam mais do que bons níveis de qualidade da água para sobreviver (CASATTI *et al.*, 2006).

A ictiofauna foi utilizada para monitorar e diagnosticar as condições dos ambientes aquáticos em vários países do mundo como Alemanha, França, Áustria e Estados Unidos (OLIVEIRA *et al.*, 2008). No Brasil, vários estudos utilizaram as comunidades de peixes para associá-los às variações e distúrbios naturais (CASATTI, 2005; MARQUES *et al.*, 2013), disponibilidade de recursos (FERREIRA *et al.*, 2014) e alterações no ambiente gerados pelo

desenvolvimento humano (CETRA & PETRERE, 2006; FERREIRA & CASATTI, 2006; FELIPE & SÚAREZ, 2010; PERESSIN & CETRA, 2014).

Os índices multimétricos são utilizados como ferramentas de apoio ao biomonitoramento, uma vez que integram diversos atributos de uma comunidade biótica (ANGERMEIER & DAVIDEANU, 2004) e identificam a capacidade de um ambiente em tolerar impactos. Oliveira *et al.* (2008) citam que em alguns dos maiores programas de monitoramento biológico existentes utilizam os índices multimétricos como ferramenta. Dentre eles, encontram-se os índices bióticos, capazes de selecionar e analisar atributos de uma comunidade biológica para refletir, dentro de um número, a sensibilidade de espécies ou comunidades aos impactos ambientais e à poluição, com fins de monitorar o ambiente e auxiliar na proposição de medidas de proteção e conservação a serem executadas a partir dos resultados avaliados (FLORES-LOPES *et al.*, 2010).

### **3.5 Índice de Integridade Biótica – IIB**

Com fins de monitorar rios e riachos nos Estados Unidos, o pesquisador Karr (1981), em sua versão original, desenvolveu o Índice de Integridade Biótica – IIB apresentando 12 métricas iniciais relativas à composição e riqueza de espécies, número e abundância das espécies, organização e função trófica, comportamento reprodutivo, abundância e condições individuais dos peixes. O método de Karr (1981), desde então, foi utilizado com adaptações em ecossistemas norte-americanos (REHN & ODE, 2005; LYONS, 2006) e europeus (ANGERMEIER & DAVIDEANU, 2004). O primeiro IIB a ser desenvolvido para o Brasil foi de Araújo (1998) para o Rio Paraíba do Sul, no Rio de Janeiro, em trecho crítico devido à poluição industrial. Na década posterior, adaptações foram criadas por outros estudiosos (CASATTI *et al.*, 2001; MARCIANO *et al.*, 2004; BOZZETTI & SCHULZ, 2004; PINTO *et al.*, 2006; FERREIRA & CASSATTI, 2006; CASATTI *et al.* (2006a e b); CASATTI *et al.*, 2008; CASATTI *et al.*, 2009; COSTA & SCHULZ, 2010; ESTEVES & ALEXANDRE, 2011; CASATTI & TERESA, 2012; CETRA & FERREIRA, 2016).

A utilização do IIB com peixes se expandiu nas últimas décadas, mas em muitos dos ecossistemas brasileiros existem fatores impeditivos à aplicação do IIB nos ambientes regionais, devido à pouca ou à inexistência de conhecimento sistemático das espécies (BUCKUP *et al.*, 2007) além da falta de ambientes conservados que possam servir como referência para os estudos, principalmente em regiões não-amazônicas (CASATTI *et al.*, 2008). Oliveira *et al.* (2008) destacam que no Brasil ocorre um grande obstáculo na utilização do IIB devido à ausência de políticas ambientais que proponham a obrigatoriedade do monitoramento

biológico por meio de legislação específica que determine medidas efetivas de manejo dos recursos hídricos. Uma vez adaptado um índice de integridade biótica - IIB, a proporção e medidas exatas a serem adotadas para manejo e gestão dos recursos aquáticos não podem ser determinadas apenas pelo valor final do IIB encontrado, mas principalmente pela avaliação realizada das métricas que compõem o índice (BARBOUR *et al.*, 1999; OLIVEIRA, *et al.*, 2008). Essas métricas de integridade biológica, quando bem apuradas, tornam-se cruciais para compor informações acerca de alterações das condições ocorridas na região de interesse ao longo do tempo e para auxiliar o poder público na escolha de locais prioritários para investimentos em recuperação. Ressaltando-se a importância na eficiência do diagnóstico do ambiente e na determinação da real quantidade de métricas necessárias para traduzir as informações sobre a integridade biótica do ambiente, o que possibilita e facilita a aplicação futura do índice, principalmente em países menos desenvolvidos, que não recebem investimentos e recursos suficientes para investir em pesquisas de longo prazo (BOZZETTI & SCHULZ, 2004).

Os monitoramentos usualmente realizados, necessários para avaliar e manter os padrões de qualidade da água satisfatórios, baseiam-se nas avaliações físicas e químicas (SARDINHA *et al.*, 2008), mas, estudos e diagnósticos que utilizem indicadores biológicos dos ecossistemas aquáticos como aliadas ferramentas para avaliar as condições do ambiente ainda são insuficientes, cenário que não auxilia na manutenção e conservação dos ecossistemas aquáticos, com sua riqueza e biodiversidade fortemente relacionadas à diversidade dos habitats (GALDEAN, *et al.* 2000; CASATTI *et al.* 2006; HOEINGHAUS *et al.*, 2007; CASATTI, *et al.*, 2009).

Alguns trabalhos sobre adaptações e desenvolvimento de IIB utilizando peixes que incluíram a análise química da água para testar seus efeitos na qualidade do ambiente, identificaram correlações inconsistentes, de modo a supor que utilizando-se apenas a abordagem física e química pontual, seja possível obter erros quanto à identificação da verdadeira natureza das condições ambientais e apontar resultados momentâneos (HOWE *et al.*, 2007) ou não detectar com grande abrangência algumas alterações e impactos antropogênicos complexos relevantes para os estudos (ANGERMEIER & DAVIDEANU, 2004; PERESSIN & CETRA, 2014). Uma vez que as relações biológicas se tornam foco de estudos das interações entre o homem e seu ambiente, a utilização de ferramentas de monitoramento biológico sobre a qualidade ambiental dos ecossistemas aquáticos torna-se relevante, não sendo considerando apenas a predominante avaliação física e química da água para uso humano (OLIVEIRA, *et al.*, 2008).

Na Califórnia (EUA), diversos órgãos estaduais e federais se empenham continuamente em desenvolver ferramentas de avaliação das condições físicas e biológicas de rios e riachos, como exemplo a EPA (Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos), o Serviço Florestal dos Estados Unidos (USFS) e as agências de controle regional de qualidade da água (WQCBs) (REHN & ODE, 2005). No Brasil, existem áreas protegidas por lei para auxiliar na conservação e preservação da biodiversidade e dos recursos aquáticos que abrangem, em sua maioria, a proteção da fauna e flora terrestre, o que conseqüentemente se conduz à preservação de volumes de água significativos e de elevada importância para as espécies aquáticas (AGOSTINHO *et al.*, 2005). No entanto, não é o suficiente para evitar impactos antrópicos diversos e desequilíbrios nos ambientes. O monitoramento biológico dos cursos d'água, apoiando-se na avaliação da biodiversidade de águas doces, a compreensão da estrutura de suas comunidades e da estrutura do habitat são ferramentas necessárias para proporcionar melhorias na gestão dos recursos hídricos e conservação da biota, no intuito de garantir a manutenção da integridade hidrológica que abrange as bacias hidrográficas (AGOSTINHO *et al.*, 2005).

## **4. MATERIAL E MÉTODOS**

### **4.1 Caracterização da área**

O trabalho foi desenvolvido em uma sub-bacia (Alto Sorocaba) da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocaba e Médio Tietê – SMT (Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos - UGRHI 10).

A UGRHI 10 abrange 53 municípios, dentre os quais, 34 possuem sede em seu território e 19 possuem apenas porções rurais. Sua área de drenagem é de 11.829 km<sup>2</sup> com 2.104 km<sup>2</sup> de vegetação nativa (CBH – SMT, 2017) e 1.948.744 habitantes (Censo IBGE, 2010). Seus principais rios são: Sorocaba, Tietê, Sorocabuçu, Sorocamirim, Pirajibu, Jundiuvira, Murundu, Sarapuí, Tatuí, Guarapó, Macacos, Ribeirão do Peixe, Alambari, Capivara e Araqua (CBH – SMT, 2017). É constituída pela Bacia do rio Sorocaba e de tributários de menor ordem, tanto da margem esquerda como da direita do rio Tietê. Esses tributários se localizam no trecho compreendido entre a barragem do Rasgão, a montante, e a barragem de Barra Bonita, a jusante, com exceção das bacias dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí, afluentes do rio Tietê pela margem direita, que constituem a UGRHI 5.

A Bacia do Sorocaba Médio Tietê possui um rico sistema hídrico, contudo, sofre com graves problemas associados à demanda e à redução da qualidade da água de um dos seus



principais mananciais, a represa de Itupararanga. Conforme relatórios emitidos pelo Comitê de Bacia Hidrográfica do Sorocaba e Médio Tietê (CBH – SMT, 2017), a UGRHI 10 encontra-se com déficit hídrico em várias regiões decorrentes do crescimento populacional e das atividades econômicas apontando para estado crítico em alguns municípios. As atividades econômicas predominantes na bacia são industriais, cultivo de cana-de-açúcar, citrus e pecuária (CBH – SMT, 2017).

Sendo a quarta UGRHI mais populosa do Estado de São Paulo, o cenário referente ao esgotamento sanitário na UGRHI 10 é preocupante pois 13,6% da sua população ainda não recebe o serviço de coleta de seu esgoto. O sistema de esgotamento para os que recebem o serviço, ainda não trata 35,4% do efluente doméstico coletado. Levando-se em conta esses dois parâmetros observa-se que ainda 44% do esgoto gerado na UGRHI 10 é lançado diretamente nos corpos d'água.

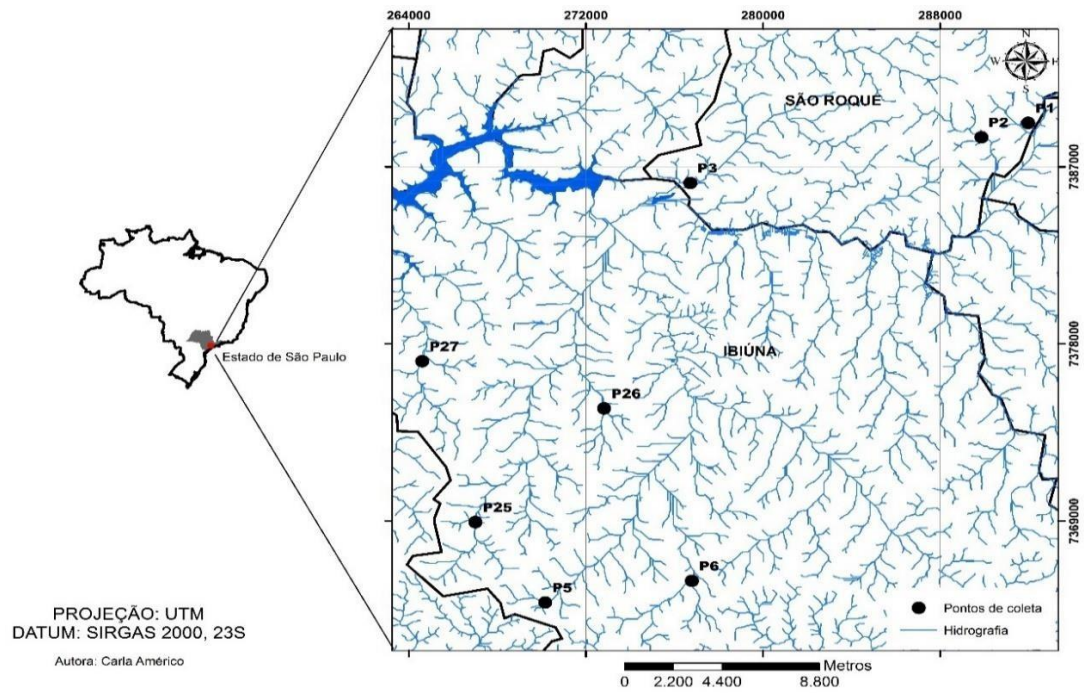
Para fins de otimização do gerenciamento de recursos hídricos, a UGRHI 10 foi dividida em 6 sub-bacias (Figura 1). Os riachos avaliados no presente estudo estão localizados na sub-bacia 6 - Alto Sorocaba, que possui área de 924,49 km<sup>2</sup>, composta pelas cidades de Ibiúna, Piedade, São Roque, Votorantim, Vargem Grande Paulista, Alumínio, Mairinque e o Distrito de Caucaia do Alto. De um modo geral, o Alto Sorocaba destaca-se por estar sujeito à múltiplas demandas de água, possuir o reservatório de Itupararanga que é a principal fonte manancial da região, além da maior concentração de Áreas de Preservação Permanente (APPs) de nascentes (IPT, 2008).



**Figura 1:** Divisão da UGRHI 10 em sub-bacias (Fonte: CBH – SMT, 2017)

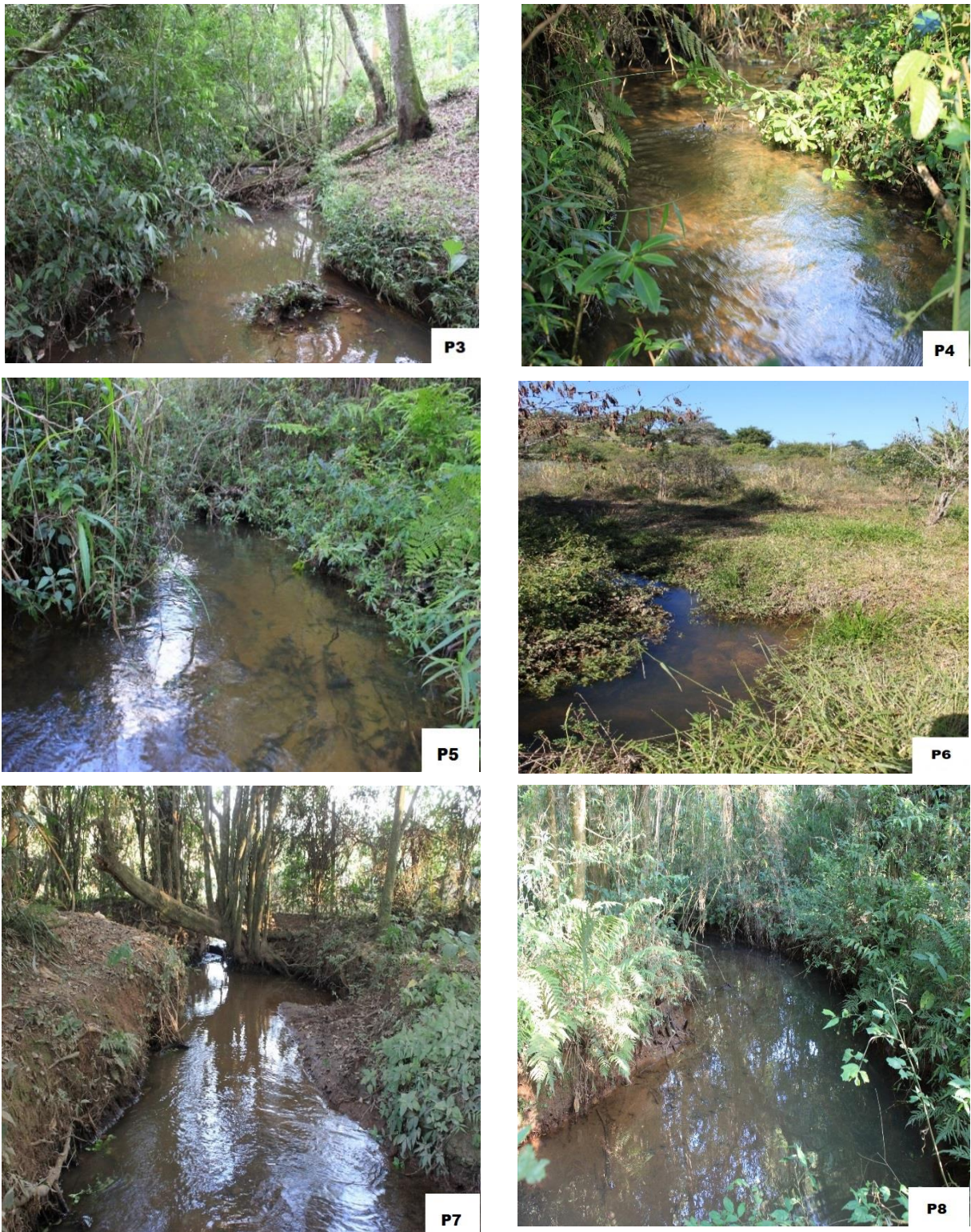
## 4.2 Locais de coleta

Um total de 8 trechos de riachos foram avaliados. As coletas de peixes e tomada de informações ambientais foram realizadas em 3 trechos de riachos no município de São Roque em 2015 e 5 trechos em Ibiúna no ano de 2010 (Figuras 2 e 3 e tabela 1).



**Figura 2:** Pontos de coleta dos riachos na sub-bacia Alto Sorocaba.





**Figura 3:** Pontos de amostragem no Alto Sorocaba, destacando características de substrato, estabilidade das margens e zona ripária. Pontos em sequência (da direita para esquerda) e coordenadas: a) P1 (São Roque - 23°35'50", 47°02'09"), P2 (São Roque - 23°36'03", 47°03'35"), P3 (São Roque - 23°37'12", 47°11'20"), P4 (Ibiúna - 23°48'40", 47°15'24"), P5 (Ibiúna - 23°48'08", 47°11'29"), P6 (Ibiúna - 23°46'26", 47°17'13"), P7 (Ibiúna- 23°43'21", 47°13'44"), P8 (Ibiúna - 23°41'59", 47°18'33").

Fotos: Cetra, M.

**Tabela 1:** Descrição dos sítios de amostragem.

Ponto	Município	Coordenadas geográficas		Elevação	Características principais
P1	São Roque	23°35'50"	47°02'09"	879	Riacho estreito, raso, com largura média de 2,2, alta velocidade. Substrato de fundo dominado por material siltoso, areia e poucas folhas, galhos e cascalho. Margens protegidas por raízes, troncos e barrancos. O trecho consiste em um único "rápido" e apresenta boa cobertura vegetal, provendo bom sombreamento, porém há sinais de ocupação humana próxima ao riacho.
P2	São Roque	23°36'03"	47°03'35"	887	Riacho estreito, raso, com largura média de 3,2, baixa velocidade. Substrato de fundo dominado por folhas, galhos e cascalho. As margens estão protegidas por raízes, troncos e barrancos. Predomina o ambiente de "rápido" e um ambiente de "poço" pode ser observado. No entorno pode-se observar uso para ocupação humana com descontinuidade da vegetação em uma das margens.
P3	São Roque	23°37'12"	47°11'20"	857	Riacho mais largo dos pontos amostrados, largura média 4,1, substrato de fundo predominante fino, composto por areia e silte, boa quantidade de folhas e galhos com alguns seixos e blocos. Margens protegidas por rochas, raízes e barrancos. Predomina o ambiente de "rápidos" com um ambiente de "corredeira". O trecho é coberto por vegetação provendo grande sombreamento ao riacho.
P4	Ibiúna	23°48'40"	47°15'24"	905	Riacho estreito, com largura média de 2,1, baixa velocidade. Substrato de fundo siltoso com pouca areia, galhos, folhas, cascalhos, blocos e alguns seixos. Margens protegidas por barrancos. Predomina o ambiente "rápido", o trecho apresenta boa cobertura vegetal. O entorno apresenta sinais de ocupação humana.
P5	Ibiúna	23°48'08"	47°11'29"	892	Riacho estreito, com largura média de 1,75, grande velocidade. Substrato de fundo com areia, silte, cascalho, seixo e poucas folhas. Margens são protegidas por barrancos. Ambiente predominante de "rápido", trecho coberto por vegetação mas apresenta sinais de urbanização.
P6	Ibiúna	23°46'26"	47°17'13"	944	Riacho estreito, largura média de 2,5 e baixa velocidade. Substrato siltoso, com cascalho e pouca areia, apresenta galhos e poucas folhas. Margens protegidas por barrancos. Apresenta vegetação, com entorno do riacho ocupado por vegetação agrícola e pastagem.
P7	Ibiúna	23°43'21"	47°13'44"	945	Riacho estreito, com largura média de 2, pouca velocidade. Substrato predominante de silte e areia, com presença de folhas, galhos, matacão e alguns blocos. Margens protegidas por barrancos. Sinais de urbanização no trecho.
P8	Ibiúna	23°41'59"	47°18'33"	882	Riacho estreito, com largura média 3, baixa velocidade. Substrato apresenta silte, areia e cascalhos, com algumas folhas, galhos e seixos. Margens protegidas por barrancos. Vegetação inexpressiva, com forte presença de ocupação humana.

A captura dos peixes foi realizada uma única vez em cada trecho de 70 metros, utilizando-se equipamento de pesca elétrica, modelo backpack LR-24 Smith Root (licença de pesca n° 13352-1 SISBIO/IBAMA/MMA). A avaliação ambiental seguiu o protocolo proposto por Barbour *et al.* (1999) (Tabela 2). Os exemplares coletados foram armazenados em sacos plásticos, fixados em solução formalina a 10%, onde permaneceram por 48 horas. Após esses procedimentos, foram lavados, pesados, medidos e identificados em laboratório até o nível de espécie pelo Prof. Dr. George Mattox e posteriormente armazenados em frascos com álcool 70% para conservá-los e depositados na coleção do Laboratório Didático da UFSCar Sorocaba.

### **4.3 Classificação das espécies**

Cada espécie foi classificada conforme suas características quanto à sua origem nativa ou exótica (KARR, 1981); sua posição na coluna d'água sendo nectônica, quando se movem livremente na coluna d'água, bentônica, quando vivem associadas ao substrato ou de superfície, quando circulam na superfície; sua categoria trófica, entre as seguintes: piscívora (alimenta-se de outros peixes), insetívora (alimentam-se basicamente de insetos), onívora (peixes que ingerem alimentos incluindo invertebrados e algas) e detritívora (alimentam-se, sobretudo, de detritos de materiais orgânicos) (ESTEVES & ARANHA, 1999; ABELHA, *et al.*, 2001; CASATTI, 2002, MANNA *et al.*, 2013; CETRA & FERREIRA, 2016).

### **4.4 Índice Físico de Habitat (IFH)**

Para avaliar as características da estrutura física dos riachos e variáveis da água foi aplicado um Índice Físico de Habitat (IFH) (BARBOUR *et al.*, 1999) (Tabela 2), descrito pelas seguintes métricas selecionadas: estabilidade do substrato, variabilidade na velocidade e na profundidade, estabilidade do fluxo, combinações de poções, rápidos e corredeiras, cobertura vegetal e estabilidade das margens.

**Tabela 2:** Valores e respectivas características dos descritores que compõem o Índice Físico de Hábitat (IFH), modificado de Barbour *et al.*, 1999.

Descritor	Bom	Regular	Pobre	Muito Pobre
1. Estabilidade do substrato	> 70% do substrato favorável à colonização; mistura de troncos e galhos submersos ou outros substratos estáveis como grandes rochas.	40 a 70% de substrato favorável à colonização. Presença de substratos adicionais recém caídos.	20 a 40% de substrato favorável à colonização devido a remoção de substratos favoráveis.	< 20% de substratos estáveis. Ausência óbvia de habitats.
2. Variabilidade na velocidade e na profundidade	Presença dos 4 tipos de combinações: Lento/Fundo; Lento/Raso; Rápido/Fundo e Rápido/Raso.	3 dos 4 padrões presentes.	2 dos 4 padrões presentes.	Dominado por apenas um tipo de configuração (em geral Lento/Fundo).
3. Estabilidade do fluxo	A água alcança a altura dos bancos laterais. Mínimo de substrato exposto no leito do canal.	A água alcança 75% do canal em potencial.	A água alcança de 25 a 75% do canal em potencial, deixando parte do leito exposto.	Pouca água no canal, a maioria composta por pequenas poças.
4. Combinação de poções, rápidos e corredeiras	Presença de rápidos, corredeiras e pequenos poços marginais.	Rápidos mais predominantes que corredeiras e pequenos poços.	Rápidos, poucas corredeiras e pequenos poços.	Apenas rápidos.
I – Escala	20 19 18 17 16	15 14 13 12 11	10 9 8 7 6	5 4 3 2 1 0
5. Cobertura vegetal	Vegetação ripária preservada, acima de 20 m de largura para ambas as margens. Nível de sombreamento acima de 76%.	Vegetação ripária preservada ou parcialmente preservada entre 16 e 20 m de extensão para ambas as margens. Nível de sombreamento entre 51 e 100%.	Vegetação ripária preservada ou parcialmente preservada com 6 a 14 m para ambas as margens. Nível de sombreamento entre 26 e 50%.	Vegetação ripária preservada ou parcialmente desmatada com até 5 m ou vegetação natural ausente, completamente substituída por pasto, agricultura e/ou ocupação urbana. Nível de sombreamento entre 0 e 25%.
6. Estabilidade das margens	Estável. 0 a 10% de evidência de erosão.	Moderadamente estável. 10 a 30% do trecho apresentando áreas de erosão.	Moderadamente instável. 30 a 50% das margens com áreas de erosão. Alto potencial erosivo em épocas de cheias.	Instável. Acima de 50% de áreas erodidas.
II – Escala para cada margem	10 9	8 7 6	5 4 3	2 1 0

#### 4.5 Desenvolvimento do Índice de Integridade Biótica (IIB)

Foram avaliadas 27 métricas com a finalidade de verificar as características da estrutura biológica das comunidades de peixes dos riachos (Tabela 3). As métricas candidatas foram avaliadas quanto à amplitude, capacidade de resposta e redundância. Primeiramente, as métricas foram rejeitadas quando mais de 50% dos seus valores foram iguais a zero (amplitude). Em seguida, foram rejeitadas as variáveis que apresentaram o coeficiente de correlação linear  $r < 0,4$  com o IFH (capacidade de resposta). Finalmente, nos casos em que duas variáveis foram linearmente correlacionadas e apresentaram coeficiente de correlação de Pearson maior ou igual

a 0,9, foi mantida apenas uma variável (redundância) (JIA *et al.*, 2013). O programa utilizado para análise dos dados foi o PAST versão 3.20.

**Tabela 3:** Métricas avaliadas com base nas assembleias de peixes de riachos de cabeceiras que cruzam a Mata Atlântica do sul de São Paulo (adaptado de Projeto FAPESP nº 200953056-8, 2009).

Métrica	Comportamento previsto conforme modificações nas características de hábitat
1. Riqueza de espécies ( $S$ ).	A riqueza de espécies em geral diminui com o aumento do grau de interferência antrópica e consequente perda de hábitats.
2. Índice de dominância de Simpson $E_{1/D} = (1/D)/S$	Foi considerado por Magurran (2004) como um dos melhores índices de dominância. Em ambientes perturbados prevê-se o aumento da dominância devido a eliminação de espécies raras e mais sensíveis, mantendo-se abundantes as espécies mais generalistas (SMITH <i>et al.</i> , 1997, CAO <i>et al.</i> , 1998, FERREIRA & CASATTI, 2006). $D$ = índice de diversidade de Simpson; $S$ = número de espécies.
3. Índice de Margalef $d = (S-1) / \ln(N)$	Um dos mais conhecidos índices de diversidade, sua facilidade de aplicação é considerada uma vantagem do índice de Margalef. Sensível ao tamanho da amostra, tenta compensar os efeitos da amostragem (MAGURRAN, 2004).
4. Índice de diversidade $\alpha$ da série logarítmica.	O índice $\alpha$ é independente do tamanho amostral, mantendo-se robusto mesmo quando os dados não se adequam à série logarítmica (WOLDA, 1983, MAGURRAN, 2004). Segundo Magurran (2005), $\alpha$ é um bom preditor do número de espécies composta por apenas um indivíduo na comunidade.
5. Estatística $W$ , da curva ABC, $W = \sum_{i=1}^S \frac{B_i - A_i}{50(S-1)}$	O método foi proposto inicialmente como forma de inferir sobre o estado de perturbação antrópica de assembleias. A premissa é de que assembleias menos perturbadas caracterizam-se pela presença de espécies de maior tamanho corpóreo e maior longevidade. Estas espécies, em geral, não são numerosas, mas dominam em peso na assembleia. Neste caso a distribuição em número seria mais uniforme que a distribuição em peso e $W$ assumiria valores positivos. Em ambientes muito perturbados, espera-se que as assembleias sejam dominadas por espécies oportunistas de tamanhos menores e com altas taxas de natalidade e mortalidade, resultando em valores negativos de $W$ (MAGURRAN, 2004). $B_i$ = peso da espécie no posto $i$ ; $A_i$ = abundância numérica da espécie no posto $i$ ; $S$ = número total de espécies na amostra.
6. Abundância percentual de Characiformes, medida pela: (i) riqueza, (ii) número de indivíduos e (iii) peso em gramas.	A riqueza de Characiformes foi utilizada por alguns autores no Brasil (ARAÚJO <i>et al.</i> , 2003, PINTO <i>et al.</i> , 2006, PETESSE <i>et al.</i> , 2007) como substituto para a riqueza de espécies 'sunfish', originalmente proposta por Karr (1981) para avaliar a integridade dos hábitats de coluna d'água. Bozzetti e Schulz (2004) estudando riachos do sul do Brasil consideraram explicitamente a métrica "Número de espécies habitantes da coluna d'água", que na prática incluía todas as espécies de Characiformes exceto quatro ( <i>Characidiumpterostrictum</i> , <i>C. rachovi</i> , <i>Mimagoniatesmicrolepis</i> e <i>Pseudocorynopomadoriae</i> ), além de dois Gymnotidae, um Synbranchidae e todos os Cichlidae. Ferreira e Casatti (2006) consideraram conjuntamente o percentual de Characiformes e de Siluriformes como uma única métrica, por serem grupos de abundância cuja representatividade é bem conhecida em riachos neotropicais. Estes autores consideraram ainda os Characiformes na métrica "Riqueza de Characiformes frugívoros e herbívoros"  <i>Nas métricas 6 a 9 e 11 a 13 será considerado inicialmente o percentual com base no número de indivíduos ou no peso, além de considerar simplesmente a riqueza de espécies. Esta avaliação justifica-se nas situações em que a riqueza apresente pouca variabilidade, tornando-se assim pouco sensível à modificação estrutural do canal. A escolha da medida mais apropriada será feita com base na avaliação da estrutura de correlação entre estas diferentes medidas.</i>
7. Abundância percentual de Siluriformes, medida pela: (i) riqueza, (ii) número de indivíduos e (iii) peso em gramas.	Esta métrica pretende avaliar o hábitat bentônico, como substituto para o número de espécies 'sucker' proposto por Karr (1981). O número de Siluriformes foi utilizado inicialmente por Hugueny <i>et al.</i> (1996) para rios africanos, por Araújo <i>et al.</i> (2003) para o rio Paraíba do Sul e por Petesse <i>et al.</i> (2007) para a represa de Barra Bonita (SP). Da mesma forma que as duas métricas anteriores, Bozzetti e Schulz (2004) consideraram efetivamente a métrica "Espécies bentônicas", que na prática incluía todos os Siluriformes além de duas espécies do gênero

	<i>Characidium</i> . O número de espécies bentônicas é negativamente influenciado pelo grau de assoreamento do riacho (BOZZETTI; SCHULZ, 2004).
8. Abundância percentual de Loricariidae, medida pela: (i) riqueza, (ii) número de indivíduos e (iii) peso em gramas.	A abundância da família pode ser prejudicada pelo grau de assoreamento e conseqüente diminuição no crescimento do perífiton (FERREIRA & CASATTI, 2006).
9. Abundância percentual de espécies típicas de corredeiras ou de poções, medida pela: (i) riqueza, (ii) número de indivíduos e (iii) peso em gramas.	A subdivisão da comunidade em espécies típicas de corredeiras ou de poços foi observada por alguns autores (ANGERMEIER; KARR, 1983, BUHRNHEIM; FERNANDES, 2003, LANGEANI <i>et al.</i> , 2005). Welcomme <i>et al.</i> (2006) consideram que a ocorrência de espécies típicas destes ambientes pode servir de base para avaliar as condições de preservação de trechos iniciais de bacias hidrográficas e Parasiewicz (2001) recomenda a aquisição de dados nestas escalas (meso-habitats) para o desenvolvimento de planos de restauração. A extensão de corredeiras foi tida como um dos fatores mais importantes em determinar a similaridade de grupos funcionais em diversas bacias do estado do Texas (HOEINGHAUS <i>et al.</i> , 2007). Em todos os casos a ocorrência destas unidades de habitats tem sido vista como evidência de que os locais ainda mantém suas características naturais de preservação.
10. Número de categorias tróficas (Tr).	Espera-se que o número de categorias tróficas na comunidade diminua com a interferência antrópica em função da menor oferta de itens alimentares. Estes itens podem ser insetos provenientes da vegetação ripária, perífiton aderido a substratos rochosos ou potencias presas de espécies piscívoras. A categoria trófica de cada espécie na bacia será definida com base em estudos de alimentação conseqüentes das coletas.
11. Percentual do hábito alimentar piscívoro, medido pela (i) Riqueza, (ii) em número de indivíduos e (ii) peso em gramas.	Em pequenos riachos as espécies piscívoras representam o topo da cadeia alimentar. A abundância deste grupo representa um sistema íntegro com uma estrutura trófica bem diversificada (KARR, 1981). A avaliação do percentual em peso é especialmente importante neste caso, pois o grupo em geral é composto por espécies de grande tamanho corpóreo, mas numericamente pouco abundantes.
12. Percentual do hábito alimentar insetívoro, medido pela (i) Riqueza, (ii) em número de indivíduos e (ii) peso em gramas.	Espécies insetívoras, especialmente aquelas com predomínio de itens alóctones são dependentes de uma vegetação ripária íntegra (ESTEVES; ARANHA, 1999, CASATTI, 2002, MENEZES <i>et al.</i> , 2007).
13. Percentual do hábito alimentar onívoro, medido pela (i) Riqueza, (ii) em número de indivíduos e (ii) peso em gramas.	A abundância da onivoria em riachos foi proposta por Karr (1981) como evidência da desestruturação da base da cadeia alimentar. Em rios e riachos tropicais e sub-tropicais a categoria alimentar onívoro é predominante (ESTEVES; ARANHA, 1999, CASTRO <i>et al.</i> , 2003, PINTO <i>et al.</i> , 2006). Em ambientes de riachos no Brasil, esta métrica foi utilizada por Bozzetti & Schulz (2004), mas desconsiderada por Ferreira & Casatti (2006).

Espera-se que à medida que ocorram alterações no ambiente com conseqüente aumento da degradação ambiental, seja possível prever a resposta da ictiofauna conforme o aumento ou diminuição nos valores das variáveis bióticas propostas (Tabela 4).



**Tabela 4:** Variáveis candidatas para o Índice de Integridade Biótica e a resposta esperada com o aumento da degradação ambiental (adaptado de CETRA & FERREIRA, 2016).

<b>Categoria/Métrica</b>	<b>Resposta</b>
<b>Abundância e diversidade de espécies</b>	
Riqueza de espécies (S)	Diminui
Índice de Dominância de Simpson (D)	Aumenta
Índice de Margalef (Mg)	Diminui
Índice de Diversidade alfa (alfa)	Diminui
Estatística W da curva ABC (W)	Diminui
Proporção de Riqueza de Characiformes (Scha)	Diminui
Número de Characiformes (Ncha)	Diminui
Biomassa de Characiformes (Bcha)	Diminui
Riqueza de Siluriformes (Ssil)	Diminui
Número de Siluriformes (Nsil)	Diminui
Biomassa de Siluriformes (Bsil)	Diminui
Riqueza de Loricariidae (Sloricar)	Diminui
Número de Loricariidae (Nloricar)	Diminui
Biomassa de Loricariidae (Bloricar)	Diminui
<b>Uso de habitat</b>	
Riqueza espécies de corredeiras e poções (Sspcorre)	Diminui
Número de espécies de corredeiras e poções (Nspcorre)	Diminui
Biomassa de espécies de corredeiras e poções (Bspcorre)	Diminui
<b>Estrutura Trófica</b>	
Número de categorias tróficas (Tro)	Diminui
Riqueza de piscívoros (Spisc)	Diminui
Número de indivíduos piscívoros (Npisc)	Diminui
Biomassa de piscívoros (Bpisc)	Diminui
Riqueza de insetívoros (Sins)	Diminui
Número de indivíduos insetívoros (Nins)	Diminui
Biomassa de insetívoros (Bins)	Diminui
Riqueza de onívoros (Soni)	Aumenta
Número de indivíduos onívoros (Noni)	Aumenta
Biomassa de onívoros (Boni)	Aumenta

A bacia do Alto Sorocaba possui alterações antrópicas variadas impossibilitando a localização de ambientes naturais preservados que sirvam de referência. Para elaboração dos escores de pontuação para a elaboração do IIB utilizamos as melhores condições encontradas em nosso conjunto de dados “the best observed condition criteria” (JENNINGS *et al.*, 1995; MCDONOUGH & HICKMAN, 1999; STODDARD *et al.*, 2006; PETESSE *et al.*, 2014).

A pontuação das métricas seguiu o seguinte protocolo: a cada métrica selecionada foi empregada uma pontuação correspondente (1, 3 ou 5) de acordo com o grau de impacto na biota. Os valores encontrados nos pontos para cada métrica selecionada foram agrupados e divididos em percentis, sendo acima do valor 66<sup>o</sup> foi dada a pontuação 5 e abaixo de 33<sup>o</sup> a pontuação 1. Valores intermediários receberam pontuação 3. Para as métricas negativamente relacionadas ao grau de interferência antrópica foi definido o valor 1 acima do percentil 66<sup>o</sup> e 5 abaixo do percentil 33<sup>o</sup>.

O valor final do IIB foi obtido pelo somatório das pontuações atribuídas às métricas selecionadas para o local. O IIB encontrado em cada trecho foi adaptado e classificado conforme uma das classes de Integridade Biótica descritas por Karr (1981), que variam de “Boa” a “sem peixes” (Tabela 5). Para validar o IIB foi utilizada a correlação de Pearson entre o IIB e o IFH dos pontos.

**Tabela 5:** Categorias de Integridade Biótica proposta por Karr (1981).

<b>Boa</b>	Riqueza de espécies um tanto abaixo da expectativa, especialmente devido à perda das formas mais intolerantes; algumas espécies com distribuição de abundância ou de tamanho inferior ao ótimo; estrutura trófica mostra alguns sinais de estresse.
<b>Regular</b>	Sinais de deterioração adicionais com menos formas intolerantes, estrutura trófica mais alterada (por exemplo, aumento da frequência de omnívoros); classes maiores de idade de predadores podem ser raras.
<b>Pobre</b>	Dominada por omnívoros, espécies tolerantes à poluição e generalistas em hábitat; poucos carnívoros; taxas de crescimento e fator de condição diminuídos; espécies híbridas e/ou doentes sempre presentes.
<b>Muito pobre</b>	Poucos peixes presentes, principalmente introduzidos ou espécies muito tolerantes; híbridos frequentes; doenças comuns, parasitas, nadadeiras feridas e outras anomalias.
<b>Sem peixes</b>	Repetidas pescarias sem capturar qualquer peixe.

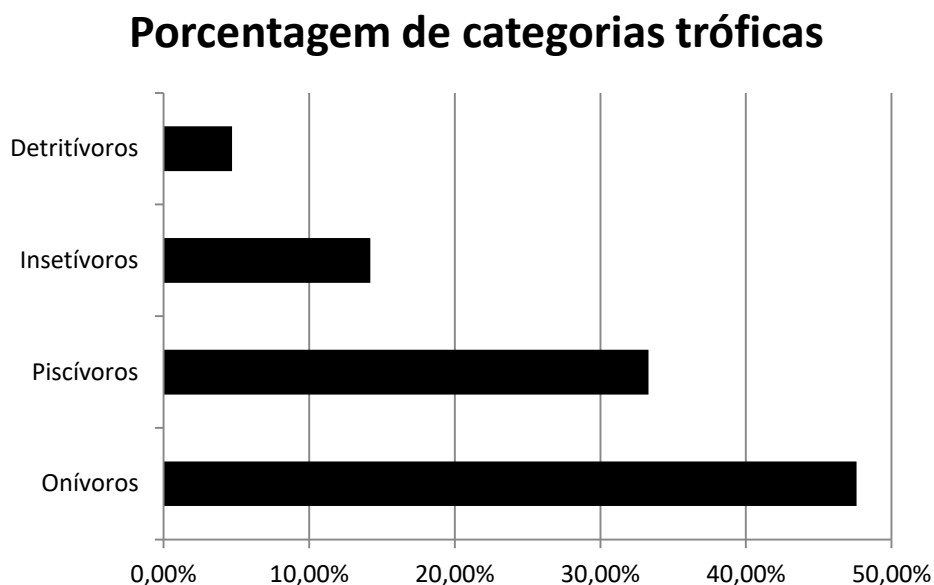
## 5. RESULTADOS

Foram coletados 791 peixes, sendo distribuídos em 6 (seis) ordens, 8 (oito) famílias e 21 (vinte e uma) espécies. Dentre eles, 99,8% são nativos, sendo apenas *Australoheros facetus* uma espécie exótica à bacia do rio Sorocaba. Quanto à posição das espécies na coluna d'água, 61,9% são nectônicas, 33,3% bentônicas e 4,7% de superfície (Tabela 6). Para categorias tróficas, 47,6% das espécies são onívoras, 33,3% insetívoras, 14,2% piscívoras e 4,7% detritívoras (Figura 4). A espécie *Phaloceros reisi* (Figura 5), comumente encontrada em

locais degradados, representou 46% do total de indivíduos coletados, seguida por *Astyanax fasciatus* com 13,9%.

**Tabela 6:** Abundância das espécies capturadas (N) e classificação de acordo com origem, posição na coluna de água e categoria trófica.

FAMÍLIA/ESPÉCIE	N	Origem	Posição na coluna d'água	Categoria trófica
<b>Characiformes</b>				
<i>Astyanax altiparanae</i> Garutti & Britski, 2000	4	nativo	nectonico	onívoro
<i>Astyanax biotae</i> Castro & Vari, 2004	1	nativo	nectonico	onívoro
<i>Astyanax bockmanni</i> Vari & Castro, 2007	16	nativo	nectonico	onívoro
<i>Astyanax fasciatus</i> Cuvier, 1819	110	nativo	nectonico	onívoro
<i>Astyanax scabripinnis</i> Eigenmann, 1908	24	nativo	nectonico	onívoro
<i>Hoplias malabaricus</i> Bloch, 1794	10	nativo	nectonico	Piscívoro
<i>Hyphessobrycon anisitsi</i> Eigenmann, 1907	15	nativo	nectonico	onívoro
<i>Oligosarcus paranaensis</i> Menezes & Géry, 1983	3	nativo	nectonico	insetívoro
<i>Bryconamericus iheringii</i> Boulenger, 1887	44	nativo	nectonico	onívoro
<b>Cyprinodontiformes</b>				
<i>Phalloceros reisi</i> Lucinda, 2008	364	nativo	superfície	detritívoro
<b>Gymnotiformes</b>				
<i>Gymnotus carapo</i> Linnaeus, 1758	1	nativo	nectonico	insetívoro
<i>Gymnotus sylvius</i> Albert & Fernandes-Matioli, 1999	2	nativo	nectonico	insetívoro
<b>Perciformes</b>				
<i>Australoheros facetus</i> Jenyns, 1842	1	Exótico	nectonico	piscívoro
<i>Geophagus brasiliensis</i> Quoy & Gaimard, 1824	91	nativo	nectonico	onívoro
<b>Siluriformes</b>				
<i>Callichthys callichthys</i> Linnaeus, 1758	2	nativo	bentonico	onívoro
<i>Corydoras aeneus</i> Gill, 1858	4	nativo	bentonico	onívoro
<i>Hypostomus ancistroides</i> Ihering, 1911	13	nativo	bentonico	insetívoro
<i>Pimelodella avanhandavae</i> Eigenmann, 1917	13	nativo	bentonico	insetívoro
<i>Pimelodella meeki</i> Eigenmann, 1910	61	nativo	bentonico	insetívoro
<i>Rhamdia quelen</i> Quoy & Gaimard, 1824	8	nativo	bentonico	insetívoro
<b>Synbranchiformes</b>				
<i>Synbranchus marmoratus</i> Bloch, 1795	4	nativo	bentonico	piscívoro



**Figura 4:** Representatividade da porcentagem de categorias tróficas coletadas



**Figura 5:** Foto de espécie mais coletada nos pontos estudados, apresentando como categoria trófica onívora *Phalloceros reisi*, por Lucinda, P. H. F.

Os pontos P1 e P7 obtiveram as menores pontuações de IFH, enquanto P3 e P8 apresentaram as maiores. A classificação do IFH para os pontos ficou entre pobre e razoável, não havendo registro de ambientes “ótimo” ou “muito pobre” (Tabela 7). As médias de pontuações mais baixas para os descritores ambientais foram registradas para “combinação de poções, rápidos e corredeiras” seguido por “estabilidade do substrato”. Por outro lado, as maiores foram obtidas para “estabilidade das margens” e “cobertura vegetal” (Tabela 8).

**Tabela 7:** Valores de classificação do IFH e quantidade de pontos amostrais classificados em cada categoria (n):

<b>Categorias IFH</b>	<b>Valor</b>	<b>N</b>
Ótimo	>90	0
Razoável	61-90	4
Pobre	30-60	4
Muito Pobre	<30	0

**Tabela 8:** Valores dos descritores ambientais em cada ponto e do Índice Físico do Habitat (IFH) observados na Bacia do Rio Sorocaba e Médio Tietê.

Descritor	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	média
Estabilidade do substrato	3	6	10	8	6	3	3	6	5.6
Variabilidade na velocidade e na profundidade	4	15	15	11	9	13	5	13	10.6
Estabilidade do fluxo	2	8	14	16	15	16	9	16	12.0
Combinação de poções, rápidos e corredeiras	0	0	6	2	0	0	0	0	0.8
Cobertura vegetal	18	15	12	11	13	10	11	15	13.1
Estabilidade das margens	16	13	15	18	18	18	6	18	15.5
Total pontuação IFH	43	57	72	66	61	60	34	68	-
Classificação IFH	<b>Pobre</b>	<b>Pobre</b>	<b>Razoável</b>	<b>Razoável</b>	<b>Razoável</b>	<b>Pobre</b>	<b>Pobre</b>	<b>Razoável</b>	

Das 27 métricas de integridade biótica inicialmente propostas, 9 foram rejeitadas por apresentarem mais de 50% de seus valores iguais a zero. Das 18 restantes, 12 foram removidas levando-se em consideração a capacidade de resposta (Tabela 9). Das 6 métricas remanescentes, proporção de biomassa de siluriformes (Bsil) foi excluída pois foi considerada redundante com proporção do número de siluriformes (Nsil). Proporção da biomassa de onívoros (Boni) foi excluída considerada redundante com proporção do número de onívoros (Noni). As métricas proporção do número de onívoros (Noni) e proporção do número de siluriformes (Nsil) são redundantes, demonstraram uma forte correlação inversamente proporcional (-0,91), mas serão mantidas no IIB devido à importância da resposta destas métricas para o estudo.

**Tabela 9:** Valores das métricas. Métricas rejeitadas: ■ >50% dos valores iguais a zero e ■■  $r < 0,4$  com IFH.

Métricas/pontos	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8
1 Riqueza – S ■■	1	11	7	9	8	7	9	7
2 Shannon – D ■■	1	0,16	0,65	0,52	0,39	0,33	0,19	0,25
3 Margalef- Mg ■■	0	2,64	0,96	1,48	1,37	1,26	1,95	1,75
4 Diversidade $\alpha$ ■■	0,16	4,33	1,27	1,89	1,76	1,64	2,94	2,82
5 Curva ABC –W ■■	0	-0,19	0,04	-0,18	-0,03	-0,01	0,02	0,07
6 Charac. – %Scha ■■	0	0,45	0,43	0,44	0,38	0,29	0,56	0,43
7 Charac. – %Ncha ■■	0	0,55	0,31	0,20	0,18	0,52	0,55	0,26
8 Charac. – %Bcha ■■	0	0,47	0,18	0,49	0,29	0,48	0,35	0,10
9 Silurifor. - %Ssil	0	0,18	0,29	0,33	0,25	0,29	0,11	0,43
10 Silurifor. - %Nsil	0	0,24	0,64	0,03	0,01	0,05	0,05	0,61
11 Silurifor. - %Bsil	0	0,27	0,79	0,20	0,01	0,04	0,04	0,89
12 Lorica -%Sloricar ■	0	0	0	0,11	0,13	0,14	0,11	0
13 Lorica - %Nloricar ■	0	0	0	0,02	0,01	0,04	0,05	0
14 Lorica - %Bloricar ■	0	0	0	0,04	0	0,02	0,04	0
15 Espécie corre – Ssp ■	1	0,82	0,71	0	0	0	0	0
16 Espécie corre – Nsp ■	1	0,76	0,36	0	0	0	0	0
17 Espécie corre – Bsp ■	1	0,73	0,21	0	0	0	0	0
18 N <sup>a</sup> cat. Tróficas	1	4	3	3	3	3	3	3
19 Píscivoro - %Spisc ■■	0	0,09	0	0,22	0,13	0,43	0,22	0,14
20 Píscivoro - %Npisc ■■	0	0,04	0	0,01	0,01	0,05	0,07	0,06
21 Píscivoro - %Bpisc ■■	0	0,14	0	0,17	0,07	0,20	0,38	0,43
22 Insetívoro - %Sins ■	0	0,45	0,29	0	0	0	0	0,14
23 Insetívoro - %Nins ■	0	0,37	0,64	0	0	0	0	0,42
24 Insetívoro - %Bins ■	0	0,59	0,79	0	0	0	0	0,39
25 Onívoro - %Soni	1	0,36	0,57	0,67	0,75	0,43	0,67	0,71
26 Onívoro - %Noni	1	0,49	0,32	0,97	0,98	0,91	0,88	0,52
27 Onívoro - %Boni ■■	1,00	0,26	0,21	0,79	0,93	0,78	0,57	0,18

Portanto, permaneceram 4 métricas para compor o IIB que foram pontuadas para a classificação em categorias (Tabela 10). As métricas finais incluíram as categorias abundância e diversidade de espécies e estrutura trófica, sendo estas: proporção da riqueza de siluriformes

(Ssil), que variou entre 0 (P1) a 43% (P8); proporção do número de indivíduos siluriformes (Nsil), com variação de 0% (P1) a 64% (P8); proporção do número de indivíduos onívoros (Soni), que variou entre 32% em P3 a 100% em P1 e o número de categorias tróficas (Ntrof) variando entre 1 (uma) categoria em P1 e 4 categorias em P2.

**Tabela 10:** Pontuação obtida no IIB a partir do valor encontrado em cada atributo para o Sorocaba e Médio Tietê.

Categoria/Métrica	Pontuação		
	5	3	1
<b>Abundância e riqueza de espécies</b>			
Proporção da riqueza de Siluriformes (Ssil)	>0,29	0,18-0,29	<0,18
Proporção do número indivíduos Siluriformes (Nsil)	>0,24	0,03-0,24	<0,03
<b>Composição trófica</b>			
Proporção de indivíduos do hábito alimentar onívoro (Noni)	<0,52	0,52-0,97	>0,97
Número de categorias tróficas (Ntrof)	>3	3	<3

A integridade biótica foi classificada como boa em 37,5% dos pontos, regular em 50% e em 12,5% dos casos a integridade biológica foi muito pobre (Tabelas 11 e 12). Portanto, existem pontos ainda com boa integridade, que podem ser utilizados como referência, ou seja, os pontos P2, P3 e P8. As métricas que contribuíram para os maiores valores de IIB encontrados nestes pontos foram associadas a presença de três a quatro categorias tróficas, elevada abundância de indivíduos siluriformes e riqueza de siluriformes e baixa abundância de indivíduos onívoros.

Nenhum dos pontos alcançou score suficiente para ser considerado de qualidade “Excelente”, bem como nenhum ponto foi classificado como “sem peixes.” A correlação para validação entre o IIB e o IFH foi significativa para o estudo ( $r = 0,5$ ;  $p = 0,1$ ).

**Tabela 11:** Resultados e classificação do IIB para cada ponto de amostragem. B= “Bom”, R= “Regular”, MP= “Muito Pobre”.

Atributos/ Pontos	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8
Percentual da riqueza de siluriformes (Ssil)	1	3	3	5	3	5	1	5
Percentual do número de siluriformes (Nsil)	1	3	5	1	1	1	1	5
Percentual do hábito alimentar onívoro (Noni)	1	5	5	1	1	1	3	3
Número de categorias tróficas (tro)	1	5	3	3	3	3	3	3
Total IIB por ponto	4	16	16	10	8	10	8	16
Classificação IIB	<b>MP</b>	<b>B</b>	<b>B</b>	<b>R</b>	<b>P</b>	<b>R</b>	<b>P</b>	<b>B</b>
IFH	43	57	72	66	61	60	34	68

**Tabela 12:** Categoria e pontuação do Índice de Integridade Biótica de acordo com os resultados encontrados.

Categoria	Descrição	Pontuação
Excelente	Comparável à melhor situação sem perturbações humanas; A contribuição relativa dos indivíduos como Siluriformes é alta, sem omnívoros.	17-20
Boa	A comunidade de peixe representada por indivíduos como Siluriformes e detritívoros/insetívoros/piscívoros; estrutura trófica mostra alguns sinais de estresse.	13-16
Regular	Sinais de deterioração adicional incluem perda de indivíduos como siluriformes e estrutura trófica alterada, com frequência crescente de omnívoros.	9-12
Pobre	Comunidade de peixes dominada por omnívoros com menos abundância de indivíduos siluriformes.	5-8
Muito pobre	Predominância de onívoros	1-4
Sem peixes	Repetidas pescarias sem capturar qualquer peixe	0

## 6. DISCUSSÃO

Em riachos com boa integridade biótica na região é esperado encontrar elevada abundância de espécies da ordem Siluriformes e baixa proporção de indivíduos onívoros. A ordem de espécies Siluriformes compreende o segundo maior grupo de espécies de água doce no Brasil e se alimentam de itens principalmente autóctones, desta forma também dependem de um rico substrato para sobrevivência (CASATTI, 2002). Espera-se encontrar espécies da ordem Siluriformes em ambientes mais conservados, mas quando há ocorrência de impactos ambientais antropogênicos, outras ordens podem dominar no local como os Cyprinodontiformes, que apresentam espécies tolerantes à degradação ambiental (CASTRO *et al.*, 2003; CASATTI *et al.*, 2006b). Em condições impactadas, especialmente pelo assoreamento, a riqueza de Siluriformes tende a diminuir, pois se o substrato se torna mais siltoso e homogêneo, prejudicam-se seus sítios de alimentação e reprodução (FERREIRA & CASATTI, 2006b).

De maneira geral, o IIB foi crescente entre os pontos à medida em que o número de onívoros se reduziu, seguindo um padrão conforme ocorrência de alterações no ambiente. À medida em que ocorrem alterações antrópicas nos ecossistemas aquáticos, as espécies mais sensíveis tendem a desaparecer, alterando diretamente a estrutura trófica (OLIVEIRA &



BENNEMANN, 2005). Segundo Gomiero & Braga (2005), as métricas relacionadas à estrutura trófica refletem o processo corrente nas cadeias alimentares, apresentando grande relevância em avaliações de integridade biótica. Uma rede trófica diversificada é importante para manter as espécies especialistas que dela dependem (KARR, 1981; CASATTI, 2001).

Muitas alterações que ocorrem no ambiente, como poluição na água, modificações na estrutura do habitat, inclusive o uso da terra na bacia hidrográfica, podem diminuir ou eliminar recursos alimentares essenciais para os peixes (ARAÚJO, 1998). As espécies generalistas tendem a ocorrer com abundância, aumentando os valores de dominância (FERREIRA & CASATTI, 2006a) que ocorrem em locais com indicação de degradação ambiental mais severa (CASATTI *et al.*, 2001; CETRA & FERREIRA, 2016), uma vez que essas espécies são também as mais tolerantes aos agentes estressores e às alterações no ambiente (CASATTI, *et al.*, 2012). Na ocorrência de alterações como no uso do solo na bacia hidrográfica, espécies onívoras são frequentemente beneficiadas e encontradas em lugares alterados, uma vez que são tolerantes a essas condições e se alimentam de forma diversificada (KARR, 1981; ARAÚJO, 1998; MARCIANO *et al.*, 2004; PINTO & ARAÚJO, 2008; COSTA & SCHULZ, 2010).

Esteves & Aranha (1999) e Castro (2003) apontaram a categoria alimentar onívora como predominante em seus estudos e Cetra & Ferreira (2016) identificaram dominância de onívoros em locais com integridade biótica muito pobre. Valores elevados de abundância de onívoros também foram observados por Petesse *et al.* (2007) em seus resultados. A dominância de espécies espelha a simplificação do habitat, com condições restritas e pouca diversidade trófica (CASATTI *et al.*, 2009). A dominância de onívoros no ponto P1 (100%) sugere a indisponibilidade de recursos para outros níveis tróficos. Segundo proposto por Karr (1981), com a ocorrência de indivíduos onívoros em riachos, em mais de 45% das amostras, um indício de impacto ambiental pode ser indicado. Apesar de elevada presença de vegetação ripária e estabilidade das margens, a baixa integridade biótica associada a este ponto pode ser explicada devido à ausência de diversidade de habitats, à rápida corrente de água e instabilidade do substrato, este com muito cascalho, areia e silte, característico de ambientes degradados que sofrem aporte de sedimentos e dificultam o estabelecimento de espécies (FERREIRA & CASATTI, 2006b; CASATTI *et al.*, 2012; CETRA & FERREIRA, 2016).

Os ambientes amostrados no presente estudo são representativos da complexidade dos habitats existentes na sub-bacia do Alto Sorocaba. A correlação encontrada entre o IIB e o IFH validou o índice biótico como apto a representar a qualidade dos ambientes dos riachos do Alto Sorocaba. Os maiores IIB's encontrados no estudo correspondentes aos maiores valores de IFH apontaram mais de 60% de indivíduos de espécies Siluriformes e mais de 28% de riqueza de

Siluriformes nas amostras, sugerindo boas condições do ambiente (FERREIRA & CASATTI, 2006b). Os pontos com integridade biótica muito pobre ou regular apresentaram baixos valores para abundância de indivíduos siluriformes, o que pode sugerir distúrbios ambientais ocorrendo nos trechos que impedem as espécies siluriformes de prosperar (ARAÚJO, 1998; FERREIRA & CASATTI, 2006a).

Os resultados revelaram a influência direta da estrutura do hábitat físico na organização biológica das espécies que vivem na região. No Brasil, usualmente considera-se o ponto de vista da qualidade da água nas avaliações ambientais para manutenção dos recursos hídricos, negligenciando-se a capacidade de resposta do ecossistema aquático e seus organismos frente às alterações no ambiente (CETRA, 2002). Segundo Barbour *et al.* (1999), um habitat degradado pode não ser identificado por testes ecotoxicológicos e poluição. Flores-Lopez *et al.* (2010) observaram que a utilização da biota pode ser mais eficiente do que análises físicas e químicas.

Estes resultados permitiram adaptar um Índice de Integridade Biótica - IIB que reflete de forma satisfatória o gradiente ambiental referente à diversidade e estrutura trófica da ictiofauna da sub-bacia mas pode não detectar devidamente as mudanças ambientais referentes à composição e uso do habitat das espécies no ambiente devido à ausência de fatores diretamente relacionados a esses atributos. Nenhum dos locais estudados no Alto Sorocaba obteve pontuação para definir-se como IIB “excelente”, indicando que muitos aspectos da integridade biológica estão alterados, em contrapartida, com quase 40% dos pontos enquadrados na categoria “Boa”, ainda existem pontos que podem ser utilizados como referência.

Os pontos com menor valor de IIB responderam com IFH pobre a razoável, constituídos em maior parte de ambientes “rápidos”, carentes em diversidade de habitats e substrato instável. Estes pontos apresentaram baixa riqueza de espécies, com grandes porcentagens de *Phalloceros reisi*, espécie onívora, tolerante à degradação, o que demonstra alterações na qualidade do ambiente podendo estar associadas à simplificação do habitat e disponibilidade limitada de recursos.

A maioria dos pontos correspondentes aos maiores valores de IIB obtiveram baixos valores de abundância de indivíduos onívoros e maiores valores de abundância de indivíduos siluriformes, indicando como estas métricas podem estar inversamente associadas, sendo elas de extrema importância para avaliar e indicar alterações na qualidade dos ambientes dos riachos do Alto Sorocaba. A estabilidade do substrato nesses pontos de IIB mais elevado foi pobre, encontrando-se significativa porcentagem de silte e areia no substrato desses pontos podendo

sugerir indícios de degradação física. Em contrapartida, a diversidade de habitats foi evidenciada pela presença de boa cobertura vegetal.

Alguns ambientes contendo corredeiras, fornecedoras de micro-habitats para espécies, principalmente da ordem Siluriformes (FERREIRA & CASATTI, 2006; HOEINGHAUS *et al.*, 2007), apresentaram algumas variações de substrato como bloco e matacão, melhor estabilidade das margens e do fluxo e boa variação na velocidade e profundidade, conferindo a estes pontos mais complexidade estrutural e locais favoráveis para abrigo, alimentação e desova das espécies. Estes pontos pontuaram entre os maiores valores de IFH (P3 e P4).

Os riachos de boa integridade biótica expressam características ambientais favoráveis como boa cobertura vegetal no local, estabilidade das margens com poucas evidências de erosão e variação da velocidade e profundidade, proporcionando micro-habitats que fornecem refúgio e alimentação favoráveis à manutenção de certas espécies como as nectônicas (61,9% da amostra) que exploram a coluna d'água com mais mobilidade e não dependem do substrato para se alimentar, podendo ser um indicador de ambiente conservado (KARR, 1981).

Os valores de IIB encontrados neste estudo evidenciam as influências das alterações na estrutura física do habitat dos riachos, principalmente associando-se tais modificações ao substrato instável dos pontos, avaliados entre 'pobre' e 'muito pobre'. Isso indica que impactos podem estar ocorrendo nesses ambientes e podem afetar a permanência e manutenção das espécies encontradas. Segundo Ferreira & Casatti (2006b), a presença da vegetação ripária favorece a ocorrência de espécies que dependem do material vegetal alóctone para se alimentar. Em boas condições, a vegetação ripária é extremamente relevante para manutenção das espécies aquáticas e para manter a qualidade ambiental nos ambientes (CETRA, 2003). Portanto, podemos perceber que mesmo com a instabilidade do substrato as espécies podem sobreviver desde que a mata ripária esteja estruturada para mantê-las no ambiente.

## **7. CONCLUSÃO**

O índice de integridade biótica adaptado mostrou-se útil como ferramenta de avaliação de impacto ambiental de riachos ao selecionar quatro métricas bióticas que responderam ao gradiente ambiental, sendo estas suficientes para aplicação em um futuro monitoramento biológico e conservação da biodiversidade a longo prazo e com baixo custo. Por outro lado, o índice não expressa toda a variabilidade biológica que ocorre nos ambientes por não considerar a composição de espécies e uso do habitat, sendo este um fator limitante do índice.

## REFERÊNCIAS

ABELHA, M. C. F.; AGOSTINHO, A. A.; GOULART, E. Plasticidade trófica em peixes de água doce. **Acta Scientiarum**, v. 23 (2): 425-434, 2001.

ABES, S. S.; AGOSTINHO A. A. Spatial patterns in fish distributions and structure of the ichthyocenosis in the Água Nanci stream, Upper Paraná River Basin, Brazil. **Hydrobiologia**, v. 445 (1): 217-227, 2001.

AGOSTINHO, A. A; JÚLIO JÚNIOR, H. F; BORGHETTI, J. R. Considerações sobre os impactos dos represamentos na ictiofauna e medidas para sua atenuação. Um estudo de caso: reservatório de Itaipu. **Revista Unimar, Maringá**, v. 14, supl.: 89-107, 1992.

AGOSTINHO, A.A., THOMAZ, S.M. & GOMES, L.C. Conservação da biodiversidade em águas continentais do Brasil. **Megadiversidade**, v. 1(1): 70-78, 2005.

ALMEIDA, J. S.; MELETTI, P. C.; MARTINEZ, C. B. R. Acute effects of sediments taken from an urban stream on physiological and biochemical parameters of the neotropical fish *Prochilodus lineatus*. **Comparative Biochemistry and Physiology**, Part C, 140: 356 – 363, 2005.

ANGERMEIER, P. L.; DAVIDEANU, G. Using fish communities to assess Streams in Romania: initial development of an index of biotic integrity. **Hidrobiologia**, v. 511: 65-78, 2004.

ANGERMEIER, P. L.; KARR, J. R. Fish communities along environmental gradients in a system of tropical streams. **Environmental Biology of fishes**, v. 9(2): 117-135, 1983.

ARAÚJO, F.G. Adaptação do Índice de Integridade Biótica usando a comunidade de peixes para o Rio Paraíba do Sul. **Rev. Brasil. Biol.**, v. 58(4): 547-558, 1998.

ARAÚJO, F. G.; FICHBERG, I.; PINTO, B. C. T.; PEIXOTO, M. G. A preliminary Index of Biotic Integrity for monitoring the condition of the rio Paraíba do Sul, Southeast Brazil. **Environmental Assessment**, v. 32(4): 516-526, 2003.

ARAÚJO, N. B.; TEJERINA-GARRO, F. L. Influence of environmental variables and anthropogenic perturbations on stream fish assemblages, Upper Paraná River, Central Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 7(1): 31-38, 2009.

ARIAS, A. R. L.; BUSS, D. F.; ALBURQUERQUE, C.; INÁCIO, A. F.; FREIRE, M. M.; EGLER, M.; MUGNAI, R.; BAPTISTA, D. F. Utilização de bioindicadores na avaliação de impacto e no monitoramento da contaminação de rios e córregos por agrotóxico. **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 12(1): 61-72, 2007.

ATTANASIO, C. M.; GANDOLFI, S.; ZAKIA, M. J. B.; JUNIOR, J. C. T. V.; LIMA, W. P. A importância das áreas ripárias para a sustentabilidade hidrológica do uso da terra em microbacias hidrográficas. **Bragantia**, v.71(4), 2012.

BARBOUR, MT, GERRITSEN J.; SNYDER, B. D; STRIBLING J.B. **Bioavaliação Rápida protocolos para uso em córregos e rios: perifíton, bentônicos, coletas da fauna e peixes**. Segunda edição. EPA 841-B-99-002. Agência de Proteção Ambiental; Escritório de água; Washington DC, 1999.

BELTRÃO, G. B. M., MEDEIROS, E. S. F. & RAMOS, R. T. C. Effects of riparian vegetation removal on the structure of the marginal aquatic habitat and the associated fish fauna in a tropical Brazilian reservoir. **Biotra Neotrop.**, v. 9(4): 37-43, 2009.

BOZZETTI, M.; SCHULZ, U. H. An index of biotic integrity based on fish assemblages for subtropical streams in southern Brazil. **Hydrobiologia**, v. 529: 133-144, 2004.

BUCKUP, P. A., MENEZES, N. A. e GHAZZI, M. S. Catálogo das espécies de peixes de água doce do Brasil. **Série Livros, Museu Nacional**, Rio de Janeiro. 195p, 2007.

BUHRNHEIM, C. M.; COX-FERNANDES, C. Structure of fish assemblages in Amazonian rain-forest streams: effects of habitats and locality. **Copeia**, v. 2: 255-262, 2003.

BUSS, F. D.; BAPTISTA, D.F.; NESSIMIAN, J. L. Bases conceituais para a aplicação de biomonitoramento em programas de avaliação da qualidade da água de rios. **Cad. Saúde Pública**, v. 19(2):465-473, 2003.

CAO, Y.; JANKE, A.; WADDELL, P. J.; WESTERMAN, M.; TAKENAKA, O.; MURATA, S. Conflict Among Individual Mitochondrial Proteins in Resolving the Phylogeny of Eutherian Orders. **Journal of Molecular Evolution**, v. 47(3): 307-322, 1998.

CASATTI, L. Alimentação dos peixes em um riacho do Parque Estadual Morro do Diabo, bacia do Alto Rio Paraná, sudeste do Brasil. **Biota Neotropica**, v. 2(2): 1-14, 2002.

CASATTI, L. Fish assemblage structure in a first order stream, southeastern Brazil: longitudinal distribution, seasonality, and microhabitat diversity. **Biota Neotropica**, v. 5(1): 75-83, 2005.

CASATTI, L.; FERREIRA, C. P.; CARVALHO, F. R. Grass-dominated stream sites exhibit low fish species diversity and dominance by guppies: An assessment of two tropical pasture river basins. **Hydrobiologia**, v. 632: 273-283, 2009.

CASATTI, L.; FERREIRA, C. P.; LANGEANI, F. A fish-based biotic integrity index for assessment of lowland streams in southeastern Brazil. **Hydrobiologia**, v.623: 173- 189, 2008.

CASATTI, L.; FERREIRA, F. C.; LANGEANI, F. A fish-based biotic integrity index for assessment of lowland streams in southeastern Brazil. **Hydrobiologia**, v. 623 (1): 173-189, 2001.

CASATTI, L., LANGEANI, F.; FERREIRA, C. P. Stream fishes, water and habitat quality in a pasture dominated basin, southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v.66: 29-41, 2006.

CASATTI, L., LANGEANI, F., SILVA, A. M., CASTRO, R. M. C. Effects of Physical Habitat Degradation on the Stream Fish Assemblage Structure in a Pasture Region. **Environ Manage**, v. 38: 974–982, 2006a.

CASATTI, L.; TERESA, F. B.; GONÇALVES-SOUZA, T.; BESSA, E.; MANZOTTI, A. R.; GONÇALVES, C. S.; ZENI, J. O. From forests to cattail: how does the riparian zone influence stream fish? **Ictiologia Neotropical**, v. 10(1): 205-214, 2012.

CASATTI, L.; TERESA, F. B. A multimetric index based on fish fauna for the evaluation of the biotic integrity of streams at a mesohabitat scale. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 24(4): 339-350, 2012.

CASTRO, R.M.C. Evolução da ictiofauna de riachos sul-americanos: padrões gerais e possíveis processos casuais. In: E. P. Caramaschi, R. Mazzoni, C.R.S.F. BIZERRIL P.R. PERES-NETO(eds), Ecologia de peixes de riachos: estado atual e perspectivas. **Oecologia Brasiliensis**, v. VI: 139-155, 1999.

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.; ABREU, T.X.; BOCKMANN, F.A.; CARVALHO, M.; GIBRAN, F.Z.; LIMA, F.C.T. Estrutura e composição da ictiofauna de riachos do Rio Paranapanema, sudeste e sul do Brasil. **Biota Neotrop.**, v. 3(1): 2003.

CBH – SMT - **Secretaria Executiva do Comitê de Bacias Sorocaba e Médio Tietê.** Relatório de situação dos Recursos Hídricos, 2017 – Ugrhi 10.

CENSO DEMOGRÁFICO 2010. População residente, total, urbana na sede municipal, com indicação da área total e densidade demográfica, segundo as unidades da Federação e municípios - 2010. São Paulo. IBGE, 2010.

Disponível em: <<http://www.censo2010.ibge.gov.br/sinopse/index.php?uf=35&dados=8>>  
Acesso em: 30 Jul. 2015.

CETRA, M. **Caracterização das assembléias de peixes da Bacia do Rio Corumbataí (SP).** 88 p. Tese (Doutor em Ciências da Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo (USP), São Carlos, 2003.

CETRA, M. **Uso do índice de integridade biótica no gerenciamento de bacia hidrográfica.** In: Alexandre Schiavetti; Antônio F M Camargo. (Org.). **Conceitos de Bacias Hidrográficas.** Ilhéus: Editus, p. 179-192, 2002.

CETRA, M.; FERREIRA, F.C. Fish-based Index of Biotic Integrity for wadeable streams from Atlantic Forest of south São Paulo State, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 28: e-22, 2016.

CETRA, M.; FERREIRA, F. C.; CARMASSI, A. L. Caracterização das Assembléias de Peixes de Riachos de Cabeceira no Período Chuvoso na Bacia do Rio Cachoeira. **Biota Neotropical**, v. 9: 1-9, 2009.

CETRA, M.; PETRERE, JR. M. Fish-Assemblage Structure of the Corumbatai River Basin, São Paulo State, Brazil: Characterization and Anthropogenic Disturbances. **Braz. J. Biol.**, v.66 (2A): 431-439, 2006.

COSTA, P. F ; SCHULZ, U. H. The fish community as an indicator of biotic integrity of the streams in the Sinos River basin, Brazil. **Brazilian Journal Biology**, v. 70 (4): 1195-1205, 2010.

COUTO, T. B. A; AQUINO, P. P. U. Structure and integrity of fish assemblages in streams associated to conservation units in Central Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 9(2): 445-454, 2011.

CLETO FILHO, S. E. N; WALKER, I. Efeitos da ocupação urbana sobre a macrofauna de invertebrados aquáticos de um Igarapé da cidade de Manaus/AM – Amazônia Central, **Acta Amazonica**, v. 31(1): 69-89, 2001.

DUDGEON, D. Os efeitos do distúrbio induzido por spate, predação e complexidade ambiental em macroinvertebrados em um fluxo tropical. **Freshwater Biology**, v. 30(2): 189-197, 1993.

ESTEVES, K. E.; ARANHA, J. M. R. Ecologia trófica de peixes de riachos. **Oecologia Brasiliensis**, v. VI: 157-182, 1999.

ESTEVES, K. E; ALEXANDRE C.V. Development of a Index of Biotic Integrity based on fish communities to assess the effects of rural and urban Land use a stream in southeastern. **Brazil. Internat. Hydrobiol.**, v. 96(3): 296-317, 2011.

FAUSCH, K. D.; LYONS, J.; KARR, J. R.; ANGERMEIER, P. L. Fish communities as indicators of environmental degradation. **Am. Fish. Soc. Symp.**, v. 8: 123-144, 1990.

FELIPE, T. R. A; SÚAREZ, Y.R. Caracterização e influência dos fatores ambientais nas assembleias de peixes de riachos em duas microbacias urbanas, Alto Rio Paraná. **Biota Neotrop.** v. 10(2): 143-151, 2010.

FERREIRA, F. C.; SILVA, A. T.; GONÇALVES, C. S.; PRETERE, JR. M. Disentangling the influences of habitat structure and limnological predictors on stream fish communities of a coastal basin, southeastern Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 12(1): 177-186, 2014.

FERREIRA, C. P.; CASATTI, L. Influência da estrutura do habitat sobre a ictiofauna de um riacho em uma micro-bacia de pastagem, São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 23(3): 642-651, 2006a.

FERREIRA, C. P.; CASATTI, L. Integridade biótica de um córrego na bacia do Alto Rio Paraná avaliada por meio da comunidade de peixes. **Biota Neotrop.**, v. 6(3): 1-25, 2006b.

FLORES-LOPEZ, F.; CETRA, M.; MALABARBA, L. R. Utilização de índices ecológicos em assembleias de peixes como instrumento de avaliação da degradação ambiental em programas de monitoramento. **Biota Neotrop.**, v. 10(4): 183-194, 2010.

GALDEAN, N.; CALLISTO, M.; BARBOSA, F. A. R.; ROCHA, L.A. Lotic ecosystems of Serra do Cipo, southeast Brazil: water quality and a tentative classification based on the benthic macroinvertebrate community. **J. Aquatic. Rcos. Health Manag.**, v. 3: 545-552, 2000.

GOMIERO, L. M.; BRAGA, F. M. S. Feeding of introduced species of Cichla (Perciformes, Cichlidae) in Volta Grande reservoir, river Grande (MG-SP). **Brazilian Journal of Biology**, v. 64 (4): 787-795, 2005.

GORMAN, O. T. & KARR, J.R.1978. Habitat structure and stream fish communities. **Ecology**, v. 59: 507-515.

HOEINGHAUS, D. J.; WINEMILLER, K. O.; AGOSTINHO. A. A. Landscape-scale hydrologic characteristics differentiate patterns of carbon flow in large-river food webs. **Ecosystems**, v.10: 1019–1033, 2007.

HOWE, R. W.; REGAL, R. R.; NIEMI, G.J.; DANZ, N.P. & HANOWSKI, M. J. A probability-based indicator of ecological condition. **Ecological Indicators**, v. 7: 793-806, 2007.

HUGUENY, B.; CAMARA, S.; SAMOURA, B.; MAGASSOUBA, M. Applying an index of biotic integrity based on fish assemblages in a West African river. **Hydrobiologia**, v. 331: 71-78, 1996.

HURLBERT, S. H. Pseudoreplication and the design of ecological field experiments. **Ecological Monographs**, v. 54(2): 187-2, 1984.

IPT – **Instituto de Pesquisas Tecnológicas** - PLANO DE BACIA DA UNIDADE DE GERENCIAMENTO DE RECURSOS HÍDRICOS DO SOROCABA E MÉDIO TIETÊ (UGRHI 10) – 2008. Disponível em: <[http://www.sigrh.sp.gov.br/public/uploads/documents/7099/smt\\_rpb.pdf](http://www.sigrh.sp.gov.br/public/uploads/documents/7099/smt_rpb.pdf)>

JARAMILLO-VILLA, U.; CARAMASCHI, E. P. Índices de Integridade Biótica usando peixes de água doce: Uso nas regiões tropical e subtropical. **Oecologia Brasiliensis**, v. 12(3): 442-462, 2008.

JENNINGS, M.J.; FORE, L.S.; KARR, J.R. Biological monitoring of fish assemblages in Tennessee Valley reservoirs. **Regul. Rivers: Res. Manage**, v.11: 263–274,1995.

JIA, Y.T.; SUI, X.Y.; CHEN, Y.F. Development of a fish-based index of biotic integrity for wadeable streams in Southern China. **Environmental Management**, v. 52: 995- 1008, 2013.

KARR J.R.; D.R. DUDLEY. Ecological perspective on water quality goals. **Environmental Management**, v. 5: 55-68, 1981.

KARR, J. R. Assessment of Biotic Integrity Using Fish Communities. **Fisheries**, v. 6 (6): 21-27, 1981.

KARR, J. R. Biological integrity: A long-neglected aspect of water resource management. **Ecological Applications**, v.1: 66-84, 1991.



KARR, J. R., FAUSCH, K., ANGERMEIER, D. P. L., YANT, P. R.; SCHLOSSER, I. J. Assessing the biological integrity in running waters: a method and its rationale. **Illinois Natural History Survey**, v. 5, 1986.

KARR, J.R.; SCHLOSSER, I.J. Water resources ant the land-water interface. **Science**, v. 201: 229-234, 1978.

LANGEANI, F.; CASATTI, L.; GAMEIRO, A. B. C.; ROSSA-FERES, D. C. Riffle and pool fish communities in a large stream of southeastern Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 3 (2): 305-311, 2005.

LYONS, J., NAVARRO-PÉREZ, S., COCHRAN, P.A., SANTANA, C. & GUZMÁN-ARROYO, M. Index of biotic integrity based on fish assemblages for the conservation of streams and rivers in west-central México. **Cons. Biol.**, v. 9(3): 569-584, 1995.

LYONS, J. A fish-based index of biotic integrity to assess intermittent headwater streams in Wisconsin, USA. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 122(13): 239-258, 2006.

MAGURRAN, A. E. Measuring biological diversity. **Blackwells**, Oxford, UK, 2004.

MAGURRAN, A. E. Species abundance distributions: pattern or process? **Functional Ecology**, v. 19: 177-181, 2005.

MANNA, L. R; REZENDE, C. F.; MAZZONI, R. Diversidade funcional de peixes de riacho: como as assembleias podem estar organizadas? **Oecologia Australis**, v. 17(3): 402-410, 2013.

MARCIANO, F.T.; CHAUDHRY, F. H.; RIBEIRO, M. C. L DE B. Evaluation of the Index of Biotic Integrity in the Sorocaba River Basin (Brazil, SP) Based on Fish Communities. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 16(3): 225-237, 2004.

MARQUES, L. C.; CENEVIVA-BASTOS, M.; CASATTI, L. Progressive recovery of a tropical deforested stream community after a flash flood. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 25(2): 111-123, 2013.

MCDONOUGH, T.A; HICKMAN, G.D. Reservoir Fish Assemblage Index development: a tool for assessing ecological health in Tennessee Valley Authority impoundments. In: Simon, T.P. (Ed.), *Assessing the Sustainability and Biological Integrity of Water Resources using Fish Communities*. **CRC Press, Boca Raton**, p. 523-540, 1999.

MENEZES, N.A.; WEITZMAN, S.; OYAKAWA, O.T.; LIMA, F.; CASTRO, R.; WEITZMAN, M. **Peixes de água doce da Mata Atlântica**. Museu de Zoologia/USP; Conservação Internacional; FAPESP; CNPq, São Paulo, 2007.

MILHOME, L. M. A.; SOUSA, D. O. B.; LIMA, F. A. F.; NASCIMENTO, R. F. Avaliação do potencial de contaminação de águas superficiais e subterrâneas por pesticidas aplicados na agricultura do Baixo Jaguaribe, CE. **Eng. Sanit. Ambient.**, v. 14(3): 363-372, 2009.

- OLIVEIRA, D. C.; BENNEMANN, S. T. Ictiofauna, recursos alimentares e relações com as interferências antrópicas em um riacho urbano no sul do Brasil. **Biota Neotropica**, v. 5 (1): 95-107, 2005.
- OLIVEIRA, R. B. S; CASTRO, C.M.; BAPTISTA, D. F. 2008. Desenvolvimento de índices multimétricos para utilização em programas de monitoramento biológico da integridade de ecossistemas aquáticos. **Oecol. Bras.**, v. 12(3): 487-505, 2008.
- PALHIARINI, W. S.; PAGOTTO, J. P. A importância da vegetação ripária para ambientes aquáticos continentais. **Rev. Saúde e Biol.**, v. 10 (2): 66-74, 2015.
- PARASIEWICZ, P. MesoHABSIM: a concept for application of instream flow models in river restoration planning. **Fisheries**, v. 26: 6-13, 2001.
- PENCZAK, T.; AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; LATINI, J. D. Impacts of a reservoir on fish assemblages of small tributaries of the corumbá River, Brazil. **River. Res. Applic.**, v.25: 1013-1024, 2009.
- PERESSIN, A.; CETRA, M.; Responses of the ichthyofauna to urbanization in two urban areas in Southeast Brazil. **Urban Ecosystems**, v. 17: 675-690, 2014.
- PETESSE, M. L.; PETRERE JR, M; AGOSTINHO, A.A. Defining a fish bio-assessment tool to monitoring the biological condition of a cascade reservoirs system in tropical área. **Ecological Engineering**, v. 69: 139-150, 2014.
- PETESSE, M. L.; PETRERE JR., M; SPIGOLON, R. J. Adaptation of the reservoir fish assemblage index (RFAI) for assessing the Barra Bonita reservoir (São Paulo, Brazil). **River. Res. Applic.** v. 23: 595-612, 2007.
- PINTO, B.C.T.; ARAUJO F. G.; HUGHES, R. M. Effects of landscape and riparian condition on a fish index of biotic integrity in a large southeastern Brazil river. **Hydrobiologia**, v. 556: 69-83, 2006.
- PUSEY, B.J. & ARTHINGTON, A.H. Importance of the riparian zone to the conservation and management of freshwater fish: a review. **Mar. Freshwater Res.**, v. 54(1): 1-16, 2003.
- QADIR, A.; MALIK, R. N. Assessment of a index of biological integrity (IBI) to quantify the quality of two tributaries of river Chenab, Sialkot, Pakistan. **Hydrobiologia**, v. 621: 127-153, 2009.
- RAMIREZ, A.; PRINGLE, C.M.; WANTZEN, K.M. Tropical Stream Conservation. In: **Tropical Stream Ecology**. (Eds. Dudgeon, D.). Elsevier, London, 2008.
- RAMALHO, M. F. J. L. Considerações sobre o ambiente de rios represados: o caso do rio Piranhas-Açu no Rio Grande do Norte. **Sociedade e Território, Natal**, v. 21, n. 1-2 (Edição Especial): 183-196, 2009.
- REHN A.; ODE, P. **Development of a benthic index of biotic integrity (B-IBI) for Wadeable streams in Northern Coastal California and its application to regional 305(b) assessment.**

California Department of Fish and Game Aquatic Bioassessment Laboratory, Rancho Cordova, California, 2005

REHN A.; ODE, P.; MAY, J. T. **An Index of Biotic Integrity (IBI) for Perennial Streams in California's Central Valley**. California Department of Fish and Game Aquatic Bioassessment Laboratory, Rancho Cordova, California, 2005.

RIBEIRO, C. S.; MOREIRA, R. G. Fatores Ambientais e reprodução dos peixes. **Revista da Biologia**, v. 8: 58-61, 2012.

RICKLEFS, R.E. **A Economia da Natureza**. 5ª ed. São Paulo: Guanabara Koogan, 2003.

SANTOS, A. B. I.; ALBIERI, R. J.; ARAÚJO, F. G. Seasonal response of fish assemblages to habitat fragmentation caused by an impoundment in a Neotropical river. **Environ Biol Fish**, v. 96 (2-3): 2013.

SANTOS, G. O.; HERNANDEZ, F. B. T. Uso do solo e monitoramento dos Recursos Hídricos no córrego do Ipê, Ilha Solteira, SP. **Rev. Bras. Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 17(1): 60-68, 2013.

SARDINHA, D. S.; CONCEIÇÃO, F. T.; SOUZA, A. D. G.; SILVEIRA, A.; JULIO, M.; GONÇALVES, J. C. S. I. Avaliação da qualidade da água e autodepuração do Ribeirão do Meio, Leme (SP). **Eng. sanit. ambient.**, v. 13 (3): 329-338 (2008).

SMITH, G. T.; BRENOWITZ, E. A.; BEECHER M. D.; WINGFIELD J.C. Seasonal Changes in Testosterone, Neural Attributes of Song Control Nuclei, and Song Structure in Wild Songbirds. **The Journal of Neuroscience**, v. 17(15): 6001-6010, 1997.

STODDARD, J.L.; LARSEN, D.P.; HAWKINS, C.P.; JOHNSON, R.K.; NORRIS, R.H. Setting expectations for the ecological condition of streams: the concept of reference condition. **Ecol. Appl.**, v. 16 (4): 1267-1276, 2006.

SÚAREZ, Y.R.; PETRERE JÚNIOR, M. Organização das assembleias de peixes em riachos da bacia do rio Iguatemi, Estado do Mato Grosso do Sul. **Acta Scientiarum Biological Sciences**, v. 27 (2): 161-167, 2005.

TUNDISI, J. G. Ciclo hidrológico e gerenciamento integrado. **Cienc. Cult.**, v. 55 (4): 31-33, 2003.

WELCOMME, R. L.; WINEMILLER, K.O.; COWX, I. G. Fish environmental guilds as a tool for assessment of ecological condition of rivers. **River Res. Applic.**, v. 22: 377- 396, 2006.

WOLDA, H. Diversity, diversity indices and tropical cockroaches. **Oecologia**, v. 58(3): 290-298, 1983.