

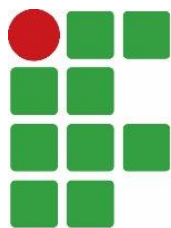


**MESTRADO EM SUSTENTABILIDADE E TECNOLOGIA AMBIENTAL**

EDUARDO JOSÉ DA SILVA

**DIAGNÓSTICO DA ICTIOFAUNA DO RIO FORMIGA – MG: SUBSÍDIO PARA O  
BIOMONITORAMENTO AMBIENTAL**

**BAMBUÍ  
2020**



**INSTITUTO FEDERAL  
DE EDUCAÇÃO, CIÊNCIA E TECNOLOGIA**  
Minas Gerais  
Campus Bambuí

**EDUARDO JOSÉ DA SILVA**

**DIAGNÓSTICO DA ICTIOFAUNA DO RIO FORMIGA – MG: SUBSÍDIO PARA O  
BIOMONITORAMENTO AMBIENTAL**

Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Sustentabilidade e Tecnologia Ambiental do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Minas Gerais – IFMG, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Sustentabilidade e Tecnologia Ambiental.

Orientadora: Prof.<sup>a</sup> Dra. Grazielle Wolff de Almeida Carvalho.

Linha de Pesquisa: Ecologia Aplicada.

**BAMBUI  
2020**



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO  
SECRETARIA DE EDUCAÇÃO PROFISSIONAL E TECNOLÓGICA  
INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO, CIÊNCIA E TECNOLOGIA DE MINAS GERAIS  
Campus Bambuí  
Diretoria Geral  
Diretoria de Inovação, Pesquisa e Pós-graduação  
Coordenadoria de Pós-Graduação  
Av. Professor Mário Werneck, 2590 - Bairro Buritis - CEP 30575-180 - Belo Horizonte - MG  
37 3431 4900 - www.ifmg.edu.br

### FICHA DE APROVAÇÃO

Em 21 de agosto de 2020.

**Interessado: Eduardo José da Silva - mestrando turma 2018**

**Assunto: Ficha de aprovação - defesa de Dissertação**

Dissertação de Mestrado, intitulada **“DIAGNÓSTICO DA ICTIOFAUNA DO RIO FORMIGA – MG: Subsídio para o biomonitoramento ambiental”**, de autoria do mestrando em Sustentabilidade e Tecnologia Ambiental, **Eduardo José da Silva**, aprovado pela Banca Examinadora de Defesa, em 21/08/2020, com a média de pontuação de **74,0**.

Título do Trabalho – houve alteração ( ) Sim ( X ) Não

Bambuí (MG), 21 de agosto de 2020.



Documento assinado eletronicamente por **Ronaldo dos Reis Barbosa, Assistente em Administração**, em 22/08/2020, às 13:21, conforme art. 1º, III, "b", da Lei 11.419/2006.



Documento assinado eletronicamente por **Giuslan Carvalho Pereira, Professor**, em 27/08/2020, às 08:43, conforme art. 1º, III, "b", da Lei 11.419/2006.



Documento assinado eletronicamente por **Graziele Wolff de Almeida Carvalho, Professora**, em 27/08/2020, às 08:45, conforme art. 1º, III, "b", da Lei 11.419/2006.



Documento assinado eletronicamente por **Ludimilla Portela Zambaldi Lima Suzuki, Professora**, em 28/08/2020, às 17:34, conforme art. 1º, III, "b", da Lei 11.419/2006.



Documento assinado eletronicamente por **Fábio Mineo Suzuki, Usuário Externo**, em 28/08/2020, às 22:37, conforme art. 1º, III, "b", da Lei 11.419/2006.

A autenticidade do documento pode ser conferida no site <https://sei.ifmg.edu.br/consultadoes> informando o código verificador **0621748** e o código CRC **E300796B**.



## FICHA CATALOGRÁFICA

S586d Silva, Eduardo José.

Diagnóstico da ictiofauna do rio Formiga – MG: subsídio para o biomonitoramento ambiental. / Eduardo José Silva. – Bambuí, 2020.

114 f.: il.; color.

Orientadora: Prof.<sup>a</sup> Dra. Grazielle Wolff de Almeida Carvalho.

Dissertação (Mestrado) - Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Minas Gerais – Campus Bambuí, MG, Curso Mestrado Profissional em Sustentabilidade e Tecnologia Ambiental, 2020.

1. Indicador ecológico. 2. Bioindicador. 3. Assembleia de peixes. I. Carvalho, Grazielle Wolf de Almeida. II. Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Minas Gerais – Campus Bambuí, MG. III. Título.

Ao Deus maravilhoso do qual sou filho amado.  
À minha mãe Maria Helena, a super mãe que amo tanto,  
desde sempre se empenhou em fazer crescer os seus filhos,  
que desde sempre os formou e os fez os homens que são.  
À minha esposa Darci Fernandes que me acompanhou  
nesta etapa.

## AGRADECIMENTOS

À Deus pela saúde e força de sempre.

Ao Dr. Fábio Suzuki pelo auxílio durante o projeto.

Agradeço à colega Liliam Sousa pelo incentivo para a criação deste projeto.

À Minha esposa Darci Fernandes pela paciência.

Ao amigo João Batista pelas idas e vindas, pelos autos papos transcendentais durante as viagens.

Aos professores que nos mostraram um novo jeito de enxergar o mundo.

À Doutora Grazielle Wolff pela paciência interminável.

Ao IFMG *Campus* Bambuí pela oportunidade de cursar o mestrado.

Ainda que eu saiba todos os mistérios  
e todo o conhecimento,  
se eu não tiver amor, nada serei.  
1 Coríntios 13:2

## RESUMO

SILVA, Eduardo José; CARVALHO, Grazielle Wolf de Almeida. **Diagnóstico da ictiofauna do rio Formiga – MG: subsídio para o biomonitoramento ambiental.** IFMG *Campus Bambuí*, 2020. 115 p.

Assuntos relacionados à questão hídrica são cada vez mais debatidos em congressos, fóruns e debates mundiais, pois, a poluição dos recursos hídricos vem crescendo em ritmo acelerado, necessitando de métodos que contribuam para que essa degradação seja percebida o quanto antes. Um método para essa percepção é o biomonitoramento utilizando bioindicadores ambientais, ou seja, avaliação da resposta aos impactos ambientais de espécies, populações e comunidades, no tempo e/ou no espaço. Com esse trabalho, objetivou-se diagnosticar a ictiofauna do rio Formiga e relacionar atributos dessa comunidade com a qualidade da água e do habitat, buscando assim, inferir sobre o potencial bioindicador desses organismos na bacia. Para alcançar esses objetivos, foram testadas quatro hipóteses: H1) o rio Formiga apresenta variação espacial da qualidade ambiental à montante e à jusante da malha urbana; H2) o rio Formiga apresenta variação temporal da qualidade da água nos períodos seco e chuvoso; H3) existem espécies de peixes no rio Formiga sensíveis à poluição, sendo essas bioindicadoras de qualidade ambiental; e H4) a assembleia de peixes do rio Formiga responde, de forma mensurável, à variação da qualidade da água do rio, sendo possível sua utilização como indicador ecológico. Foram realizadas 4 campanhas de coletas (duas na estação chuvosa e duas na estação seca) da ictiofauna e de parâmetros físico-químicos da água (condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, pH e temperatura) pelo período de um ano (de junho de 2018 a março de 2019). Também foi realizada a caracterização do ambiente físico através da aplicação de um protocolo. Foram calculados índices de diversidade, de qualidade integrado, de integridade biótica além do cálculo da CPUE e análise de espécies indicadoras. O rio Formiga, em todo o trecho amostrado, possui água de qualidade suficiente para a manutenção do ecossistema aquático, a maior variação foi na condutividade elétrica na área à jusante da malha urbana no período seco afetando a estrutura da comunidade nessa área. Porém, não houve diferenciação temporal clara nas demais variáveis. Já em termos de qualidade ambiental, o trecho amostrado apresentou uma área preservada à montante da cidade e uma área perturbada à jusante bem distintas. Neste trabalho, não foi possível classificar uma espécie indicadora de boa qualidade de água, mas ao analisar a estrutura da assembleia, principalmente em termos tróficos, observou que na área preservada foram encontradas espécies invertívoras e insetívoras, consideradas indicadoras de complexidade ambiental, enquanto que a alta abundância de onívoras na área degradada é um indicador de ambiente perturbado.

**Palavras-chave:** Indicador ecológico, bioindicador, assembleia de peixes, degradação ambiental.

## ABSTRACT

SILVA, Eduardo José; CARVALHO, Grazielle Wolf de Almeida. **Diagnosis of the fish fauna of the Formiga river - MG: subsidy for environmental biomonitoring** Bambuí: IFMG *Campus Bambuí*, 2020. 82 p.

Issues related to the water issue are increasingly debated in congresses, forums and global events, as the pollution of water resources has been growing at an accelerated pace, requiring methods that contribute to noticing this degradation as soon as possible. One method for this identification is biomonitoring using environmental bioindicators, that is, evaluation of the response of species, populations and communities, in time and / or space, to environmental impacts. The objective of this study was to diagnose the fish fauna of the Formiga River and to relate attributes of this community with the quality of water and habitat, thus seeking to infer about the potential bioindicator of these organisms in the basin. To achieve these objectives, four hypotheses were tested: H1) the Formiga River presents spatial variation in environmental quality upstream and downstream of the urban network; H2) the Formiga River presents temporal variation in water quality in the dry and rainy periods; H3) there are fish species in the Formiga River that are sensitive to pollution, and these bioindicators are of environmental quality; and H4) the fish assemblage of the Formiga River responds, in a measurable way, to the variation in the quality of the river water, being possible its use as an ecological indicator. Four collection expeditions (two in the rainy season and two in the dry season) of fish fauna and physical-chemical parameters of the water (electrical conductivity, dissolved oxygen, pH and temperature) were carried out over two years. The characterization of the physical environment was also carried out through the application of a protocol. Indices of diversity, integrated quality, biotic integrity were calculated in addition to the calculation of CPUE and analysis of indicator species. The Formiga River, throughout the sampled section, has water of sufficient quality for the maintenance of the aquatic ecosystem, the greatest variation was in the electrical conductivity in the area downstream of the urban grid in the dry period, affecting the structure of the community in that area. However, there was no clear temporal differentiation in the other variables. In terms of environmental quality, the sampled section presented a very distinct natural area upstream of the city and a disturbed area downstream. In this work, it was not possible to classify an indicator species of good water quality, but when analyzing the structure of the assembly, mainly in trophic terms, it was observed that in the natural area, invertivorous and insectivorous species were found, considered indicators of environmental complexity, while the high abundance of omnivores in the degraded area is an indicator of a disturbed environment.

**Key words:** Ecological indicator, bioindicator, fish assemblages, environmental degradation.

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1- Mapa de localização da bacia do Rio Formiga.....	27
Figura 2. Mapa de visualização da área de amostragem contendo, pontos amostrais, rede de drenagem, sub-bacia do rio Formiga e em destaque a zona urbana de Formiga.....	28
Figura 3. Variação da temperatura (°C) da água nos pontos amostrais .....	41
Figura 4. Variação da condutividade elétrica ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) nos pontos amostrais. ....	43
Figura 5. Resultados do protocolo de habitat. ....	46
Figura 6. Análise de componentes principais mostrando a separação as áreas no rio Formiga sem levar em consideração o período amostral. ....	54

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Pontos amostrais. ....	29
Tabela 2. Esforço amostral. ....	30
Tabela 3. Atributos biológicos do índice de integridade biótica. (Adaptado de Karr, 1981; fish <i>et al.</i> , 2016). ....	31
Tabela 4. Lista de espécies e número de indivíduos capturadas nas quatro campanhas de levantamento de ictiofauna do rio Formiga, mostrando a ordem, família, espécies e nomes vernaculares. e destaca as espécies introduzidas (Int), e a ocorrência por ponto amostral. ....	35
Tabela 5. Número de indivíduos capturados, e a biometria por espécie. ....	36
Tabela 6. Apresenta a guilda trófica, grupo ecológico e índice de Constância da ictiofauna registrada no rio Formiga. ....	37
Tabela 7. Apresenta o índice de qualidade integrado. ....	48
Tabela 8. Ocorrência de espécies por região amostral e período sazonal, DS (Degradada seca), NS (Preservada seca), DC (Degradada chuvosa), NC (Preservada chuvosa). ....	49
Tabela 9. Resultados do índice de integridade biótica, geral e por estação sazonal e região amostral. ....	50
Tabela 10. CPUE (captura por unidade de esforço) por região amostral. ....	53

## **ABREVIATURAS E SIGLAS**

ANOVA - Análise de variância.

CE - Condutividade elétrica.

CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo.

CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente.

CPUE - Captura por unidade de esforço.

CWA - Clima subtropical úmido.

EIA - Estudo de Impactos Ambientais.

Esp - Espécies.

ETE - Estação de tratamento de esgoto.

FOB - Formulário de Orientação Básica.

GPS - Global Positioning System - Sistema de Posicionamento Global.

H - Hipótese.

ICMBio - Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade.

IFMG - Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Minas Gerais.

IIA - Índice de integridade ambiental.

IQ - Índice de qualidade integrado.

Max - Máximo.

Med - Média.

MG - Minas Gerais.

Min - Mínimo.

OD - Oxigênio dissolvido.

PCA - Análises de Componentes Principais.

PH - Potencial hidrogeniônico.

RIMA - Relatório de Impactos Ambientais.

SAAE - Serviço Autônomo de Água e Esgoto.

SEMAD - Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável.

SIAM - Sistema Integrado de Informações Ambientais.

SISBio - Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade.

USEPA - United States Environmental Protection Agency - Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos.

## LISTA DE SIMBOLOS

<	Menor que
>	Maior que
=	Igual
/	Tal que

## Sumário

1. INTRODUÇÃO.....	<b>16</b>
1. REFERENCIAL TEÓRICO.....	<b>18</b>
1.1 Contaminação das águas .....	18
1.2 Biomonitoramento.....	20
1.2.1 Bioindicadores.....	22
1.2.2 Peixes como bioindicadores .....	24
3. METODOLOGIA.....	<b>26</b>
3.1 Área de estudo. ....	26
3.2 Levantamento Ictiológico. ....	27
3.3 Descrição dos pontos.....	27
3.3 Índices biológicos.....	30
3.4 Qualidade da água do rio Formiga. ....	32
3.5 Protocolo de habitats .....	33
3.6 Análises Estatísticas .....	33
4 RESULTADOS e DISCUSSÃO .....	<b>34</b>
4.1 A ictiofauna do Rio Formiga.....	34
4.2 Parametros abióticos.....	40
4.3 Protocolo de habitats .....	43
4.4 Índices Biológicos .....	47
4.5 Bioindicadores.....	55
4.6 Produto Técnico.....	57
5 CONCLUSÃO.....	<b>58</b>
6. REFERÊNCIAS .....	<b>60</b>
Anexo I – Ictiofauna do rio Formiga - MG .....	<b>74</b>
ANEXO II PROTOCOLO DE HABITATS .....	<b>76</b>
ANEXO III – COMPROVANTES DO PRODUTO TÉCNICO .....	<b>80</b>
APÊNDICE – PRODUTO TÉCNICO .....	<b>85</b>

## 1. INTRODUÇÃO

Os debates quanto às questões relacionadas à disponibilidade hídrica mundial ganharam espaço no final do século XX e se têm constituído uma pauta importantíssima nos cenários nacionais e internacionais em que são debatidos temas relacionados à garantia de quantidade e qualidade hídrica, bem como formas de utilização sustentável (Ribeiro & Rolim, 2017).

Ao usufruir de forma descuidada dos recursos hídricos, o homem torna-se o principal causador da degradação e poluição dos ambientes aquáticos, alterando a dinâmica das comunidades e provocando perdas na biodiversidade nesses ecossistemas (Souza, 2012).

O ecossistema aquático se apresenta como um dos mais vulneráveis às contaminações e poluições (Esteves, (2011). Callisto *et al.* (2001) afirmam que os cursos d'água integram tudo que acontece nas áreas adjacentes e com íntima conexão ao ambiente circundante. De acordo com Ribeiro (2004), riachos e pequenos cursos d'água são os primeiros a sofrer com urbanização. A situação piora quando essas áreas cortam cidades e drenam para um canal principal, à medida que se tornam contribuintes consideráveis para a degradação ambiental, onde os resíduos são liberados no meio ambiente sem qualquer tratamento prévio.

Os múltiplos impactos negativos antrópicos sobre os ecossistemas terrestre e aquáticos, são considerados os responsáveis pela deterioração da qualidade ambiental das bacias hidrográficas (Callisto *et al.*; 2002; Minatti-Ferreira & Beaumord 2006). Embora o emprego de critérios químicos para detectar os danos causados aos ambientes aquáticos sejam comuns, avaliações dessa natureza geralmente subestimam a real magnitude desses danos além de serem custosos (Karr & Chu, 1999).

Uma das formas de monitorar o impacto de um agente estressor no ambiente aquático a um custo menor e eficiente é via bioindicação ambiental. Essa é uma técnica que se baseia no monitoramento de espécies indicadoras ou bioindicadoras no ambiente a fim de evidenciar as alterações sofridas por essas à nível individual, populacional ou de comunidades. Segundo Holt & Miller (2011) bioindicadores ambientais são espécies que possuem a capacidade de resposta positiva ou negativa aos impactos ambientais e são encontrados em todo mundo (Conti, 2008). A bioindicação vem sendo uma ferramenta muito utilizada em estudos, diagnósticos e monitoramentos do meio ambiente uma vez que com ela é possível inferir sobre a “saúde” do ecossistema, analisar as alterações ambientais e efetuar o acompanhamento de medidas restauradoras (Sousa & Fernandes, 2018).

As vantagens de se trabalhar com bioindicadores em relação aos métodos convencionais de avaliação da qualidade ambiental é o baixo custo, podendo, inclusive, serem utilizados para percepção cumulativa de eventos ocorridos num determinado período de tempo, proporcionando um histórico ambiental que não é detectável ou medido por métodos físico-químicos (Fialho, 2002).

Porém estudos com bioindicadores podem inferir sobre a presença de elementos poluentes e seus efeitos sobre a biota, mas não podem quantificá-los, necessitando de equipamentos precisos para essa finalidade. Mesmo assim, estudos de bioindicação devem ser incentivados pois são meios de diagnosticar ambientalmente uma área, monitorar a recuperação ambiental, avaliar a eficiência de um método de mitigação além de serem ferramentas úteis de educação ambiental e de desenvolvimento sustentável (Maki *et al.*, 2013).

São vários os grupos bioindicadores utilizados em biomonitoramentos de ecossistemas aquáticos, sendo a assembleia de peixes um deles. A ictiofauna é influenciada pelas condições do meio como grau de poluição e temperatura; histórico biogeográfico, fatores bióticos como predação e doenças, dentre outros (Jackson *et al.*, 2001). As alterações na estrutura da assembleia de peixes devido a esses fatores podem ser mensuradas e utilizadas em estudos de diagnóstico e biomonitoramento uma vez que a riqueza de espécies juntamente com medidas de diversidade e equitabilidade podem inferir sobre o nível de degradação ambiental em rios além de permitir a comparação temporal da comunidade bioindicadora (Faush *et al.*, 1990; Lobo *et al.*, 2002). Associados a esses índices, os índices de integridade biótica (IIB) e o índice de qualidade integrado (IQ) podem ser incluídos uma vez que reúnem informações sobre vários atributos biológicos dentro de um número que reflete o status ecológico da comunidade (Flores-Lopes *et al.*, 2010).

Segundo Merlo *et al.* (2011) algumas espécies de peixes são sensíveis às alterações da qualidade e da quantidade da água, enquanto que espécies tolerantes são mais abundantes em regiões poluídas por poderem suportar altas cargas de poluentes e baixas concentrações de OD (oxigênio dissolvido) em períodos de baixo fluxo, afetando assim a estrutura da comunidade.

Sendo assim, com esse trabalho, objetivou-se em realizar um diagnóstico da ictiofauna do Rio Formiga e relacionar com a qualidade da água e do habitat a fim de inferir sobre o potencial bioindicador dessa comunidade na bacia através de diferentes índices.

Para cumprir o requisito básico do programa de pós-graduação em Sustentabilidade e Tecnologia Ambiental esse trabalho também tem como objetivo a contribuição para a comunidade e aplicação do mesmo a partir da elaboração de um produto técnico.

A revisão de literatura e observação em campo embasaram a formulação das seguintes hipóteses: H1) o rio Formiga apresenta melhor qualidade de água e integridade biótica à montante da malha urbana, apresentando uma área mais preservada à montante e degradada à jusante da cidade, ou seja, apresenta diferenciação espacial quanto à qualidade ambiental; H2) a qualidade do rio Formiga varia entre o período seco e chuvoso devido a alteração do fluxo da água, afetando as variáveis físico-químicas e conseqüentemente a ictiofauna (riqueza, diversidade e abundância relativa). H3) existem espécies de peixes no rio Formiga sensíveis à poluição, sendo essas bioindicadoras de qualidade ambiental. H4) A assembleia de peixes do rio Formiga responde, de forma mensurável, à variação da qualidade da água do rio, sendo possível sua utilização como indicador ecológico.

## **1. REFERENCIAL TEÓRICO**

### **1.1 Contaminação das águas**

A água como recurso de fundamental importância para a manutenção da vida e, como forma de manter o equilíbrio do meio ambiente, se trata de um elemento indispensável para quase todas as atividades humanas, tais como: consumo dos seres vivos; irrigação de culturas agrícolas; geração de energia elétrica; abastecimento doméstico e industrial; recreação; dentre outras Oliveira (2018). Alonso *et al.* (2011), Naigaga *et al.* (2011), Cordeiro *et al.* (2016) e Machado *et al.* (2015) afirmam que a água de alta qualidade está relacionada com a distância que ela se encontra das atividades antropogênicas, pois estas, afetam os recursos aquáticos dulcícolas estrutural e funcionalmente (quantidade e qualidade), reduzindo as possibilidades de uso. Assim, os ecossistemas de água doce são reconhecidos como os mais ameaçados em todo o mundo e, portanto, os organismos aquáticos chamam a atenção para sua conservação (López, 2015).

A poluição da água decorre da introdução de substâncias capazes de deteriorar a qualidade dos corpos d'água, causando efeitos negativos na vida aquática (Awomeso *et al.*, 2010; Arias *et al.* 2007). As atividades humanas promovem grandes alterações nos ecossistemas de água doce (Merlo *et al.*, 2011). Segundo Oliveira (2018) essa qualidade é afetada pelas mais diversas atividades do homem, sejam elas domésticas, comerciais ou industriais. Cada uma dessas atividades gera poluentes característicos que têm uma determinada implicação na qualidade do corpo receptor.

A poluição pode ter origem química, física ou biológica, sendo que em geral a adição de um tipo destes poluentes transforma também as outras características da água, alterando as

propriedades físico-químicas como: cor, condutividade elétrica, sólidos suspensos, sólidos dissolvidos totais, sólidos suspensos totais, nitratos, fosfatos e demanda química de oxigênio (Awomeso *et al.*, 2010).

A extensão dos impactos a jusante depende das capacidades de autodepuração dos rios através da diluição preservada e degradação por microrganismos. Mudanças na vazão dos rios devido às mudanças climáticas afetam as capacidades de diluição dos poluentes, aumentando o risco de poluição do rio (McDonald *et al.*, 2011; Milly *et al.*, 2005).

Por integrarem todo ambiente ao seu redor, os ecossistemas aquáticos têm sofrido grandes prejuízos, pois têm sido expostos à poluentes que causam impactos ambientais irreversíveis, tanto em áreas urbanas como rurais (Cort & Ghisi, 2014). Os rios são continuamente afetados por variados estressores físico-químicos e biológicos (Fierro *et al.*, 2017). Afetando não apenas a população por usos agrícolas, recreativos e de água potável, mas também solos ribeirinhos, ar e biota (Yau *et al.*, 2009).

Em muitos casos o efluente industrial e doméstico é despejada nos rios, córregos e riachos, sem nenhum tratamento (Ak, 2018), afetando negativamente a qualidade da água, e diretamente a biota aquática (Venugopal *et al.*, 2009; Sekabira *et al.*, 2010; Ho *et al.*, 2012).

A análise físico química da água e dos sedimentos de fundo, revelam as qualidades do ambiente abiótico. Vários contaminantes, orgânicos ou inorgânicos, são frequentemente despejados de forma intencional no ambiente aquático, alterando assim a qualidade ambiental em todas as suas dimensões, abrangendo o meio biótico e abiótico. Neste contexto, existe uma grande demanda por análises da qualidade deste ambiente e o efeito que esses poluentes causam na biota aquática (Athira & Jaya, 2018). Para isso, em conjunto com as análises físico químicas, o biomonitoramento destes locais torna-se imprescindível, pois, permitem entender a problemática e assim levar à proposta de ações voltadas ao manejo e recuperação adequados destes locais (Chagas, 2015).

O monitoramento da qualidade das águas superficiais é, portanto, o apoio técnico necessário para o planejamento de ações que resultem na proteção e melhoria do meio ambiente. Além disso, este monitoramento constitui de um instrumento fundamental para aferir a eficácia das políticas e ações de recuperação aplicadas (Valente, 2013). Este ainda, é um dos principais instrumentos de sustentação de uma política de planejamento e gestão de recursos hídricos, funcionando como um sensor que permite o acompanhamento do processo de uso dos corpos d'água, apresentando seus efeitos sobre as características qualitativas das águas, auxiliando as ações de controle ambiental (Lemos *et al.*, 2010).

Os métodos para o monitoramento da qualidade ambiental constam de análises que: (1) detectam e quantificam os poluentes, em meios físicos e biológicos, e (2) avaliam a poluição nos organismos vivos, seja o indivíduo isolado, a nível populacional ou em nível de comunidade. Esses métodos têm sido empregados e fornecendo informações reais sobre o status ambiental (Athira & Jaya, 2018).

Ak (2018) relata que aplicação insuficiente das leis ambientais, a confusão sobre a responsabilidades institucionais pela qualidade dos corpos hídricos urbanos e a expansão industrial não regulada, em muitos casos afetam diretamente os cursos d'água.

## 1.2 Biomonitoramento

Biomonitoramento pode ser definido como um método experimental indireto que verifica a existência de poluentes numa certa área, utilizando-se de organismos vivos, que respondem ao estresse ambiental a que se encontram submetidos por modificações nos ciclos vitais, pela acumulação de poluentes no indivíduo ou pela alteração da estrutura da comunidade (Carreras & Pignata, 2001).

É um método capaz de diagnosticar os impactos gerados pela poluição dos ambientes, pois, o estudo de organismos que ali habitam é a melhor opção para a resolução desta problemática, pois, dados obtidos neste método, acerca de impactos causados por poluentes ambientais, podem auxiliar os trabalhos e planos de manejo aplicáveis para a recuperação e conservação ambiental (Oliveira, 2018).

O biomonitoramento se tornou uma das principais medidas desenvolvidas para avaliar, numa abordagem temporal, a eficiência das ações de melhoria e de controle da qualidade hídrica (Danze & Vercellino, 2018). Uma das maiores vantagens do biomonitoramento, além do baixo custo, é que esse é capaz de inferir sobre o efeito do poluente no organismo ao logo do tempo, mesmo em baixas concentrações desse, que em uma análise físico-química não seria detectada (Arias *et. al.* 2007).

Os métodos biológicos provaram ser adequados para o monitoramento dos ecossistemas aquáticos (López & Díaz, 2015), pois quando os organismos interagem com os poluentes, podem gerar graves desequilíbrios ecológicos de curto e longo prazo, dependendo do tempo de exposição, podendo alterar todos os níveis ecológicos desde: (1) individual (ex.: mudanças comportamentais, má formações, alterações bioquímica e fisiológica); (2) populacional (ex.: taxa de natalidade e mortalidade); (3) comunidades (ex.: alteração na

estrutura como na riqueza e diversidade) e; (4) ecossistema (ex.: alteração na estrutura trófica e ciclagem de nutrientes) (Arias *et al.* 2007).

As ferramentas que englobam o monitoramento dependem do objetivo do estudo e do nível de organização ecológica em que se está trabalhando. Essas ferramentas vão desde análises moleculares, morfoanatômicas e comportamentais até métodos tradicionais como os índices de diversidade que descrevem a estrutura da comunidades combinando riqueza (número de espécies presentes), equitabilidade (uniformidade na distribuição dos indivíduos entre as espécies) e abundância (número total de indivíduos presentes) (Li, *et al.*, 2010).

O biomonitoramento torna-se mais adequado quando provê dados que podem ser comparados com informações obtidas pelos métodos convencionais de monitoramento ambiental (KLUMPP *et al.*, 2001). Sendo assim, esse método, não pretende substituir medições de concentrações ambientais de poluentes através de métodos físico-químicos, mas sim fornecer elementos adicionais referentes aos efeitos desses sobre organismos vivos (KLUMPP *et al.*, 2001).

O biomonitoramento não é algo novo no mundo, a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (United States Environmental Protection Agency - USEPA), pioneira no assunto, vem utilizando e atualizando essa metodologia desde a década de 60 (Lazorchak *et al* 2002). Em 1989, a agência ambiental americana desenvolveu um protocolo de bioavaliação para rios e riachos utilizando peixes e macroinvertebrados como bioindicadores (USEPA, 1989) e enfatizou a importância do biomonitoramento na complementação de avaliação de impactos ambientais, alegando que os critérios biológicos complementam os parâmetros químicos e toxicológicos, com base na premissa de que a estrutura e função de uma comunidade aquática dentro um habitat específico fornecem informações importantes sobre a qualidade das águas superficiais.

Lazorchak *et al.*(2002) fazem uma avaliação crítica dos programas de biomonitoramento da USEPA e reafirmam, o já dito por Gorman & Karr (1978), sobre a importância da avaliação da estrutura física do hábitat na determinação da qualidade destes ecossistemas, uma vez que influenciam na estrutura e composição das comunidades biológicas, notavelmente dos peixes.

Em relação aos métodos tradicionais de verificação dos níveis de poluição, o biomonitoramento apresenta vantagens como: baixo custo de instalação e acompanhamento; ausência, em geral, de aparelhagem sofisticada de medição; eficiência no monitoramento de áreas amplas e períodos longos de tempo; e, viabilidade de se avaliar elementos químicos

presentes em baixas concentrações no ambiente em estudo (Carreras & Piganata, 2001; Hiatt, 1999; Sumita *et al.*, 2003).

Apesar das vantagens, Fernandes & Sousa (2018) evidenciaram que o biomonitoramento e o termo bioindicadores não são tão evidentes ao conhecimento popular.

### 1.2.1 Bioindicadores

O biomonitoramento de ambientes aquáticos por meio do uso de bioindicadores tem sido objeto de estudo em vários trabalhos (Mangadze *et al.*, 2019; Lopes, 2018; Serrão *et al.*, 2014). São vários os organismos indicadores estudados e avaliados como algas, perifíton, fitoplâncton, zooplâncton, macroinvertebrados bentônicos e peixes, todos visando diagnosticar e avaliar a saúde dos rios (Herman & Nejadhashemi, 2015; Heink & Kowarik, 2010; Shing *et al.*, 2018).

A avaliação dos impactos das atividades humanas requer a seleção de espécies bioindicadoras que possam ser usadas para avaliar, gerenciar e desenvolver políticas públicas que garantam a integridade do ecossistema e, portanto, a sustentabilidade dos sistemas sociais, culturais e econômicos (Burger *et al.*, 2013). Através da aplicação de bioindicadores pode-se diagnosticar o estado preservada de uma determinada região ou o nível / grau de contaminação da mesma (Khatri & Tyagi 2015).

Bioindicadores são organismos que apresentam uma relação estreita com um determinado fator ecológico, sendo que quando há alteração nesse fator, o organismo responde de forma eficiente, confiável e mensurável possibilitando uma avaliação dessa resposta para determinação da qualidade do ambiente (Heink & Kowarik, 2010; Martinho *et al.*, 2016; Spiller *et al.*, 2018). Ainda segundo Callisto & Gonçalves (2002), bioindicadores são espécies, grupos de espécies ou comunidades biológicas cuja presença, quantidade e distribuição indicam a magnitude de impactos ambientais em um ecossistema.

O uso de bioindicadores divide-se em duas abordagens principais: a) aquela associada aos níveis superiores de organização, tais como populações, comunidades e ecossistemas, e; b) à nível individual, que trata das alterações comportamentais e reprodutivas, ou ainda em níveis biológicos inferiores como alterações em órgãos, tecidos, células ou moléculas, chamados então de biomarcadores (Lopes, 2018).

São várias as vantagens do uso de bioindicadores, dentre elas: a) identificação das interações que ocorrem entre o agente estressor e os organismos vivos; b) obtenção de uma relação de causa (poluente) e efeito (resposta do bioindicador); c) baixo custo quando

comparado principalmente à testes de toxicidade laboratoriais; d) verificação temporal dos efeitos do agente estressor na biota; e) obtenção da distribuição espacial do impacto; dentre outros (Braz & Longo, 2019; Arias *et al.*, 2007; Nieme & McDonald, 2004). O que permite colocar em prática as ações remediadoras ou ações preventivas, o que eleva a importância e o interesse atual da inclusão da análise de bioindicadores em programas de avaliação da contaminação ambiental (Burger *et al.*, 2013).

Os bioindicadores são classificados segundo sua relação com o agente estressor, os mais comuns são: (1) aqueles que reagem ao estresse acumulando a substâncias nos tecidos permitindo avaliar a bioacumulação são os “acumuladores”; (2) aquelas espécies que mostram, qualitativa e quantitativamente, o impacto da poluição ambiental a nível individual ou populacional são “sentinelas” quando ocorrem preservadamente na área impactada, ou “monitores” quando são introduzidas para indicar; (3) aqueles que indicam o impacto da poluição através de mudanças no tamanho de sua população, ou através de sua presença ou ausência sob certas condições ambientais são os “apontadores” ou “indicadores ecológicos”; (4) aqueles que reagem positivamente ao distúrbio são os “exploradores”; (6) aqueles usados em experimentação são espécies “bioensaio” ou “organismos testes” (Klumpp *et al.*, 2001; Niemi & McDonald, 2004). Outros autores classificam os bioindicadores, à nível individual ou comunidades, em sensíveis - aqueles que respondem negativamente ao agente estressor -, ou tolerantes – aqueles que respondem positivamente ao agente estressor com aumento da abundância da espécie (Callisto & Gonçalves, 2002).

Schiller *et al.* (2017), destaca a importância do uso de bioindicadores para enquadramento de ambientes aquáticos quanto à sua qualidade, pois apenas os parâmetros físicos e químicos não são suficientes para avaliação dos impactos ambientais presentes nestes ambientes, sendo os bioindicadores os mais eficientes para este estudo.

São diversos os estudos com bioindicadores em ambientes aquáticos para avaliar diferentes agentes estressores como agrotóxicos (Soares *et al.*, 2017), pesticidas e fertilizantes (Wasim *et al.*, 2009), resíduos industriais (Hoque *et al.*, 2018), contaminações oriundas do carreamento das águas pluviais (Oliveira, 2016), efluentes agroindustriais (Vasconcelos, 2012), entre outros.

Os bioindicadores precisam indicar a interação com as condições ambientais e a sua reação às mudanças súbitas dos fatores importantes, dentre os indicadores de biomonitoramento de ecossistemas aquáticos, tem-se os peixes (Li *et al.*, 2010).

### 1.2.2 Peixes como bioindicadores

Nos ecossistemas aquáticos, especialmente riachos e rios, os peixes atuam como bons indicadores, tendo algumas vantagens quando comparado com outros grupos. Devido à sua sensibilidade para com as alterações no meio que eles vivem, podem agir como um modelo apropriado de bioindicadores (Athira & Jaya, 2018, Chovanec et al., 2003). Os peixes tem sido amplamente utilizados como organismos bioindicadores de qualidade ambiental dos ecossistemas aquáticos (Soares et. al., 2011; Fisch et. al., 2016; Dias et. al., 2017) e sua utilização nos programas de biomonitoramento ambiental, é uma maneira antecipada de identificar os sinais de poluição no ecossistema aquático (Cort & Ghisi, 2014).

A utilização de peixes como bioindicadores para realização de um monitoramento ambiental é um método alternativo e complementar aos métodos abióticos habitualmente utilizados e tem-se se mostrado um método muito eficiente e responsivo. Além de ser um método menos oneroso, quando comparado a análises físicas e químicas da água, esse grupo possui alta sensibilidade à diferentes agentes estressores, são de fácil identificação, tem vida longa, possuem mobilidade, forrageiam em diferentes níveis tróficos, integram os efeitos de níveis tróficos mais baixos, ou seja, possuem as principais características para um grupo ser um bom bioindicador (Fierro *et. al.*, 2017; Marion, 2012; Plafkin *et al.*, 1989).

A poluição da água afeta significativamente os ecossistemas aquáticos, particularmente as assembleias de peixes (Merlo *et. al.*, 2011). Inicialmente os efluentes podem causar alterações físicas e químicas no ambiente aquático afetando diretamente os peixes, alterando o crescimento, reprodução ou sobrevivência (Olaganathan & Patterson 2013). As assembleias de peixes são destacadas como bons bioindicadores para o biomonitoramento a degradação do ecossistema relacionada à agricultura e silvicultura, aos efluentes urbanos e industriais (Fierro *et. al.*, 2015; Dos Santos *et. al.*, 2010).

Ecoutin *et. al.* (2010) afirmam que a degradação ambiental pode causar mudanças na estrutura das assembleias de peixes, diminuindo a biomassa, o comprimento máximo e os níveis tróficos. Merlo *et. al.* (2011) afirmam que o volume de vazão de água atua como fator de alteração nas assembleias de peixes, sendo que em períodos de alto e baixo fluxo podem apresentar número variados de espécies da ictiofauna, alterando a riqueza, a diversidade e a abundância relativa de espécies.

Outro fator imitante é o oxigênio dissolvido na água que determina a distribuição de peixes em sistemas de água doce. Apenas poucas espécies de peixes podem tolerar uma

baixa concentração de OD e áreas poluídas que recebem alta descarga de matéria orgânica, apresentam mudanças nas assembleias de peixes, favorecendo àquelas tolerantes à baixa concentração de OD. Ainda Cecilio *et al.*, (1997) relataram que as modificações dos habitats influenciam diretamente a fisiologia dos peixes, como dieta, reprodução e crescimento.

Vários estudos observaram associações entre os fatores abióticos e a distribuição da ictiofauna (Oliveira *et al.*, 2005, Prchalova *et al.*, 2008, Mugnai *et al.*, 2008). Associando as variáveis abióticas às assembleias de peixes, como profundidade (Prchalova *et al.*, 2008), disponibilidade de comida e abrigo (Vidotto & Carvalho 2007), vegetação aquática presente (Pelicice *et al.*, 2005, Abes & Agostinho 2001), pH, temperatura, oxigênio dissolvido (Castro *et al.*, 2003) e condutividade elétrica (Rodríguez & Lewis 1997). Padrões de distribuição e abundância de espécies de peixes também podem ser alterados por outros atributos do habitat físico, como tipo e tamanho do substrato, presença de macrófitas aquáticas, ou tipo de vegetação submersa e características da vegetação ribeirinha (Kaufmann *et al.*, 2014). Por outro lado, Silva *et al.*, (2007) observaram baixas correlações entre a abundância de peixes e as características da água e uma baixa vulnerabilidade de peixes às alterações físico químicas nos ambientes aquáticos.

De acordo com Abes e Agostinho (2001) em áreas tropicais, a uniformidade e a riqueza da ictiofauna aumentam em direção à foz e que a complexidade dos habitats, caracterizadas pela presença de vegetação ripária, largura do curso d'água, contribuem para a presença de locais onde as espécies se abrigam, oferecendo proteção contra predadores, principalmente em locais com galhos e/ou árvores submersas. Em direção a foz, também alteram fatores como maior profundidade, mudança no tipo vegetacional das margens, largura do curso, que contribuem para o aumento da riqueza específica e de espécies possuem preferências de habitats.

Os peixes apresentam variadas adaptações evolutivas, ecológicas, morfológicas e comportamentais ao seu habitat preservada e, portanto, são indicadores eficazes da condição dos sistemas aquáticos (Simon e Lyons, 1995). As características biológicas das assembleias de peixes, incluindo a capacidade de integrar os efeitos de diversos estressores em diferentes escalas de tempo e organização ecológica e a importância e similaridade dos peixes para o meio ambiente, e do público em geral, torna-os propícios a serem indicadores de qualidade ambiental (Karr *et al.*, 1986).

Silva (1995) e Cleto Filho (2003) realizaram estudos sobre comunidades de peixes em riachos da região do rio Amazonas e observaram que esses sistemas aquáticos sofrem com a poluição urbana causada por esgoto doméstico e efluentes industriais. Estrutura comunitária,

número de indivíduos, riqueza de espécies, índices de diversidade e equitabilidade foram significativamente diferentes quando comparados entre um riacho poluído com um não poluído.

A relação dos peixes com o agente estressor, quando avaliados à níveis mais elevados de organização deve ser feita em conjunto com a avaliação do habitat e sempre levando em consideração a biologia da espécie, pois além da degradação outros fatores como barreiras zoogeográficas, superexploração ou interações biológicas, até mesmo variações sazonais podem ser a causa de alteração de uma espécie e isso pode levar a uma interpretação errônea da resposta do bioindicador. Além disso, uma determinada espécie pode expressar sensibilidades diferentes aos estressores e simplesmente sua presença ou ausência não pode distinguir graus de degradação (Alonso *et. al.*, 2011).

O diagnóstico da qualidade dos riachos revela que esses ambientes são significativamente diferentes, indicando que a influência antropogênica afeta principalmente os cursos d'água, por esses refletirem todas as ações tomadas na bacia hidrográfica. Neste contexto, o desenvolvimento de métodos é essencial para o monitoramento nos ecossistemas aquáticos e a avaliação das respostas biológicas das assembleias de peixes a fatores naturais e antrópicos são imprescindíveis nesse diagnóstico para determinar ações válidas de conservação, para avaliar a eficiência de ações de recuperação bem como para mensurar o impacto ambiental causado por diferentes atividades nesses ambientes (Launois *et. al.*, 2011).

### **3 METODOLOGIA**

#### **3.1 Área de estudo.**

O Rio Formiga, objeto de estudo, localiza-se na Sub bacia do Rio Formiga, é formado pela junção dos Ribeirões Barra Mansa e Padre Trindade (Ramos, 2017), possui uma área de 1.121 Km<sup>2</sup> e faz parte da Bacia do Rio Grande. Segundo a divisão geográfica do Estado, a Sub bacia do Rio Formiga está no Sudeste do país, na Microrregião de Formiga e Mesorregião do Oeste de Minas Gerais, na Zona Campo das Vertentes. O rio está inserido em sua maior parte no município de Formiga – MG. Outros municípios fazem parte da sub bacia, os municípios de Arcos, Córrego Fundo, Itapeçerica, Pains e Pedra do Indaiá (Figura 01). Sua foz deságua no rio Grande na represa de Furnas.

De acordo com o SISEMA (Sistema Estadual de Meio Ambiente) a vegetação predominante da sub bacia do Rio Formiga é característica do bioma Mata Atlântica. Os minerais levantados na região são principalmente calcário, areia, argila e granito. O índice pluviométrico anual é de 1.400 mm. O clima é do tipo Cwa na classificação de Köppen, macro

térmico, temperado chuvoso, subtropical com inverno seco (Suarez & Soares-Filho, 2013). Com duas estações bem definidas, a cidade de Formiga apresenta o clima Tropical de Altitude, com uma média de temperatura anual de 21,8 °C. A média máxima anual de 28,7 °C e a média mínima anual de 15,8 °C (Plano Municipal de Saneamento Básico - PMSB, 2016).

As principais atividades de renda no município é o de serviços com 37,15%, seguido pelos setores industrial e comércio, com 28,69% e 20,27% respectivamente, e atividades agropecuárias com 13,89% (Plano Diretor Formiga/MG, 2006).

As principais fontes de impactos ambientais no Rio Formiga são: despejo de efluentes domésticos e industriais, carreamento de materiais oriundos de agricultura, pecuária, lixos urbanos, remoção da mata ciliar, presença de espécies não nativas e alterações físicas no leito do rio (Plano Municipal de Saneamento Básico - PMSB, 2016).

Figura 1- Mapa de localização da bacia do Rio Formiga.



Fonte: Suarez & Soares-Filho, 2013.

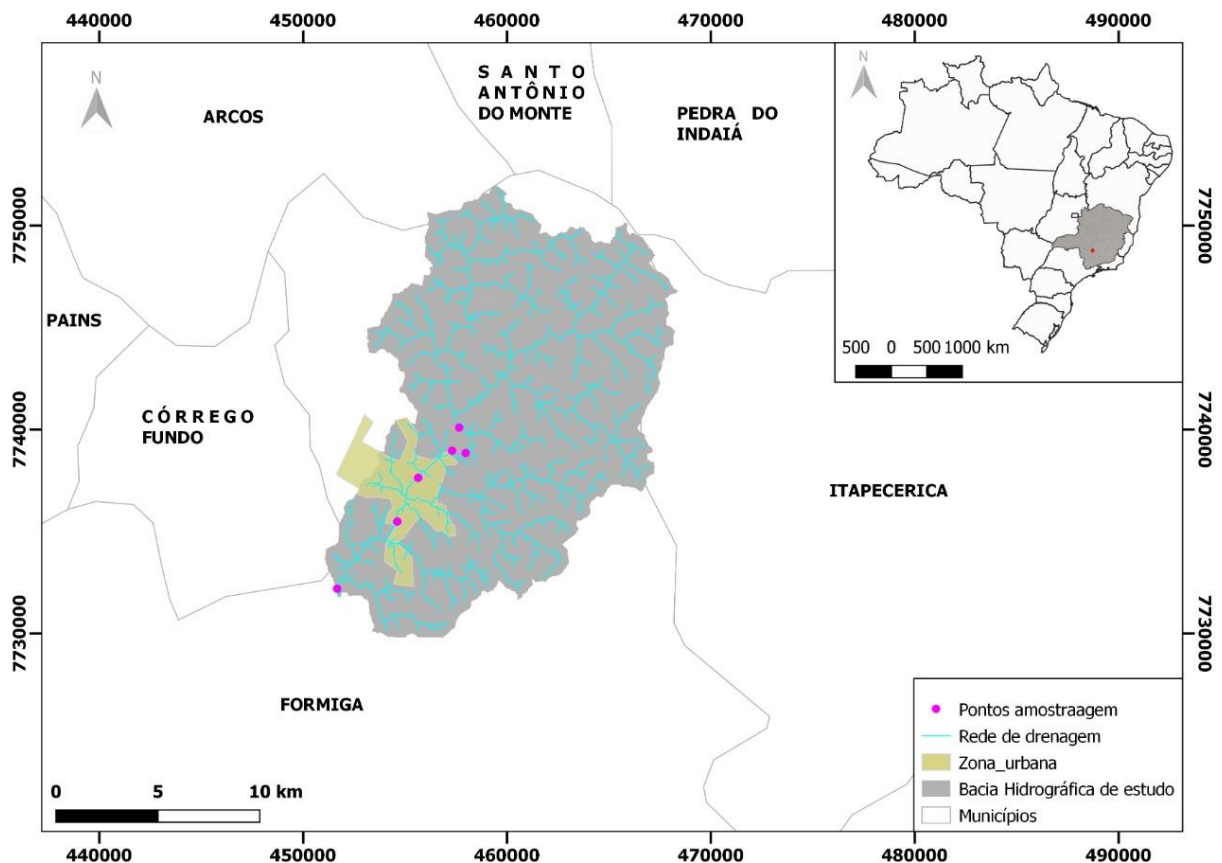
### 3.2 Levantamento Ictiológico.

As coletas foram implementadas com a devida licença de pesca para atividades com finalidade científica do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade – ICMBio, através do Sistema de Autorização e informação em Biodiversidades – SISBio, com número de licença 62443-1.

A amostragem ictiológica foi realizada pelo período de um ano (Junho de 2018 a março de 2019). Para o levantamento ictiológico foram determinados 6 pontos amostrais P1, P2, P3, P4, P5 E P6 (Tabela 01) (figura 2 a figura 05). O trecho amostral possui

aproximadamente 14,5 km de extensão, inicia-se no ponto amostral P1 à montante da cidade de Formiga, na zona rural de Gavião, próximo ao posto Chaparral e terminando no ponto P6 à jusante da cidade na comunidade rural do Segredo. Com isso, o desenho amostral contempla áreas sem influência da malha urbana de Formiga e com influência direta dos efluentes urbanos. Os pontos foram assim determinados: P1, P2 e P3 localizados à montante da cidade sem a influência dos efluentes urbanos e os pontos P4, P5 e P6 localizados na área de influência direta dos poluentes. Os pontos de amostragem foram georreferenciados com coordenadas UTM. Para fins de algumas discussões e análises, os pontos amostrais foram agrupados em áreas, sendo P1, P2 e P3 formando a área preservada e P4, P5 e P6 formando a área degradada (sofre influência da malha urbana).

Figura 2. Mapa de visualização da área de amostragem contendo, pontos amostrais, rede de drenagem, sub-bacia do rio Formiga e em destaque a zona urbana de Formiga.



Fonte: Gentilmente cedido pela empresa de consultoria Floresta das Gerais - 2020.

Tabela 1. Pontos amostrais (UTM), com localização descritiva.

<b>Pontos</b>	<b>Localização descritiva</b>	<b>Coordenadas UTM</b>
<b>P1</b>	Jusante ponte chaparral	23K 457646/7740099
<b>P2</b>	Montante à barragem do SAAE	23k 457969/7738846
<b>P3</b>	Jusante barragem SAAE até ponte serra verde	23K 457307/7738962
<b>P4</b>	Jusante ponte serra verde até ponte de ferro	23k 455638/7737631
<b>P5</b>	Jusante ponte de ferro	23K 454616/7735490
<b>P6</b>	Comunidade Segredo	23k 451666/7732196

Fonte: O próprio autor, 2018.

### 3.3 Descrição dos pontos

**Ponto 01** – Nas imediações da BR 354, à montante e a Jusante da ponte que transpõe o rio Formiga, vegetação marginal direita arbórea bem preservada, a esquerda antropizada por moradia e comércio de material de construção (Areia e brita).

**Ponto 02** – À montante do Reservatório do SAAE, no corpo do reservatório propriamente dito, vegetação da margem direita bem preservada e margem esquerda antropizada pela captação do SAAE e produção de hortaliças.

**Ponto 03** – À jusante da barragem do SAAE até a ponte do bairro Serra Verde, área bem preservada em ambas as margens com alguns pontos de pastagem.

**Ponto 04** – À jusante do ponto 03 até a ponte de ferro da ferrovia Centro Atlântica, área que abrange o perímetro urbano da cidade de Formiga, onde o rio já recebe os efluentes domésticos e comerciais, área altamente impactada. Fonte:

**Ponto 05** – À jusante da ponte de ferro, área com forte influência antrópica, com mata ciliar pouco preservada, o leito do rio apresenta grande quantidade de seixos, porém com muita presença de esgotos domésticos e comerciais.

**Ponto 06** – Na comunidade rural de segredo, com a mata ciliar direita bem preservada e a esquerda com pontos de degradação pela presença de animais da pecuária e monoculturas de milho, presença de esgoto, porém em menor quantidade.

O levantamento da ictiofauna do rio Formiga ocorreu por um período de ano, entre os meses de junho de 2018 e março de 2019 abrangendo ambos os períodos sazonais (estação seca e chuvosa). Para alcançar o principal objetivo do trabalho e obter uma amostra bem

próxima da totalidade do grupo ictiofaunístico local, foi aplicada uma combinação de diversos métodos de captura, utilizando os seguintes petrechos de pesca: redes de emalhar de 10 metros sendo o tamanho das malhas com 3, 4, 5, 6, 7, 8, 10, 12 e 14 cm entre nós opostos, com alturas variadas e esforço amostral expresso na tabela 2 (Figura 6).

Tabela 2. Esforço amostral. A soma da metragem cúbica da redes de emalhar aplicadas em cada ponto amostral.

Malha (cm)	P1	P2	P3	P4	P5	P6	Total (m <sup>2</sup> )
3	15	15	15	15	15	15	90
4	15	15	15	15	15	15	90
5	15	15	15	15	15	15	90
6	16	16	16	16	16	16	96
7	17	17	17	17	17	17	102
8	18	18	18	18	18	18	108
10	23	23	23	23	23	23	138
12	29	29	29	29	29	29	174
14	36	36	36	36	36	36	216
Total (m <sup>2</sup> )	184	184	184	184	184	184	1104

Fonte: O próprio autor, 2019

As redes foram armadas na tarde do dia anterior à coleta e deixadas até a manhã do dia seguinte, permanecendo por aproximadamente 12 horas na água sendo recolhidas após esse período. Todos os peixes capturados foram separados por malha e identificados até o menor nível taxonômico possível utilizando bibliografia especializada (Graça & Pavanelli 2007, Langeani & Rêgo 2014, Ota *et al.*, 2018) e auxílio de especialista.

Os indivíduos capturados tiveram sua biometria aferida para obtenção dos seguintes dados: peso corporal, comprimento total e padrão (medida anteroposterior do focinho até o pedúnculo caudal) (Figura 6).

Ainda em cada ponto de amostragem foram aplicados 10 lances de arrastos e peneiras, com intuito de capturar espécies de menor porte ou alevinos de espécies maiores. Os métodos de amostragem e o esforço amostral foram padronizados para comparação entre os pontos e entre as estações.

### 3.3 Índices biológicos

Para avaliar o potencial da assembleia de peixes como bioindicador da qualidade da água do rio Formiga e testar as hipóteses H3 e H4, foram calculados os seguintes índices ecológicos: Constância de ocorrência (Dajoz 1983) que mostra a distribuição das espécies durante as campanhas amostrais, agrupando as espécies nas seguintes categorias: espécies constantes – com presença em mais de 50% das amostras; espécies acessórias – com presença em 25 a 50% das amostras e espécies acidentais – presentes em menos de 25% das amostras. Também foram calculados o índice de diversidade de Shannon ( $H'$ ) e o índice de equitabilidade de Pielou ( $J$ ). Os índices foram calculados pelo software PAST®.

Para complementar os dados bióticos, calculou-se ainda o índice de qualidade integrado (IQI) utilizando o número total de indivíduos por local de amostragem, o número de espécies e  $H'$  (Lopes *et al.*, 2010) e o índice de integridade biótica (IIB) adaptado de Karr (1981) e Fisch *et al.*, (2016). O IIB propõe descrever a qualidade ambiental do rio através de atributos biológicos encontradas na comunidade de peixes, principalmente a taxocenose e composição trófica. Das categorias propostas pelos autores, foram utilizadas as que estão expressas na tabela 3.

Tabela 3. Atributos biológicos do índice de integridade biótica. Esp. (espécies).

<b>Atributos</b>	<b>% ideal</b>	
<b>Composição e riqueza de espécies</b>	<b>Characiformes</b>	<b>&gt; 38%</b>
	<b>Siluriformes</b>	<b>&gt; 50%</b>
	<b>Perciformes</b>	<b>&gt; 5%</b>
	<b>Esp. intolerantes</b>	<b>&gt; 2,5%</b>
	<b>Esp. muito tolerantes</b>	<b>0</b>
<b>Composição trófica</b>	<b>Onívoros</b>	<b>&lt; 20%</b>
	<b>Invertívoros</b>	<b>&gt; 2%</b>
	<b>Ictiófagos</b>	<b>&gt; 3%</b>

Fonte: Adaptado de: Karr, 1981; Fisch *et al.*, 2016.

Pra um melhor diagnóstico da taxocenose do rio Formiga, foi calculada a captura por unidade de esforço (CPUE). A CPUE foi calculada através da divisão do número de peixes capturados pelo esforço de captura (e.g. metragem das redes utilizadas) por ponto amostral. Para efeitos de bioindicação, os cálculos de CPUE podem revelar a situação ambiental de um determinado local, sendo que locais com altas CPUE's estão associadas à boa qualidade da água e enquanto que baixas CPUE's estão associadas a sistemas aquáticos fortemente degradados (Silva & Cardoso, 2014). Esse índice foi calculado apenas para os peixes capturados nas redes de emalhar, deixando fora os peixes capturados com arrasto e peneiras, sendo esta, a metodologia utilizada para este índice.

Os índices IIB e IQI foram calculados por ponto amostral e por estação (seca e chuvosa), depois a média foi calculada por área (Preservada e Degradada). Para os cálculos de CPUE, IIB e IQ foi utilizado o programa Excel da Microsoft®.

A identificação das Guildas tróficas e grupos ecológicos foram realizados a partir de trabalhos já publicados sobre as espécies levantados.

As guildas tróficas das espécies (Onívoro, Detritívoro, Ictiofago, Herbívoro, Algívoro, Insetívoro, Carnívoro e Invertívoro) foram definida segundo: Agostinho *et al* (1997) Velludo (2011) Gandini (2012), Pereira *et al* (2012), Luiz (2014), Souza (2012), Oliveira (2018), Alves *et al* (2016), Gomiero *et al* (2007), Zaganini (2009), Souto *et al* (2016), Luiz (2014), Aranha & Caramaschi (1999).

As guildas tróficas foram descritas de acordo com Santos (2013).

- **Detritívoros:** espécies que se alimentam principalmente matéria orgânica em estágio avançado de decomposição;
- **Herbívoros:** espécies que se alimentam predominantemente algas e/ou vegetais;
- **Invertívoros:** espécies que se alimentam principalmente invertebrados, sem qualquer predominância;
- **Insetívoros:** espécies que se alimentam predominantemente de insetos.
- **Carnívoros:** espécies que se alimentam principalmente itens de origem animal, abrangendo vertebrados e invertebrados, sem qualquer predominância;
- **Onívoros:** espécies que se alimentam vastamente de itens de origem vegetal e animal, sem qualquer predominância;
- **Ictiófagos:** espécies que se alimentam principalmente peixes.

E por Santiago (2011).

- **Algívora:** espécies que alimentam-se de algas;

Os grupos ecológicos (tolerantes e intolerantes) foram definidos de acordo com: Manoel *et al* (2019), Machado (2017), Teresa & Casatti (2010), Vidotto & Paes (2016), Castro (2012), Schulz & Martins-Júnior (2001).

### 3.4 Qualidade da água do rio Formiga.

Os fatores físico-químicos da água foram analisados através da sonda multiparâmetros modelo 900p, marca OEM, onde são acoplados 4 sensores com o aferimento dos seguintes parâmetros: pH, condutividade, oxigênio dissolvido e temperatura, foram aferidas 4 medições alternadas em cada ponto amostral, onde foram coletados dados em ambas as

margens e no centro do rio e calculada a média aritmética dos resultados obtidos, o valor obtido foi utilizado como o resultado da amostragem. intervalo da análises foi de 3 meses, que abrangeram os meses de junho, setembro e dezembro de 2018 e março de 2019.

### 3.5 Protocolo de habitats

Devido a importância da estrutura física do hábitat na determinação da qualidade dos ecossistemas aquáticos e da influência desse na ictiofauna (Lazorchak *et al.* 2002), é necessário caracterizar o entorno. Uma ferramenta eficaz, rápida e barata utilizada para esse fim é o protocolo de avaliação de habitats físicos (anexos 1 e 2) que é uma avaliação qualitativa proposta por Callisto *et al.* (2002), modificada por Carvalho *et al.* (2014) e Radkte (2015) que avalia 22 parâmetros, que são:

1. Tipo de ocupação das margens do corpo d'água;
2. Erosão próxima e ou nas margens do rio e assoreamento do seu leito;
3. Alterações antrópicas;
4. Cobertura vegetal no leito;
5. Odor da água;
6. Oleosidade da água;
7. Transparência da água;
8. Odor do sedimento (fundo);
9. Oleosidade de fundo;
- 10 e 11. Tipo de fundo;
12. Extensão de rápidos;
- 13 e 14. Frequências de rápidos;
15. Deposição de lama;
16. Depósitos sedimentares;
17. Alterações no canal do rio;
18. Características do fluxo das águas;
19. Presença de vegetação ripária;
20. Estabilidade das margens;
21. Extensão da vegetação ripária;
- e 22. Presença de plantas aquáticas.

Os parâmetros do protocolo de habitats possuem três critérios (4, 2 e 0) de atribuição de pontuação (anexo 1) e quatro critérios de avaliação e de distribuição (5, 3, 2 e 0) para cada parâmetro (anexo 2). Cada pontuação foi distribuída de acordo com a situação analisada *in loco* e o valor final do protocolo de avaliação foi a somatória dos pontos atribuídos a cada parâmetro analisado individualmente sendo que, quanto maior a pontuação de cada parâmetro melhor é sua condição ambiental (Brito *et al.* 2016).

Callisto *et al.*, (2002), definem que a pontuação final aponta as condições de preservação e das condições ecológicas do corpo d'água e deliberam três níveis de preservação: 0 a 40 pontos indicam trechos impactados, 41 a 60 pontos trechos alterados e superior a 61 pontos trechos naturais.

O protocolo foi aplicado uma vez em cada ponto no mês de setembro de 2019.

### 3.6 Análises Estatísticas

Para testar H1 e verificar se houve separação dos pontos amostrais em função dos resultados obtidos na aplicação do protocolo foi realizada análises de variância (One-Way ANOVA) utilizando PAST®, as variáveis abióticas também foram comparadas por teste de média. Ainda foi realizado, no Programa R®, análises de componentes principais (PCA) para verificar quão distante (ou diferente) são as áreas naturais (P1 a P3) e degradadas (P4 a P6) sendo levada em consideração a qualidade ambiental, aqui definida pela combinação das 4 variáveis abióticas (temperatura, OD, CE, pH), sem levar em conta as estações sazonais.

A PCA é uma análise multivariada comumente aplicada a dados ambientais, ela se baseia na correlação e covariância entre as variáveis coletadas, e a partir do cálculo de autovalores e autovetores, podendo-se realizar a redução dimensional dos dados e analisar os padrões principais de variabilidade presentes (Tabachnick & Fidell, 2001).

Para testar a H3 foi feita a Análise de Espécies Indicadoras (Dufrêne & Legendre, 1997) também no software R®, pacote estatístico *indicspecies*, para verificar se há espécies que indicam o ambiente preservada e/ou o ambiente degradado, tanto considerando a interação ambiente x pontos amostrais, só o ambiente ou só as estações de coleta. O índice foi estimado por 999 permutações do dado original, baseado na abundância relativa das espécies capturadas. Para ser considerada uma espécie indicadora, essa deve apresentar valores de indicação significantes ( $p \leq 0,05$ ). Para testar a H4, foram comparados os índices biológicos de cada área (à montante do lançamento de efluente e à jusante), além de análise qualitativa das espécies encontradas.

## **4 RESULTADOS e DISCUSSÃO**

### **4.1 A ictiofauna do Rio Formiga**

No levantamento amostral do rio Formiga foram capturados 847 exemplares pertencentes a 5 ordens, 10 famílias, 22 gêneros e 25 espécies (tabela 4) (Anexo I). Dentre as espécies registradas 56% pertencem à ordem Characiformes, o que já era esperado, haja vista que este grupo é dominante dentre os peixes de água doce da América do Sul (Britski *et al.*, 2007), bem como a família Characidae, a maior deste grupo. As ordens Siluriformes e Perciformes contemplaram 16% cada uma, seguida pelas ordens Perciformes e Cyprinodontiformes 8% e 4% respectivamente. As espécies levantadas no rio Formiga, representam 21,95% das espécies inventariadas por Santos (2010) na bacia do rio Grande. Dentre as espécies registradas no rio Formiga, nenhuma é considerada endêmica ou está presente nas listas de espécies ameaçadas de extinção baseada em revisão das listas das espécies

da fauna ameaçadas de extinção do Estado de Minas Gerais (Minas Gerais, 2010) e no livro Vermelho da Fauna Ameaçada de extinção (ICMBio, 2018).

**Tabela 4.** Lista de espécies capturadas nas quatro campanhas de levantamento de ictiofauna do rio Formiga, mostrando a ordem, família, espécies e nomes vernaculares e destaca as espécies não nativas.

<b>Espécies</b>	<b>Nome vernacular</b>
<b>ORDEM CHARACIFORMES</b>	
<b>Família Curimatidae</b>	
<i>Steindachnerina inculpita</i> (Fernández-Yépez, 1948)	Saguirú
<b>Família Anostomidae</b>	
<i>Leporinus friderici</i> (Bloch, 1794)	Piau-três-pintas
<i>Schizodon nasutus</i> Kner, 1858	Piau-branco
<b>Família Characidae</b>	
<i>Astyanax fasciatus</i> (Cuvier, 1819)	Piaba-do-rabo-vermelho
<i>Astyanax lacustris</i> (Lütken, 1875)	Piaba-do-rabo-amarelo
<i>Astyanax paranae</i> Eigenmann, 1914	Lambari
<i>Piabarcus stramineus</i> (Eigenmann, 1908)	Piabinha
<i>Hemigrammus marginatus</i> Ellis, 1911	Piabinha
<i>Hyphessobrycon</i> sp.	Piabinha
<i>Knodus moenkhausii</i> Eigenmann & Kennedy, 1903	Piabinha*
<i>Oligosarcus paranensis</i> (Menezes & Géry, 1983)	Peixe-cachorro
<i>Hasemanina</i> sp.	Piabinha
<b>Família Erythrinidae</b>	
<i>Hoplias intermedius</i> (Günther, 1864)	Trairão
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	Traíra
<b>ORDEM SILURIFORMES</b>	
<b>Família Callichthyidae</b>	
<i>Callichthys callichthys</i> Linnaeus, 1758	Camboatá*
<b>Família Heptapteridae</b>	
<i>Cetopsorhamdia iheringi</i> Schubart & Gomes, 1959	Bagre
<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	Bagre
<b>Família Pimelodidae</b>	
<i>Pimelodus maculatus</i> Lacepède, 1803	Mandi-amarelo
<b>ORDEM GYMNOTIFORMES</b>	
<b>Família Gymnotidae</b>	
<i>Gymnotus sylvius</i> Albert & Fernandes-Matioli, 1999	Sarapó
<b>ORDEM CYPRINODONTIFORMES</b>	
<b>Família Poeciliidae</b>	
<i>Poecilia reticulata</i> Peters, 1859	Barrigudinho*
<i>Phalloceros caudimaculatus</i> Hensel, 1868	Barrigudinho*
<b>ORDEM CICHLIFORMES</b>	
<b>Família Cichlidae</b>	
<i>Cichlasoma paranaense</i> Kullander, 1983	Acará
<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	Cará
<i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus, 1758)	Tilápia*
<i>Tilapia rendalli</i> (Boulenger, 1897)	Tilápia*

Fonte: O próprio autor, 2018/2019. \* Espécies não nativas.

A representatividade das famílias ocorreu com a predominância da família Characidae com maior riqueza específica - 36 %, seguida pela família Cichlidae com 16%. As famílias Anostomidae, Poeciliidae, Heptapteridae e Erythrinidae com 8% cada e as famílias Callichthyidae, Curimatidae, Pimelodidae e Gymnotidae apresentando apenas uma espécie com 4% de representatividade cada uma, apresentando menor riqueza específica.

Dentre os peixes capturados a espécie mais representativa em número foi o *Astyanax lacustris* – Lambari do rabo amarelo, com 182 exemplares e em biomassa foi a Traíra, *Hoplias malabaricus*, com 10.740 g. O maior exemplar amostrado foi um trairão - *Hoplias intermedius*, com 39 cm de comprimento total e 700 g de peso corporal. A média de comprimento total dos exemplares capturados foi de 10,4 cm e do peso corporal foi de 48 g e a biomassa total capturada foi de 35.735,9 g (tabela 5).

Dentre as espécies capturadas, 6 são consideradas não nativas na bacia do rio Grande, *Callichthys callichthys*, *Knodus moenkhausii*, *Oreochromis niloticus*, *Phalloceros caudimaculatus*, *Poecilia reticulata* e *Tilapia rendalli*, essas espécies causam prejuízos sobre os ecossistemas uma vez que competem com as espécies nativas por recursos, podendo excluí-las e assim desequilibrando o meio (Bellay *et al.*, 2016, Souza *et al.*, 2009, Orsi *et al.*, , 2016) provocando alterações nas guildas tróficas através da predação e competição, (Barros *et al.*, 2012), e na riqueza de espécies nativas (Latini & Petrere, 2004). Essas espécies são consideradas por Souza *et al.* (2009) como poluentes biológicos por provocarem perda de biodiversidade.

Tabela 5. Número de indivíduos capturados, e a biometria por espécie. Max (máxima), Min (Mínima), Med (média).

ESPÉCIE	Nº	Comprimento total (cm)			Peso corporal (g)			Soma
		Mín	Máx	Méd	Mín	Máx	Méd	
<i>Astyanax fasciatus</i>	36	3,5	13,0	9,9	0,5	28,0	15,5	557,6
<i>Astyanax lacustris</i>	182	3,0	22,0	9,2	0,3	117,0	15,4	2.722,4
<i>Astyanax paranae</i>	24	4,5	10,0	6,6	1,2	16,0	5,1	112,6
<i>Piabarcus stramineus</i>	1	5,0	5,0	5,0	0,6	0,6	0,6	0,6
<i>Callichthys callichthys</i>	58	8,5	22,0	14,5	7,0	181,0	59,1	3.425,0
<i>Cetopsorhamdia iheringi</i>	16	3,0	6,0	4,5	0,2	2,0	0,9	10,3
<i>Cichlasoma paranaense</i>	10	6,0	14,0	9,6	9,0	78,0	32,1	257,0
<i>Geophagus brasiliensis</i>	83	4,0	20,0	11,9	1,2	137,0	36,9	2.949,2
<i>Gymnotus sylvius</i>	7	18,0	32,0	25,8	17,0	134,0	64,0	448,0
<i>Hasemania sp.</i>	3	3,2	3,5	3,4	0,4	0,6	0,5	1,5
<i>Hemigrammus marginatus</i>	50	3,5	4,0	3,5	0,4	1,0	0,6	14,6
<i>Hoplias intermedius</i>	7	18,0	39,0	31,6	52,0	700,0	322,4	2.257,0
<i>Hoplias malabaricus</i>	61	15,0	36,0	24,8	6,0	570,0	182,1	11.109,8
<i>Hyphessobrycon sp.</i>	2	3,5	4,0	3,8	0,4	0,6	0,5	1,0

Continua

<i>Knodus moenkhausii</i>	38	2,5	8,5	4,1	0,2	8,5	1,2	44,7
<i>Leporinus friderici</i>	34	14,0	32,0	22,0	44,0	411,0	139,4	4.741,0
<i>Oligosarcus paranensis</i>	3	6,0	15,0	10,5	35,0	38,0	36,5	73,0
<i>Oreochromis niloticus</i>	20	2,5	35,0	18,8	3,0	858,0	208,8	4.175,2
<i>Phalloceros caudimaculatus</i>	13	2,5	4,5	3,2	0,2	1,0	0,4	5,0
<i>Pimelodus maculatus</i>	3	24,0	26,0	24,8	142,0	172,0	159,0	477,0
<i>Poecilia reticulata</i>	175	2,0	4,5	2,7	0,1	1,2	0,3	35,0
<i>Rhamdia quelen</i>	11	4,0	29,0	17,6	0,6	244,0	76,7	843,6
<i>Schizodon nasutus</i>	3	33,0	36,5	34,8	359,0	544,0	459,3	1.378,0
<i>Steindachnerina insculpita</i>	5	9,0	12,5	11,0	9,0	24,0	17,2	86,0
<i>Tilapia rendalli</i>	2	5,5	6,0	5,8	5,1	5,7	5,4	10,8
<b>Total Geral</b>	<b>847</b>	<b>2,0</b>	<b>39,0</b>	<b>10,4</b>	<b>0,1</b>	<b>858,0</b>	<b>48,0</b>	<b>35.735,9</b>

Fonte: O próprio autor, 2018/2019.

A classificação por guilda trófica das espécies e o índice de constância de ocorrência de Dajoz (1978) estão apresentados na tabela 6.

Tabela 6. Guilda trófica, grupo ecológico e índice de Constância da ictiofauna registrada no rio Formiga.

ESPÉCIE	GUILDA TRÓFICA	GRUPO ECOLOGICO	INDICE DE CONSTÂNCIA	IC %
<i>Astyanax fasciatus</i>	Onívoro	Tolerante	Constante	4,25%
<i>Astyanax lacustris</i>	Onívoro	Tolerante	Constante	21,48%
<i>Astyanax paranae</i>	Onívoro	Intolerante	Constante	2,80%
<i>Piabarcus stramineus</i>	Herbívoro	Intolerante	Acidental	0,10%
<i>Callichthys callichthys</i>	Onívoro	Tolerante	Constante	6,80%
<i>Cetopsorhamdia iheringi</i>	Invertívoro	Intolerante	Constante	1,87%
<i>Cichlasoma paranaense</i>	Insetívoro	Tolerante	Constante	1,18%
<i>Geophagus brasiliensis</i>	Onívoro	Tolerante	Constante	9,79%
<i>Gymnotus sylvius</i>	Onívoro	Intolerante	Constante	0,80%
<i>Hasemania sp.</i>	Onívoro	Intolerante	Acessória	0,35%
<i>Hemigrammus marginatus</i>	Onívoro	Intolerante	Constante	5,90%
<i>Hoplias intermedius</i>	Ictiofago	Intolerante	Constante	0,80%
<i>Hoplias malabaricus</i>	Ictiofago	Tolerante	Constante	7,20%
<i>Hyphessobrycon sp.</i>	Onívoro	Intolerante	Acidental	0,25%
<i>Knodus moenkhausii</i>	Algívora	Tolerante	Constante	4,45%
<i>Leporinus friderici</i>	Onívoro	Intolerante	Acessória	4,00%
<i>Oligosarcus paranensis</i>	Ictiófago	Intolerante	Acessória	0,35%
<i>Oreochromis niloticus</i>	Onívoro	Tolerante	Constante	2,30%
<i>Phalloceros caudimaculatus</i>	Onívoro	Tolerante	Acessória	1,50%
<i>Pimelodus maculatus</i>	Onívoro	Tolerante	Acessória	0,35%
<i>Poecilia reticulata</i>	Detritívoro	Tolerante	Constante	21%

Continua

<i>Rhamdia quelen</i>	Onívoro	Tolerante	Constante	1,30%
<i>Schizodon nasutus</i>	Herbívoro	Intolerante	Acessória	0,35%
<i>Steindachnerina insculpta</i>	Detritívoro	Intolerante	Constante	0,60%
<i>Tilapia rendalli</i>	Onívoro	Tolerante	Acidental	0,23%

Fonte: O próprio autor, 2019.

A guilda trófica apresentou os seguintes resultados: 60% Onívoros, 12% ictiófagos, 8% herbívoros, 8% detritívoros e invertívoros, insetívoro e Algívoro com 4% cada.

A espécie *Poecilia reticulata*, com maior representatividade na área com influência antrópica, é uma espécie considerada oportunista (Westneat, 1995, Pinto & Pires, 2004, Silva (1985). Segundo Silva (1985) essa espécie tem a capacidade de sobreviver em águas com baixo teor de OD e alto teor de matéria orgânica. Os indivíduos de *P. reticulata* são capazes de se alimentarem de detritos depositados no fundo, principalmente em locais que recebem grandes quantidades de matéria orgânica como é o caso dos pontos P4, P5 e P6 (área degradada). Esta característica permite a colonização e alta taxa de reprodução desta espécie (Navarro *et al.*, 2007).

As espécies *O. niloticus* e *C. callichthys* foram capturadas em três das quatro campanhas e apenas nos pontos de forte degradação, já a espécie *P. reticulata* foi registrada em todas as campanhas e em todos os pontos amostrais, podendo ser consideradas como constantes, independente do fluxo de água ou período sazonal. Ainda no ponto P5 a espécie *P. reticulata* foi a única capturada nas campanhas 1 e 2.

A espécie *Phalloceros caudimaculatus* é apresentada por Dufech (2009) como sendo uma espécie adaptada a condições ambientais diversas, podendo colonizar qualquer tipo de ambiente aquático. Ainda Nassin (2009) associou a alta presença e dominância das espécies *P. caudimaculatus* e *P. reticulata* a ambientes degradados.

*Piabarcus stramineus* é um caracídeo de pequeno porte, considerado por Castro (2015) como espécie sensível à poluição ambiental e um indicador de boa qualidade ambiental. A presença de espécies sensíveis à poluição em um curso d'água é um critério importante, essas espécies são as primeiras a desaparecer com o aumento da influência do homem devido à degradação da qualidade da água, degradação do habitat ou à combinação dos dois (Araújo, 1998).

Em seus estudos com a espécie *A. Lacustris* (Orsi *et. al* 2004) relata que ela possui grande flexibilidade em colonizar diferentes ambientes, como estratégias que lhes proporciona sucesso na ocupação desses locais, com ajustes a diversas situações ambientais, com certos limites as situações físicas desses ambientes.

*Astyanax fasciatus* é uma espécie de pequeno porte com comprimento médio de 10 centímetros. Na região Neotropical apresenta ampla distribuição, sendo abundante no Brasil nas mais diversas bacias hidrográficas (Assunção, 2013). Quanto à alimentação, a espécie apresenta hábito onívoro (Reis *et al*; 2003). Araújo (1998) classifica *A. fasciatus* como tolerante à degradação ambiental. Schulz e Martins-Júnior (2001) recomendam o biomonitoramento de *A. fasciatus* para verificar o nível de degradação do ambiente, uma vez que essa espécie, mesmo tolerando certos níveis de degradação, tem sua função reprodutiva afetada com o aumento da poluição ambiental.

A espécie *H. malabaricus* é um peixe carnívoro, predominantemente ictiófago, de porte maior que consegue sobreviver em corpos d'água muito restritos. Tem um poder extraordinário de adaptação, sendo capaz de resistir a condições muito adversas (Santana, 2006).

*H. intermedius* é um peixe piscívoro que ocorre em ambientes aquáticos com boa oxigenação. Não realiza migração reprodutiva. Ainda que muito estudado em condições de criação é pouco conhecido sobre seus aspectos biológicos em ambientes naturais. VIEIRA *et. al.* (2015).

*H. marginatus* ocorre em ambientes lóticos e rasos, com cardumes de 30 a 50 exemplares. Apresenta-se como onívora que alimentando-se de larvas e pupas aquáticas de insetos, algas e zooplâncton. Com desova parcelada, com os exemplares em atividade reprodutiva ao longo do ano todo, com maior intensidade no período entre novembro a janeiro. VIEIRA *et. al.* (2015).

*K. moenkhausii* uma espécie de pequeno porte (comprimento total máximo registrado 4,5 cm). ocorrendo em diferentes ambientes aquáticos VIEIRA *et. al.* (2015).

*P. maculatus* habita tanto em ambientes lóticos como lênticos. Alcança a maturidade sexual com cerca de 15,6 cm de comprimento padrão para os machos e 17,8 cm para as fêmeas. O período reprodutivo entre novembro e janeiro. Existem na literatura dúvidas quanto a migração da espécie ser um migrador de longa distância. Com hábito alimentar é onívoro, consome principalmente insetos, moluscos, pequenos peixes e vegetais VIEIRA *et. al.* (2015).

*C. iheringi* espécie de pequeno porte com comprimento padrão máximo registrado 10,6 cm. Corpo delgado e alongado. Dorso marrom-escuro e ventre claro, possui barbilhões

bem desenvolvidos e nadadeira caudal bifurcada, é uma espécie com atividade com predominância noturna VIEIRA *et. al.* (2015).

*R. quelen* habita os diversos ambientes aquáticos. com hábitos noturnos e onívora, que se alimenta de invertebrados aquáticos e terrestres, material de origem vegetal e ocasionalmente de peixes, com desova é parcelada, ocorrendo ao longo de quase todo o ano, com predominância entre outubro e janeiro VIEIRA *et. al.* (2015).

*G. brasiliensis* tem preferência por ambientes lênticos, contudo pode ocorrer em praticamente todo tipo de sistema como rios, córregos, lagoas, reservatórios e até estuários. Os machos possuem maior tamanho e com colorido mais brilhante que as fêmeas, principalmente durante o período reprodutivo. Com reprodução ocorrendo ao longo de todo o ano, mas com maior intensidade durante o período chuvoso VIEIRA *et. al.* (2015).

*T. rendalli*, com alimentação que inclui organismos encontrados no sedimento e detritos orgânicos em quantidades menores. O período reprodutivo ocorre ao longo de todo o ano. Coloniza com sucesso os ambientes aquáticos onde é introduzida VIEIRA *et. al.* (2015).

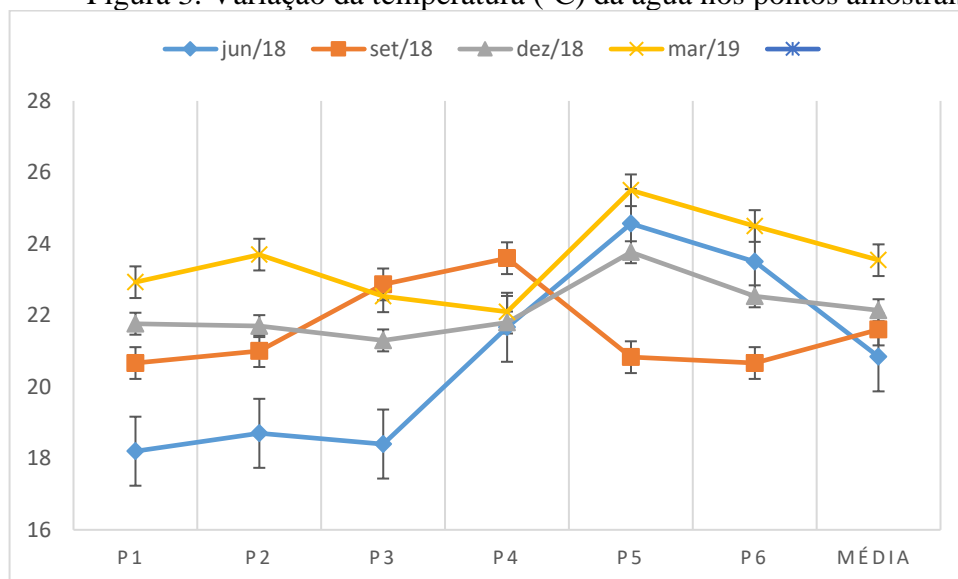
O cálculo de constância de ocorrência de Dajoz (1978) permite evidenciar quais as espécies da comunidade são migrantes ou residentes (Pavanelli *et al.*; 2007). Este trabalho apresentou 64% de espécies constantes, 24% de espécies acessórias e 12% de espécies acidentais. De acordo com o cálculo de constância as espécies apresentaram o seguinte padrão de ocorrência no sentido cabeceira/foz: (Constantes: P1= 7, P2=11, P3=8, P4=7, P5=10, P6=10), (Acessórias; P2=1, P3=1, P5=4, P6=7) e (Acidentais: P2=1, P6=2) (Cf. tabela 6), demonstrando que as espécies constantes superam as acidentais e acessórias, contudo no sentido foz/cabeceira esse número teve poucas variações. Segundo Lemes e Garutti (2002) as espécies constantes são um indicativos da habilidade biológica, sendo que essas possuem melhor capacidade de explorar os recursos ambientais disponíveis e esta habilidade estaria relacionada com o hábito alimentar onívoro, o qual permite a exploração de alimentos tanto de origem animal como vegetal (Casemiro *et al.*, 2002). Espécies com este hábito alimentar em questão representa 52% das espécies capturadas neste levantamento (tabela 6), corroborando com Karr (1981) no que diz respeito à bioindicação, que afirma que locais com muitos onívoros (acima de 20%), podem estar sofrendo pressões antrópicas.

## 4.2 Parametros abióticos

A temperatura da água do rio Formiga variou de acordo com o clima regional da cidade, sendo os meses de junho e julho os de temperaturas mais baixas e nos meses de outubro a fevereiro as mais elevadas (Figura 8). A temperatura está intimamente ligada à velocidade das reações químicas, a solubilidade de substâncias e ao metabolismo dos organismos presentes no meio aquático (Gorgen 2010). Claramente, observa-se um aumento da temperatura média dos pontos amostrais à medida que se desce o rio, principalmente a partir do P4, já dentro da malha urbana. O P5 foi onde obteve-se os maiores valores, e isso é devido ao aporte de esgoto bruto nesse trecho, o que pode ser confirmado por Martins (2005), o qual afirma que a temperatura dos efluentes domésticos é, em geral, superior à das águas de fornecimento, o que se dá pela contribuição de escoamentos de esgotos domésticos que podem aquecer as águas, a qual pode apresentar valores reais mais elevados, do que em águas que não recebem esgotos domésticos.

O P6 apresenta uma leve baixa, provavelmente pela contribuição do seu afluente. O aumento da temperatura da água, mesmo que poucos graus, leva à diminuição da solubilização do oxigênio (Esteves, 2011).

Figura 3. Variação da temperatura (°C) da água nos pontos amostrais



Fonte: O próprio autor – 2018/2019.

O pH do Rio Formiga apresentou valores entre 6,5 e 8, que segundo Kubitzka (2003) é a faixa ideal para manutenção da vida aquática e de acordo com os valores de  $F=1,424$  e  $P=0,255$  não houve diferença significativa entre os pontos amostrais nos períodos avaliados. O potencial hidrogeniônico (pH) indica a condição de acidez, neutralidade ou alcalinidade a partir da presença de sólidos e gases dissolvidos na água. Grandes variações do pH, influencia os

ecossistemas aquáticos naturais, uma vez que tal parâmetro pode regular o equilíbrio químico que ocorre naturalmente (Martins, 2009; Alves, 2014).

A análise de OD revelou condições ideais para a vida aquática para o rio Formiga, tendo o valor máximo de 11,56 mg/L no P1 e mínimo de 7,99 mg/L no P5, porém não houve diferença significativa entre os pontos amostrais nos períodos avaliados devido ao coeficiente de variação dos dados. A ausência de ambiente lântico e alto índice de corredeiras nas áreas estudadas, pode ter contribuído para o aumento da concentração de OD (Paula, 2011). Mesmo com o aporte de efluentes doméstico oriundo da cidade, o rio Formiga não apresenta uma queda brusca na sua concentração de OD no trecho amostrado, evidenciando a importância do poder de autodepuração do corpo d'água provavelmente pela presença de corredeiras causando a oxigenação da água e da contribuição de afluentes, diluindo os poluentes.

O oxigênio dissolvido (OD) na água é um dos gases mais importantes na dinâmica e na caracterização de ecossistemas aquáticos. As principais fontes de oxigênio para a água são a atmosfera e a fotossíntese (Esteves, 2011, Leira *et al.*, 2017). A concentração de OD é um parâmetro fundamental para caracterizar a qualidade dos sistemas aquáticos e verificar as condições aeróbicas na água provocadas pela eutrofização e poluição orgânica (Carmouze 1994). As concentrações elevadas de OD é essencial para a manutenção da vida dos peixes em qualquer manancial (Leira *et al.*, 2017).

Os valores encontrados para a condutividade elétrica (CE) no Rio Formiga variaram entre 36,6 a 150,7  $\mu\text{s}/\text{cm}$  (figura 9). O comportamento da condutividade elétrica em ambientes aquáticos está muito relacionado ao uso e ocupação do solo na bacia, o que segundo Brandão & Lima 2002 é provocado pela lavagem dos resíduos de sais e poeiras depositadas a folhagem e outras partes das plantas, que são carregados até o corpo d'água e ainda após a passagem do corpo d'água pelo perímetro urbano, onde podem ocorrer alterações no volume de sais na água (Menezes *et. al.* 2016).

Macedo (2002) afirma que o que determina os valores da condutividade elétrica (CE) é a presença de substâncias dissolvidas que se dissociam em ânions e cátions e favorecem a transmissão da corrente elétrica, que também depende da quantidade de sais dissolvidos presentes na água.

A CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB, 2009) considera que águas com valores superiores à 100  $\mu\text{S}/\text{cm}$  podem indicar ambiente impactado por ações antrópicas, já que o lançamento de efluentes elevam a concentração de íons na água.

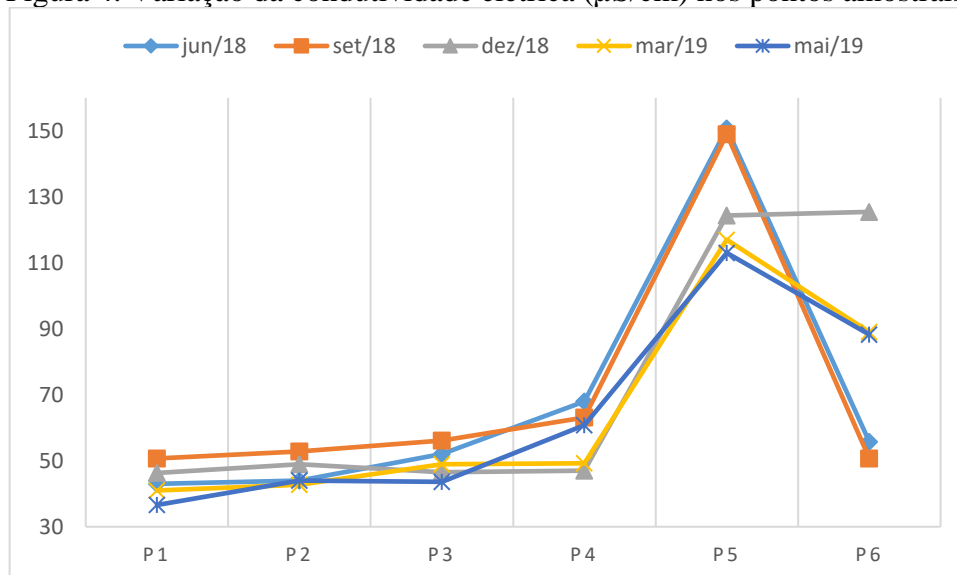
Percebe-se claramente que os pontos amostrais à jusante do município apresentam maiores valores de CE, sendo P5 o ponto mais crítico. Esse ponto está localizado próximo ao

emissário de lançamento de esgoto bruto da cidade, e esse ponto é diferente estatisticamente dos demais ( $F = 16,64$ ;  $p = 0,012$ ).

Mesmo não sendo evidenciado a perda da qualidade da água do rio Formiga pela entrada de esgoto pela variável OD, a CE mostra, indiretamente, que o mesmo apresenta uma perda em sua qualidade, principalmente ao passar pela malha urbana.

O ponto amostral P6 apresenta uma forte redução dos valores para a condutividade, o que pode ser explicado pela entrada de um afluente à montante desse ponto diluindo os efluentes e diminuindo a CE. Porém, cabe salientar que, ao contrário dos demais pontos, P6 apresentou maior variação temporal de CE, tendo valores mais elevados nos períodos chuvosos.

Figura 4. Variação da condutividade elétrica ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) nos pontos amostrais.



Fonte: O próprio autor – 2018/2019.

A condutividade elétrica, além da relação com a composição iônica dos corpos d'água, também pode ser influenciada pelo volume de chuvas (Moura 2010, Iost, 2008, Peixoto et. al. 2017). Em períodos chuvosos, a “lavagem” das rochas levam mais íons para os corpos d'água, e em algumas regiões, principalmente onde predomina rochas sedimentares, a CE pode elevar (Esteves, 2011; Silva *et. al.*, 2007). Pode-se inferir que o afluente à montante de P6 traz para o rio Formiga maior contribuição de íons no período chuvoso.

### 4.3 Protocolo de habitats

A aplicação do protocolo se faz necessária visto que os pontos amostrais apresentam características e atributos que variam de acordo com o relevo, a geologia e as atividades antrópicas ao entorno (Brito, 2016).

Os pontos P1, P2 e P3 tiveram uma pontuação percentual de 83%, 84% e 94% respectivamente, mostrando que em relação ao valor ideal de 100%, estes locais encontram-se em melhor estado de conservação do que os pontos P4, P5 e P6 que apresentaram os valores de 24%, 48% e 48%. Com isso, os pontos P1, P2 e P3, que estão à montante da malha urbana, podem ser considerados como uma área mais preservada enquanto os pontos P4, P5 e P6 podem ser considerados como uma área impactada pela malha urbana. Os atributos que determinaram a pontuação de cada local estão expressos nos anexos 01 e 02.

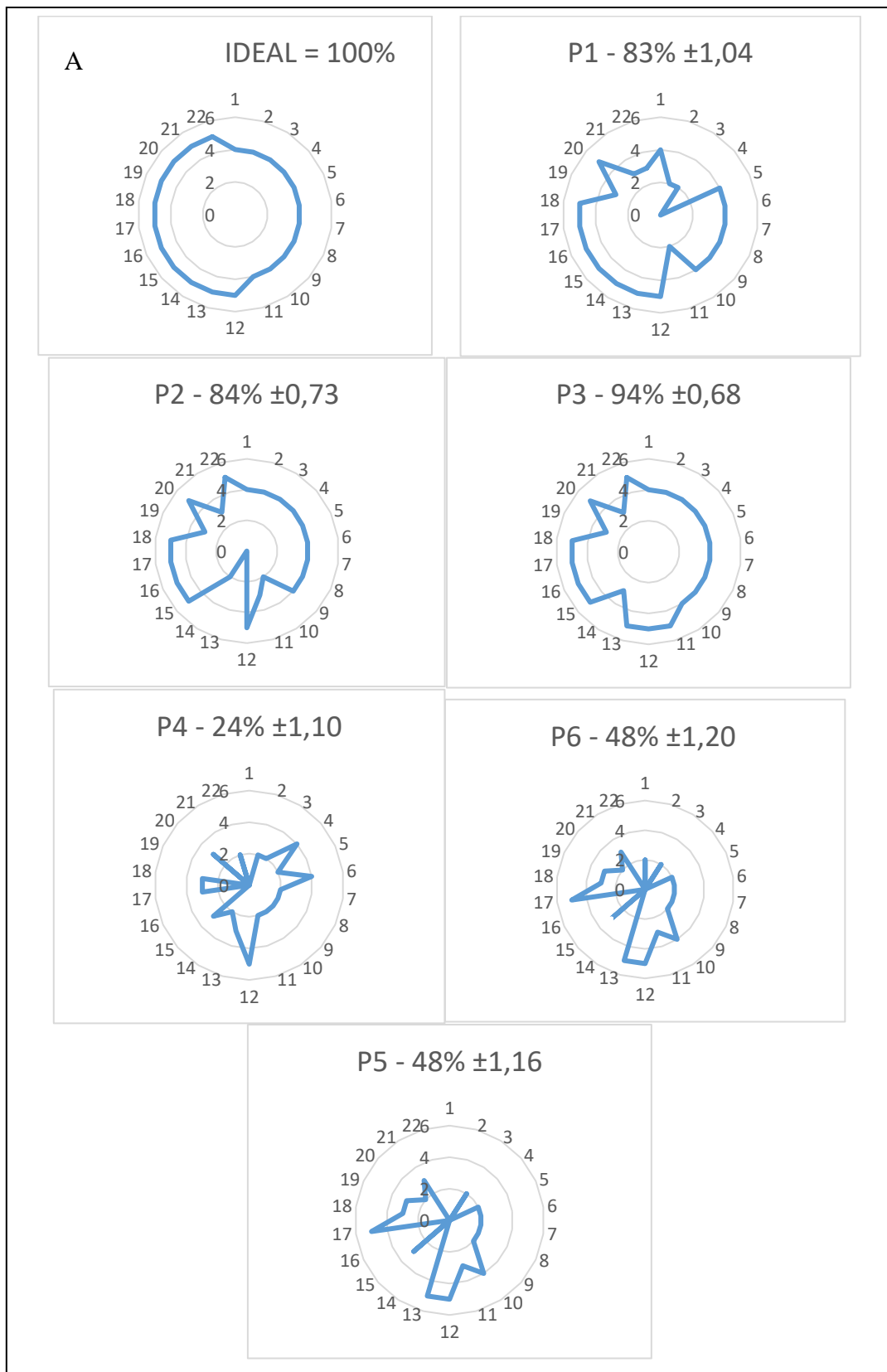
No ponto amostral P1 que obteve a pontuação de 83% apresentou-se como negativo apenas no quesito “presença de habitats”, devido a ausência de galhos, troncos, remansos. O ponto P2, com percentual de 84% apresenta-se com alta preservação ambiental, possuindo como ponto positivo a presença de vegetação ripária bem preservada na margem esquerda, ausência de erosão e com margens estáveis. Os fatores que diminuíram a pontuação desta área foram por apresentar lâmina d’água lisa com muitos rastos e ausência de habitats e vegetação aquática no leito do rio, fundos pobres em cascalhos com predominância arenosa. Com o percentual de 94% o ponto P3, apresenta-se apenas com a vegetação ripária da margem direita em parte substituída por pastagem, com predominância de areia no fundo em diversos locais. Apresenta ainda água de boa qualidade, sem odor, oleosidade ou aparência turva, com pouco influencia antrópica, possui rápidos intercalados com remansos, muitos locais de habitats que caracterizam o local como bem preservado, o que eleva sua pontuação para o protocolo.

O ponto P4 que apresentou a menor percentagem 24%, está localizado no centro da cidade de Formiga, encontra-se sob forte pressão antrópica comercial, industrial e residencial, recebendo carga de esgoto doméstico sem tratamento prévio, com vegetação ripária ausente, tendo seu leito assoreado constantemente, apresentando assim pouca profundidade e muita lama, água com aparência turva, mal cheirosa, com presença de algas filamentosas, poucos remansos. Caracterizado por este protocolo como de baixa qualidade ambiental. Corroborando com o levantamento de ictiofauna que apresentou baixa captura de espécies, apresentando predominância da espécie muito tolerante como a *Poecilia reticulata*. O ponto P5 caracterizado dentre as regiões amostrais pelo parâmetro abiótico da condutividade elétrica como ponto mais degradado, apresentou-se neste estudo com 48% de percentagem, o que também o classifica como degradado, contudo alguns parâmetros como, fundo com presença de pedras e cascalhos, presença de habitats qualificados, alternância ideal de rápidos e remansos e profundidade elevaram a pontuação desse local. A região amostral P6, apresentando também o percentual de 48%, caracterizando-a como de baixa qualidade ambiental, tem como atributo negativo erosão acentuada em suas margens, principalmente na margem esquerda, mesmo com o localização

fora do perímetro urbano, localizada a jusante da cidade, apresentou presença de lixo, água com odor e turbidez acentuada, fundo lamoso, com forte cheiro podre, com nenhuma cobertura vegetal no leito com deposição de sedimentos. Os dados obtidos nos pontos P5 e P6 corroboram com o parâmetro abiótico condutividade elétrica, que os classificam como degradados,

A análise de variância (ANOVA  $F_{2,329} = 11,24$  e  $P < 0,001$ ) demonstra que houve diferença significativa entre os pontos analisados (figura 10).

Figura 5. Resultados do protocolo de habitat, em (A) a simulação do valor ideal onde a área que apresentar maior semelhança com A é considerada melhor preservada, com menor influência antrópica,  $\pm$  desvio padrão, por ponto amostral.



Fonte: O próprio autor - 2019

#### 4.4 Índices Biológicos

Pelos resultados anteriores e a observância da separação dos pontos amostrais pelo protocolo de habitats em dois ambientes distintos, optou-se por trabalhar os índices de diversidade levando em consideração área preservada (P1 a P3) e área degradada (P4 a P6).

O índice de equitabilidade de Pielou revelou que a estação chuvosa (novembro a março) apresentou maiores valores desse índice. Sendo os valores médios de 0,277 para a área preservada e 0,163 para a área degradada. Na estação seca os valores médios foram de 0,191 e 0,086 respectivamente para as áreas preservada e degradada.

Também na estação chuvosa foi observado maiores valores médios do índice de Shannon, 1,55 para a área preservada e 1,83 para área degradada. Já na estação seca, a área preservada apresentou maior valor médio, 1,78, e 0,81 para a área degradada.

No período chuvoso há um aumento no volume de água no rio Formiga, contribuindo para a diluição dos poluentes, aumentando a capacidade de autodepuração da água. Esse é um fator que pode ter contribuído para um maior valor dos índices biológicos nesse período. Além disso, esse período coincide com a piracema, onde há maior movimentação do grupo ictiofaunístico, principalmente aqueles que fazem migrações, mesmo que de curta distância o que faz com algumas espécies recolonizem a área (Mayer, 1998).

O aumento da diversidade da área degradada no período chuvoso também pode ser explicada pela conexão dessa região com o lago de Furnas, e com a piracema o número de espécies aumenta no sentido montante-jusante, visto que ocorre neste mesmo sentido o aumento de requisitos como número de habitats e maior disponibilidade de alimentos (Teixeira *et al.*, 2005).

Outro fator que pode ter influenciado nos resultados é que com o aumento do fluxo do rio, nos pontos P1, P2 e P3, fez com que a quantidade de remansos diminuíssem e as corredeiras aumentassem, o que não é favorável para a metodologia de coleta utilizada onde a armação de redes de emalhar foram dificultadas, diminuindo o sucesso de captura.

Os resultados para o IQI do rio Formiga mostraram que a área considerada degradada tem baixa qualidade ambiental no período seco, porém apresenta o maior valor na no período chuvoso (tabela 7). Isso pode ser explicado pelo maior valor de diversidade Shannon nesse ambiente nesse período.

Flores-Lopes *et al.* (2010) testando a utilização de vários índices ecológicos em assembleias de peixes como instrumento de avaliação da degradação ambiental em programas de monitoramento encontraram que o IQI foi fortemente influenciado pela abundância e riqueza

de espécies, pois esse índice apresentou os maiores valores em locais considerados de pior qualidade ambiental. Esses autores discutem que, em função de algumas espécies apresentarem distribuição de seus indivíduos de forma uniforme ao longo de seus pontos amostrais, poderia influenciar em um índice relativamente alto de diversidade mesmo em um habitat altamente poluído.

Tabela 7. Índices de qualidade integrado do rio Formiga- MG. DS (Degradada seca), NS (Preservada seca), DC (Degradada chuvosa), NC (Preservada chuvosa).

ÍNDICE DE QUALIDADE INTEGRADO POR ESTAÇÃO SAZONAL E REGIÃO AMOSTRAL				
	DS	DC	NS	NC
<b>IQ</b>	1,612	3	2,258	1,663

**Fonte:** O próprio autor, 2018/2019.

Os índices nem sempre retratam a real qualidade de um ambiente. Flores-Lopes *et al.*, (2010) relatam que os índices não são as melhores ferramentas a serem utilizadas em programas de monitoramento ambiental e falam da necessidade da utilização de metodologias diferentes além do estudo profundo da biologia das espécies, seus hábitos e comportamentos, a fim de se obter uma avaliação mais real dos impactos que infligem os ecossistema aquáticos.

Nas últimas campanhas, o número de espécies não nativas na área degradada aumentou, com uma representatividade de 6 espécies (tabela 8). Essa área também apresentou maior numero de espécies tolerantes, em destaque, *Hoplias malabaricus* (Santana, 2006) e *Astyanax lacustris* (Abilhoa, 2005).

Agostinho *et al* (2007) afirmam que espécies com hábito alimentar detritívoro podem dominar locais degradados, o que ocorreu no presente estudo, que apresentou a dominância da espécie detritívora *P. Reticulata* na área degradada (52% dos indivíduos amostrados nessa região no período seco e 31,9% para a região amostral degradada em todas as amostragens ). Essa espécie é considerada bioindicadora baixa qualidade ambiental ( Felipe & Suárez, 2010).

Outro fator observado é a qualidade das espécies levantadas em cada área, sendo que na área preservada esta qualidade permaneceu a mesma, enquanto que na área degradada houve flutuações na qualidade das espécies amostradas entre períodos, onde ocorreu um aumento de 25% nas espécies registradas na estação chuvosa em relação à estação seca. Essa contribuição se deu principalmente pelo ponto amostral P5 que teve apenas 1 espécie amostrada na estação seca e 14 espécies registradas na estação chuvosa, revelando grande alterações na

dinâmica do local. Esse fato pode ser explicado pelo aumento do fluxo de água no período chuvoso, piracema e diluição de poluentes, como já descrito anteriormente. Merlo *et al* (2011) afirmam que a estrutura da assembleia de peixes é alterada com o aumento da qualidade ou da degradação da água, ainda segundo Lujan *et al.*, (2013), as mudanças na qualidade das espécies estão relacionadas com condições abióticas como temperatura, OD, pH e condutividade elétrica, e essas por sua vez, são afetadas pelo volume de água num rio

**Tabela 8.**Ocorrência de espécies por região amostral e período sazonal, DS (Degradada seca), NS (Preservada seca), DC (Degradada chuvosa), NC (Preservada chuvosa).

<b>ESPÉCIES</b>	<b>DC</b>	<b>DS</b>	<b>NC</b>	<b>NS</b>	<b>TOTAL</b>
<i>Astyanax fasciatus</i>	34			2	36
<i>Astyanax lacustris</i>	73	1	49	59	182
<i>Astyanax paranae</i>	1	1	7	15	24
<i>Piabarcus stramineus</i>		1			1
<i>Callichthys</i>	30	28			58
<i>Cetopsorhamdia iheringi</i>			8	8	16
<i>Cichlasoma paranaense</i>	1	1	4	4	10
<i>Geophagus brasiliensis</i>	12	2	20	49	83
<i>Gymnotus sylvius</i>	6	1			7
<i>Hasemania sp.</i>	1	2			3
<i>Hemigrammus marginatus</i>			22	28	50
<i>Hoplias intermedius</i>	1			6	7
<i>Hoplias malabaricus</i>	24	2	13	22	61
<i>Hyphessobrycon sp.</i>	2				2
<i>Knodus moenkhausii</i>	21	15		2	38
<i>Leporinus friderici</i>	34				34
<i>Oligosarcus paranensis</i>				3	3
<i>Oreochromis niloticus</i>	17	3			20
<i>Phalloceros caudimaculatus</i>	3	10			13
<i>Pimelodus maculatus</i>	3				3
<i>Poecilia reticulata</i>	84	78	7	6	175
<i>Rhamdia quelen</i>	3	4	1	3	11
<i>Schizodon nasutus</i>	3				3
<i>Steindachnerina inculpita</i>	4	1			5
<i>Tilapia rendalli</i>				2	2
<b>Total Geral</b>	<b>357</b>	<b>150</b>	<b>131</b>	<b>209</b>	<b>847</b>

Fonte: O próprio autor, 2018/2019.

Dentre as espécies registradas no IIB, na área degradada foram registradas 16% espécies consideradas muito tolerantes enquanto que na área preservada foram 4%. Espécies ictiófagas representaram 12%, porém na campanha da estação seca na área degradada e na chuvosa da área preservada apenas a espécie *Hoplias malabaricus* deste grupo foi registrada, as espécies levantadas são: *Hoplias malabaricus* (tolerante), *Hoplias intermedius* (intolerante) e a espécie *Oligosarcus paranensis* (Intolerante). Barbieri (1989) *apud* Martins (2009),

consideram *H. malabaricus* como uma espécie muito resistente, podendo sobreviver em ambientes com baixos níveis de oxigênio e suportando grandes períodos de jejum, o que contribui para sua ampla dispersão e adaptação fazendo desta espécie um indicador de área degradada, sua representatividade no índice de constância foi 7,2%.

Quantos aos perciformes foram registrados 4 indivíduos, com duas espécies não nativas, *Tilapia rendalli* e *Oreochromis niloticus*, porém de acordo com a porcentagem exigida pelo IIB, as duas espécies nativas *Geophagus brasiliensis* e *Cichlasoma paranaense* são suficientes para a pontuação máxima exigida para o índice. As espécies intolerantes (*A. paranae*, *B. stramineus*, *C. iheringi*, *G. sylvius*, *Hasemania* sp; *H. marginatus*, *H. intermedius*, *Hyphessobrycon* sp; *L. friderici*, *O. paranensis*, *S. nasutus*, *S. insculpta*) apresentaram-se todas acima do valor exigido para a porcentagem (>2,5%). Porém, como era de se esperar, algumas espécies apresentaram-se como raras nas amostragens, com biomassa considerada baixa em relação às espécies tolerantes, apenas as espécies *L. friderici* na área degradada e *H. marginatus* na área preservada apresentaram número e biomassa significativas.

**Tabela 9.** Índice de integridade biótica no rio Formiga – MG.

<b>ÍNDICE DE INTEGRIDADE BIÓTICA</b>					
<b>ESTAÇÕES SAZONAIS</b>		<b>NAT. CHUVOSA</b>	<b>NAT. SECA</b>	<b>DEG. CHUVOSA</b>	<b>DEG. SECA</b>
<b>CATEGORIA</b>	<b>% IDEAL</b>	<b>% REGISTRADA</b>	<b>% REGISTRADA</b>	<b>% REGISTRADA</b>	<b>% REGISTRADA</b>
<b>CHARACIFORMES</b>	> 38%	20%	32%	44%	28%
<b>SILURIFORMES</b>	> 50%	8%	8%	8%	4%
<b>PERCIFORMES</b>	> 5%	8%	12%	12%	12%
<b>ESPÉCIES INTOLERANTES</b>	> 2,5%	12%	24%	32%	20%
<b>ESPÉCIES MUITO TOLERANTES</b>	0	4%	4%	16%	16%
<b>ONÍVOROS</b>	< 20%	20%	28%	44%	24%
<b>INVERTÍVOROS</b>	> 2%	4%	4%	0%	0%
<b>ICTIÓFAGOS</b>	> 3%	4%	12%	8%	4%

Fonte: O próprio autor, 2018/2019.

Como o rio Formiga recebe constantemente os efluentes domésticos da cidade, mudanças podem ocorrer na estrutura trófica favorecendo a espécies onívoras, que são dominantes nas amostragens em que foram registradas. Além desse fator, outros podem interferir diretamente na estrutura trófica de um rio, dentre elas: cobertura vegetal (Etto *et al.*, 2013), pontos erodíveis (Viana & Rocha, 2009), poluição sonora, urbanização, presença de vias de acesso, presença de resíduos sólidos, presença de plantas superiores não nativas (Garcia *et. al* 2018).

Outro fator indicado pela taxocenose é a presença de peixes invertívoros, neste trabalho este grupo ecológico apresentou para a região amostral preservada a proporção de 4% que representa apenas um indivíduo.

De acordo com o IIB os peixes ictiofágos na área degradada tiveram maior representatividade no período de alto fluxo corroborando com Araújo (1998), o qual afirma que este grupo ecológico tende a aumentar sua abundância à medida que a qualidade da água aumenta. As chuvas aumentam o volume caudal, diluindo poluentes podendo melhorar a qualidade das águas (Esteves, 2011; Stassen *et al.*, 2010). Observou-se esse fenômeno principalmente com o parametro condutividade elétrica e com a avaliação do IQI que mostrou maior qualidade ambiental no período chuvoso. Na área preservada esta guilda trófica esteve presente em todas as campanhas de campo, apresentando 3 espécies, *H. malabaricus* e *H. Intermedius* e *O. paranensis*.

Vale ressaltar que a espécie *H. malabaricus* é resistente às alterações ambientais e tem grande tolerância às variações ambientais (Sant'ana, 2006). *H. Intermedius* e *O. paranensis* foram consideradas intolerantes e estão presentes na área preservada. Apesar da espécie *H. Intermedius* também registrar um indivíduo na área degradada na estação chuvosa, de acordo com o IIB isso não revela boa qualidade ambiental da região (Soares, *et al.*, 2011).

Conforme o IIB a área degradada foi caracterizada como de baixa qualidade, devido, principalmente, sua maior porcentagem de espécies muito tolerantes (16%) e onívoras (44%). Dentre os fatores que contribuíram para esta situação é despejo de esgoto bruto da cidade de Formiga nesta região, onde grande quantidade de macropartículas sólidas podem ser observadas macroscopicamente, estas contribuem para que a ictiofauna esteja impedida de colonizar a região, pelo fato da contaminação orgânica da água agir como uma barreira.

Young *et al.* (2014) afirmam que partículas sólidas em suspensão podem obstruir as brânquias dos peixes, matando-os ou reduzindo sua taxa de crescimento e/ou migração. Sólidos em suspensão também diminuem a coluna fótica na água reduzindo a capacidade das algas de produzir alimentos e oxigênio. Stassen *et al.*, (2010) afirmam que com a chegada das chuvas esses sólidos em suspensão na água tendem a diminuir melhorando a qualidade da água.

Os resultados da aplicação do IIB no rio Formiga, estão em concordância com as análises anteriores e com o levantamento da assembleia de peixes, refletindo assim a qualidade ambiental das regiões estudadas. Vidolin (2009) afirma que as alterações, temporal e espacial, na qualidade e quantidade da água, provocam modificações profundas na assembleia de peixes.

A urbanização de áreas ao redor de cursos d'água ocasionam intensas alterações na diversidade da ictiofauna, beneficiando espécies com maior capacidade de adaptação, ou

mesmo podendo extinguir completamente todas as espécies de peixes por ação direta ou indireta do despejo de efluentes domésticos, que são geralmente tóxicos ou prejudiciais para os peixes e/ou seus recursos ( Stassen *et al.*, 2010). Agravando ainda mais a situação, a ictiofauna nativa do rio Formiga também sofre com a introdução de espécies não nativas, que é considerada a segunda maior ameaça às espécies nativas e conservação da diversidade, principalmente na conservação de peixes de água doce (ICMBio, 2018).

A avaliação da CPUE no rio Formiga mostrou para a área degradada, no período seco, capturas relativamente baixas em relação ao período chuvoso, indicando que no período seco existe o agravamento do impacto ambiental gerados nessa região, onde há a dominância de espécies não nativas, melhor adaptadas aos ambiente degradado (tabela 10).

Em relação as espécies pode-se dizer ainda que no período seco elas se apresentaram como tolerantes como: *A. lacustris* (Agostinho *et al.*, 1997), *H. malabaricus* (Agostinho *et al.*, 1997) e *G. Brasiliensis* (Oliveira, 2018), e como espécies não nativas *C. callichthys* e *O. niloticus*. Também as guildas tróficas se apresentaram em pequeno número, com nenhum peixe herbívoro e poucos carnívoros. Ainda poucas espécies intolerantes foram capturadas (*S. insculpita*, *A. paranae*, *G. sylvius*) que apresentaram a CPUE com valores bem abaixo das espécies tolerantes.

Em comparação aos períodos sazonais na área degradada, a CPUE mostrou resultados diferentes, com elevado número de indivíduos no período chuvoso e com espécies nativas mais presentes e poucas espécies não nativas, indicando melhora na qualidade ambiental da região. O que caracteriza que esta região, tem os impactos ambientais atenuados nesse período, como já discutido.

Na área preservada, os valores da CPUE mantiveram-se mais equilibrados independente do período sazonal as espécies se mantiveram no local, indicando melhor qualidade ambiental dessa região que não está diretamente sobre a influência do esgoto doméstico do município de Formiga.

Os maiores resultados de CPUE foram para as espécies onívoras/tolerantes *Astyanax fasciatus*, *Astyanax lacustris*, *Leporinus friderici* e *Geophagus brasiliensis*, a espécie ictiófaga *Hoplias malabaricus* e para as espécies muito tolerantes/onívoras *Callichthys callichthys* e *Oreochromis niloticus*.

Tabela 10. CPUE (captura por unidade de esforço) por região amostral. DC (degradada chuvosa), DS (degradada seca), PC (preservada chuvosa) PS (preservada seca).

CPUE NÚMERO	REGIÃO AMOSTRAL			
	DC	DS	PC	PS
<i>Astyanax fasciatus</i>	3,07	0	0	0,18
<i>Astyanax lacustris</i>	6,61	0,09	4,43	5,34
<i>Astyanax paranae</i>	0,09	0,09	0,63	1,35
<i>Callichthys callichthys</i>	2,71	0,90	0	0
<i>Cetopsorhamdia iheringi</i>	0	0	0,72	0,72
<i>Cichlasoma paranaense</i>	0,90	0,18	0,36	0,36
<i>Geophagus brasiliensis</i>	1,08	0,09	1,81	4,43
<i>Gymnotus sylvius</i>	0,54	0,18	0	0
<i>Hoplias intermedius</i>	0,09	0	0	0,54
<i>Hoplias malabaricus</i>	2,17	0,18	1,17	1,99
<i>Leporinus friderici</i>	3,07	0	0	0
<i>Oreochromis niloticus</i>	1,53	0,90	0	0
<i>Pimelodus maculatus</i>	0,27	0	0	0
<i>Rhamdia quelen</i>	0,27	0,36	0,09	0,27
<i>Schizodon nasutus</i>	0,27	0	0	0
<i>Steindachnerina insculpita</i>	0,36	0,09	0	0

Fonte: O próprio autor, 2019.

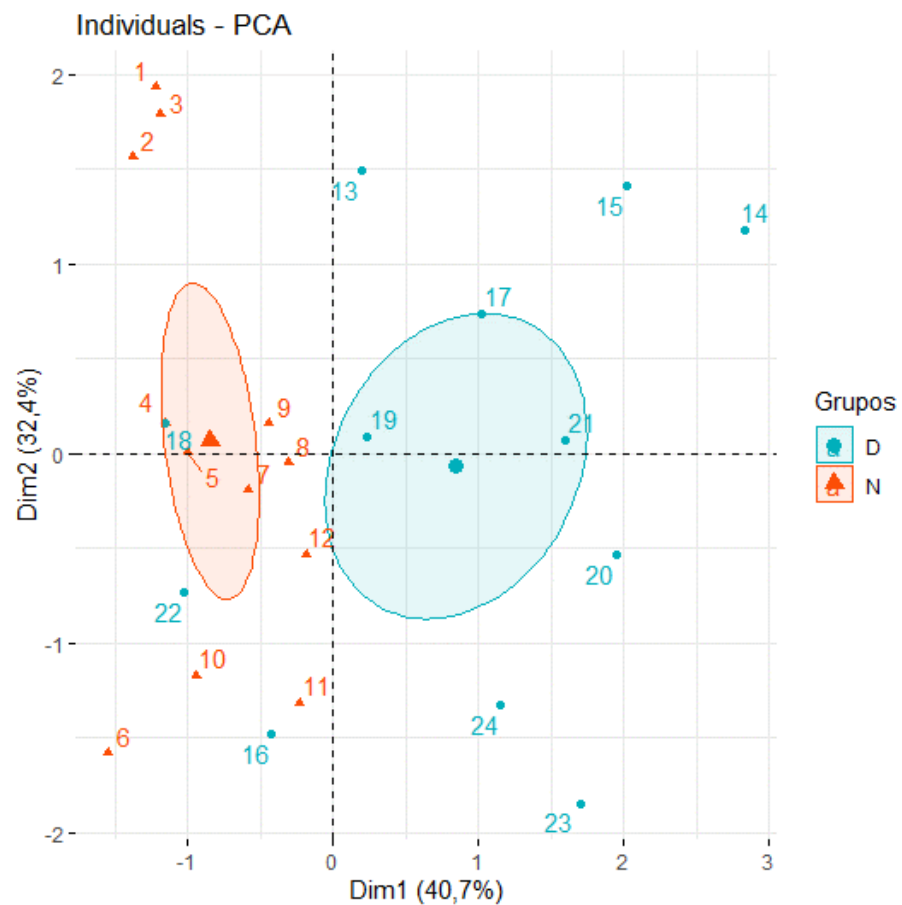
Os cálculos foram aplicados apenas para CPUE em número de espécies, uma vez que a CPUE em biomassa não é recomendada por Lyons *et al.* (1995).

Segundo Paller *et al.*, 1996 (*apud* Araújo, 1998), elevadas CPUE são, na maioria dos casos, associadas à rios com alta riqueza e boa qualidade de água, enquanto que baixas CPUEs estão associadas a sistemas fortemente degradados. Porém, esse autor ressalta que a abundância de peixes é própria de cada sistema, e é um reflexo da capacidade do rio suportar uma comunidade aquática. Números reduzidos de indivíduos para um determinado esforço amostral podem indicar alguma forma de estresse que estaria afetando os requerimentos de sobrevivência de uma assembleia de peixes. Lyons *et al.*, (1995) ainda afirmam que em locais altamente degradados, as assembleias de peixes apresentam características diferentes comparados aos locais mais preservados.

A fim de buscar uma redução na quantidade de dados e avaliá-los conjuntamente, sem perder informação, a PCA (análise de componentes principais) sintetizou-se as discussões realizadas acima em relação à influência da malha urbana na distinção de duas áreas no rio Formiga. Ao avaliar a PCA, sem levar em consideração as estações seca e chuvosa, ou seja, considerando todas as campanhas amostrais como repetições de seus pontos (4 coletas trimestrais em cada área) percebeu-se a formação de dois grupos distintos, onde a área preservada (N) (pontos de 1 a 12) forma um grupo mais coeso, com menor variação dos dados

ao longo do ano. Já a área degradada (pontos 13 a 24), apesar de ser um grupo, apresenta grande distanciamento entre as estações de coleta provando que as variáveis dentro desses pontos tiveram grande coeficiente de variação ao longo do ano e entre pontos amostrais. Os dados coletados da área preservada foram mais homogêneos, esta dimensão do PCA explica aproximadamente 73% do comportamento dos dados, sendo esses valores influenciados pelas variáveis: Temperatura, oxigênio dissolvido, PH e Condutividade elétrica.

Figura 63. Análise de componentes principais mostrando a separação as áreas no rio Formiga sem levar em consideração o período amostral.



Fonte: O próprio autor, 2019.

#### 4.5 Bioindicadores

Através da análise de espécies indicadoras verificou-se que ao separar as espécies em dois grupos, por estações (seca e chuva), não houve seleção de nenhuma espécie indicadora ( $p > 0,05$ ). Quando foi realizado o agrupamento em função da área preservada e da área degradada, sem levar em consideração a estação do ano, houve a seleção de duas espécies como indicadoras do ambiente degradado, *A. lacustris* ( $p = 0,0073$ ) e *G. brasiliensis* ( $p = 0,0189$ ). Quando a análise foi realizada levando em consideração a separação de ambiente (preservada e degradado) e interação com a estação do ano (seca e chuva), *A. lacustris* ( $p = 0,0243$ ) foi a única selecionada como indicadora na área degradada.

Mesmo sendo significativo o teste, o valor individual dessas espécies não conseguiram determinar se essas são verdadeiramente indicadoras, ou seja, aquelas que apresentam alta fidelidade (espécies que ocorrem em todos os locais de determinada área) e alta especificidade (espécies que ocorrem apenas em um local de uma determinada área) (Dufrene, 1997), refutando assim a H3. Isso ocorre porque essas espécies não foram exclusivas da área degradada.

Porém, dados de literatura apontam a alta abundância dessas espécies pode ser utilizadas para indicar ambientes perturbados. Carvalho (2015) em seus estudos de peixes do ribeirão Cambé, na cidade de Londrina revelou que *G. brasiliensis* possui características como tolerância a hipóxia, possui plasticidade reprodutiva e alimentar sendo capaz de consumir alimentos fora de sua dieta, sendo capaz de se adaptar aos mais diversos ambientes seja eles naturais ou degradados. Abelha e Goulart (2004), Lemes e Garutti (2002) relataram que as espécies *G. brasiliensis* e *A. lacustris* foram capazes de resistir a um derramamento de óleo automotivo queimado, sendo registrada em todo período de permanência do óleo na água.

Na área preservada, a não significância do teste pode ser devido ao baixo número de indivíduos encontrados na área ou a ausência da espécie em alguma coleta, como foi o caso de *Cetopsorhamdia iheringi*. Porém, esperava-se que a *H. marginatus* fosse apontada pelo teste como uma indicadora, uma vez que está presente apenas na área preservada e teve abundância considerável nas campanhas amostrais. Essa espécie foi apontada como intolerante pelo IIB mas não foi encontrado na literatura relatos sobre seu potencial de bioindicador de qualidade ambiental.

A sensibilidade aos poluentes faz dos peixes ótimos bioindicadores (Lupi *et al* 2007) em diferentes níveis, o que concorda com (Weigel & Dimick, 2011, Freitas & Souza, 2009), os quais afirmam que as espécies respondem de acordo com a situação ambiental, onde

as espécies são eliminadas na medida em que os impactos se intensificam classificando-as como sensíveis e outros grupos são beneficiados sendo classificados como oportunistas e tolerantes, estas por sua vez, aumentam a abundância populacional na área impactada.

Na área degradada na estação seca observou-se a dominância de espécies não nativas na assembleia de peixes dentre elas: *P. reticulata*, *C. callichthys* e *P. caudimaculatus*, espécies que são adaptadas aos ambientes degradados, com alterações de origem antrópicas, capazes de colonizar os mais diversos ambientes aquáticos (Westneat, 1995, Pinto & Pires, 2004, Navarro *et al.*, 2007, Paturle, 1975 *apud* Silva, 1989), podendo ser caracterizadas como bioindicadores do tipo exploradores e oportunista no rio Formiga.

A avaliação descritiva da guilda trófica das espécies encontradas, observou maior frequência de onívoros, principalmente na área degradada, em detrimento de invertívoros e ictiófagos. A composição trófica é um indicador inestimável da qualidade da água, que pode ser obtida pela análise da estrutura trófica da comunidade aquática (Araujo, 1998, Ribeiro-Filho, 2006). A elevada presença de espécies onívoras, indica que o local pode estar sofrendo pressões antrópicas, pois, estas espécies forrageiam oportunisticamente tornando-se bem sucedidas em relação aos forrageiros mais especializados, ocasionado a depleção quantitativa nestas espécies (Ribeiro-Filho, 2006). Lorion e Kennedy (2009) relataram maior densidade de peixes em ambientes perturbados, porém de espécies de hábitos generalistas, pois nesses ambientes, animais com dietas flexíveis tem vantagens.

A guilda invertívora foi encontrada apenas na área preservada, que também apresentou maior abundância de ictiófagos, indicando ambiente complexo e com boa estrutura trófica (Cruz *et al.*, 2013). Novo (2012) afirma que a ausência de peixes em determinada região, principalmente espécies nativas e sensíveis, é um indicativo de degradação ambiental.

Essas alterações na estrutura trófica do rio Formiga, acompanhada da mudança na composição da riqueza e na estrutura da comunidade, podem indicar que a assembleia de peixes está intimamente ligada as alterações ambientais, sendo estes atributos utilizados como bioindicadores da qualidade do ambiente (Lopes & Malabarba, 2007). Bruschi & Malabarba (2000) revelam outros fatores que podem indicar a degradação do rio Formiga como o número de indivíduos por amostra e a abundância de espécies tidas como tolerantes. A maioria das espécies que ocorreram apenas na área degradada e em alta abundância se enquadram como muito tolerantes e de alta plasticidade. Dentre as espécies registradas apenas na área degradada destaca-se *Callichthys callichthys*, que por possuir uma adaptação auxiliar de respiração, resiste à níveis baixos de OD, sendo capaz de sobreviver em ambientes lodosos (Paturle, 1975 *apud* Silva, 1989). Também a espécie *Oreochromis niloticus* tolera temperaturas elevadas (até 42 °C)

e níveis baixos de oxigênio (até 1 ppm), o que permite a colonização de ambientes rasos com altas temperatura e baixos níveis de OD (Carretero, 2012).

Todos esses eventos foram observados na comunidade de peixes do rio Formiga, considerando que na área degradada notou-se durante o ciclo sazonal uma considerável mudança nas espécies da assembleia de peixes, sendo que o período seco foi dominado pelas espécies não nativas oportunistas e no período chuvoso as espécies nativas tiveram maior representatividade. Dessa forma, estudos sobre os efeitos negativos dos poluentes em comunidades de peixes, principalmente em períodos de baixo fluxo, em cursos de água doce têm feito muitos ictiólogos suspeitarem de que isso pode estar promovendo o declínio de espécies de peixes que são verdadeiramente indicadores de boa qualidade ambiental (Nehlsen *et al*, 1991 *Apud* Lopes & Malabarba, 2007).

Apesar da CPUE é realizada apenas com peixes capturados nas redes de emalhar, outras espécies estas foram levantadas com uso de arrastos e peneiras. Dentre elas, as espécies *P. Caudimaculatus* e *P. reticulata* ambas pertencentes à ordem Cyprinodontiformes resgistradas região amostral degradada, principalmente nas campanhas da estação seca, onde em P5 somente a espécie *P. reticulata* foi registrada, indicando que este local no período seco é considerado como altamente degradado. A porcentagem de captura desta espécie na estação seca da área degradada foi de 20,65% acima do limite máximo estabelecido por Araujo (1998), que determina que acima de 20% de presença desta espécie na amostragem total, caracteriza alto grau de degradação sendo uma das últimas a desaparecerem com a depleção do OD.

#### **4.6 Produto Técnico**

Parte desse trabalho, gerou um produto técnico, que constituiu o capítulo “Meio Biótico” do volume I do EIA - Estudo de Impacto Ambiental e RIMA - Relatório de Impacto Ambiental da Barragem de Captação de Água do rio Formiga – MG, feito em 2019 contratado pelo empreendedor SAAE – Serviço Autônomo de Água e Esgoto sob a responsabilidade técnica da empresa Ferreira Costa Engenharia e Consultoria LTDA. Protocolado junto à Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável (SEMAD), como exigência para o processo de licenciamento, da construção da nova barragem de captação de água do rio Formiga, como descrito no FOB (formulário de orientação básica) sob o nº do documento Siam (Sistema Integrado de Informações Ambientais) 0608733/2018, sendo sua comprovação apresentada no apêndice.

## 5 CONCLUSÃO

Os fatores abióticos apresentaram-se em quase toda sua totalidade dentro dos limites de qualidade, mostrando que o rio Formiga possui água de qualidade suficiente para a manutenção do ecossistema aquático, com exceção do parâmetro condutividade elétrica. Porém, pode-se concluir que há uma perturbação no rio, principalmente após receber o efluente do município, e esse comprometimento da qualidade da água é mais visível no período de baixo fluxo, fazendo com que algumas espécies fossem quantitativamente prejudicadas.

Os índices de diversidade aplicados, de maneira geral, indicaram que na área preservada e no período de alto fluxo da área degradada, o rio Formiga possui boa qualidade ambiental. O índice de Shannon apresentou o menor valor para a área degradada na estação seca.

Considerando os dados obtidos com o protocolo de habitats, juntamente com os dados bióticos da ictiofauna e variáveis físico-químicas (principalmente CE), o rio Formiga apresentou uma clara separação de ambiente antes e após a malha urbana, corroborando com a H1. Já em termos temporais, não foi verificada essa distinção, analisando as variáveis físico-químicas e fatores bióticos, refutando a H2. Esse fato deve-se principalmente pelos dados da área degradada durante o período chuvoso, que teve sua qualidade melhorada.

Através do índice de qualidade integrado observou-se que a área degradada se expressa como área de baixa qualidade no período de baixo fluxo, porém o aumento de seu IQI durante a estação chuvosa deve ser avaliado com cuidado uma vez que o enriquecimento em espécies na região se deu de espécies não nativas e muito tolerantes. Em relação aos períodos de baixo e alto fluxo, conclui-se que há variação qualitativa e quantitativa nas espécies registradas para a área degradada, revelando que se houver melhoria na qualidade da água isso afetará positivamente as espécies do grupo ictiofaunístico.

Neste trabalho, no trecho estudado do rio Formiga, não foi possível classificar uma espécie indicadora de boa qualidade de água refutando a H3. Mas com a separação dos ambientes pela análise física do habitat, observa-se que o melhor nível para se trabalhar com peixes como bioindicadores nesse rio é o nível de comunidade avaliando principalmente a guilda trófica, aceitando assim a H4, uma vez que na área preservada foram encontradas espécies invertívora e insetívoras, consideradas indicadoras de complexidade ambiental, enquanto que a alta abundância de onívoras na área degradada é um indicador de ambiente perturbado.

Assim, ferramenta bioindicador, quando associada aos fatores abióticos pode fornecer informações, que quando aplicadas em um determinado local podem resultar em excelentes manuais para conservação das espécies e ainda fornecem medidas a serem tomadas para cada situação. Além disso estas informações podem ser de extrema importância na tomada de decisões e propor ações aos órgãos ambientais.

## 6. REFERÊNCIAS

- ABES S; S; AGOSTINHO A; A. **Spatial patterns in fish distributions and structure of the ichthyocenosis in the Agua Nanci stream, upper Paraná River basin, Brazil.** Hydrobiologia 445: 217–227, 2001. doi: <http://dx.doi.org/10.1023/A:1017538720502>
- ABILHOA, V. ANDREOLI, C. V.; CARNEIRO, C. **Gestão integrada de Mananciais de Abastecimento Eutrofizados.** Curitiba, 2005. Ictiofauna, p. 435-456. In: Ed. Gráfica Capital Ltda, 500p.
- AGOSTINHO, A.A., JÚLIO Jr., H.F., GOMES, L.C., BINI, L.M. & AGOSTINHO, C.S. 1997. **Composição, abundância e distribuição espaço-temporal da ictiofauna.** In **A planície de inundação do alto rio Paraná** (A.E.A.M. Vazzoler, A.A. Agostinho & N.S. Hahn, orgs.). EDUEM, Maringá, p. 179-208.
- AK M. **Chemical Contaminants and Pollutants in the Measurable Life of Dhaka City.** Fortune journals, journal of environmental science and public health. 2018.
- ALONSO C; JALÓN D. G; MARCHAMALO M. Fish Communities As Indicators Of Biological Conditions Of Rivers: Methods For Reference Conditions. Universidad Politécnica de Madrid. Revista Ambientalia SPI (2011)
- ALVES F. L. **Importantes aspectos reprodutivos da espécie de peixe (jaú) *Zungaro* na aquicultura- revisão de literatura.** Revista científica de medicina VETERINÁRIA- ISSN:1679-7353. Ano XII-Número 23 – Julho de 2014 – Periódico Semestral.
- ARANHA J. M. R; CARAMASCHI E. P. **Estrutura populacional, aspectos da reprodução e alimentação dos Cyprinodontiformes(Osteichthyes) de um riacho do sudeste do Brasil.** Revista. Bras. Zool.16 (1):637-651,1999
- ARAÚJO F. G. **Uso da Taxocenose de Peixes como Indicadora de Degradação Ambiental no Rio Paraíba do Sul, Rio de Janeiro, Brasil.** Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. 1998 - Posto de Aquicultura, Laboratório de Ecologia de Peixes Km 47, Antiga Rodovia Rio - São Paulo, 23.851-970 - Seropédica – RJ - e-mail: [gerson@ufrjr.br](mailto:gerson@ufrjr.br)
- ARAUJO, F. G. **Adaptação do índice de integridade biótica usando a comunidade de peixes para o rio Paraíba do Sul.** Revista Brasileira de Biologia, v. 58, p. 547-558, 1998.
- 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 agrotóxicos.** Ciência & Saúde Coletiva, 12(1):61-72, 2007
- ASSUNÇÃO M. H. C. **Caracterização da reprodução de *Astyanax fasciatus* durante a domesticação.** Jaboticabal, 2013 iv, 39 f. Dissertação Mestrado - Universidade Estadual Paulista, Centro de Aquicultura, 2013.
- ATHIRA, N.; JAYA, D. S. **The use of fish biomarkers for assessing textile effluent contamination of aquatic ecosystems: A review.** Nature Environment and Pollution Technology 17(1):25-34, 2018

AWOMESO, J.A., TAIWO, A.M., GBADEBO, A.M. AND ADENOWO, J. A. **Studies on the pollution of water body by textile industry effluents in Lagos, Nigeria.** Journal of Applied Sciences in Environmental Sanitation, 5(4): 353-359. 2010.

BELLAY S; ROSA R. R; BOZZA A. N; FERNANDES S. E. P; SILVEIRA M. J. **Introdução de espécies em ecossistemas aquáticos: causas, prevenção e medidas de controle.** Revista em Agronegócio e Meio Ambiente, Maringá (PR). v.9, n.1, p. 181-201, jan./mar. 2016.

BENDATI, M.M.A., MAIZONAVE, C.R.M., OLABARRIAGA, E.D. & ROSADO, R.M. 1998. **Use of the benthic macroinvertebrate community as a pollution indicator in the Gravataí River (RS, Brazil).** Verh. Internat. Verein. Limnol. 26:2019-2023.

BRANDÃO S. L; LIMA S. C. **PH e condutividade elétrica em solução do solo, em áreas de pinus e cerrado na chapada, em Uberlândia (MG).** Caminhos de Geografia 3(6), Jun/2002. 11p

BRAZ, S; N.; LONGO, R. M. **Bioindicadores de Poluição Ambiental: Um Estudo Bibliométrico.** Revista Científica ANAP Brasil, v. 12, n. 27, dez. 2019 doi:<http://dx.doi.org/10.17271/19843240122720192239>.

BRITO, M.T.S.\*; FILHO M.S.L; VIANA, G.F.S; JÚNIOR, M. M. **Aplicação de um protocolo de avaliação ambiental rápida em dois reservatórios do semiárido brasileiro.** Braz. J. Aquat. Sci. Technol., 2016, 20(1)

BRITSKI, H. A.; SILIMON, K. Z. S.; LOPES, B. S. **Peixes do Pantanal: manual de identificação.** Brasília: Embrapa SPI; Corumbá: Embrapa Pantanal, 2007. 230p.

BRUSCHI W. J; MALABARBA L.R. **Avaliação da qualidade ambiental dos riachos através das taxocenoses de peixes.** Editora da Universidade – UFRGS. 2000

BURGER J; GOCHFELD M; POWERS C. W; CLARKE J. H; BROWN K; KOSSON D; NILES L; DEY A; JEITNER C; PITTFIELD T. **Determining Environmental Impacts for Sensitive Species: Using Iconic Species as Bioindicators for Management and Policy.** Journal of Environmental Protection, 2013, 4, 87-95.

CALLISTO, M.; GONCALVES, J. **A vida nas águas das montanhas.** Ciência Hoje, v. 31, n. 182, p. 68-71, 2002.

CALLISTO, M. *et al.*, **Aplicação de um protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats em atividades de ensino e pesquisa (MG-RJ).** Acta Limnologica Brasiliensia, v.34, n.1, p.91-98, 2002.

CALLISTO, M.; MORETTI, M.; GOULART, M.. **Macroinvertebrados Bentônicos como Ferramenta para Avaliar a Saúde de Riachos.** Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v.6, n.1, p.71-82, 2001

CARMOUZE J. P. 1994. **O metabolismo dos ecossistemas aquáticos: fundamentos teóricos, métodos de estudo e análises químicas.** Edgard Blücher/FAPESP, São Paulo, 253 p.

CARNEIRO, R.M.A. **Bioindicadores vegetais de poluição atmosférica: uma contribuição para a saúde da comunidade.** Dissertação (Mestrado). Escola de Enfermagem de Ribeirão Preto. Universidade de São Paulo. 2004.

CARRERAS H.A; PIGNATA M.L. **Comparison among air pollutants, meteorological conditions and some chemical parameters in the transplanted lichen *Usnea amblyoclada*.** Elsevier Science Ltd. Environmental Pollution 111 (2001) 45–52

CARRETERO M; E. **Estudo de Tilápias do Nilo (*Oreochromis niloticus*) como bioindicadores da poluição por mercúrio nos lagos do Parque Ibirapuera e do Parque Ecológico do Tietê na Grande São Paulo.** Dissertação (Mestrado - Universidade de São Paulo. Faculdade de Medicina Veterinária e Zootecnia. Departamento de Patologia, São Paulo, 2012.

CARVALHO E. M; BENTOS A. B; PEREIRA N. S. **Rapid assessment of habitat diversity in a lotic environment.** Interbio v.8 n.1 2014 - ISSN 1981-3775.

CARVALHO L. **Bioindicadores da assembleia de peixes de riachos submetidos a diferentes condições de conservação na região metropolitana do município de Londrina (PR).** Universidade Tecnológica Federal do Paraná. TCC, 2015.

CASSEMIRO, F.A.S.; N.S. HAHN & R. FUGI. 2002. **Avaliação da dieta de *Astyanax altiparanae* Garutti & Britski, 2000b (Osteichthyes, Tetragonopterinae) antes e após a formação do reservatório de Salto Caxias, Estado do Paraná, Brasil.** Acta Scientiarum, Biological Sciences, 24: 419-425.

CASTRO, M.A. **Fatores estruturantes e possíveis espécies indicadoras da assembleia de peixes de riachos afluentes do reservatório de Três Marias, MG.** Dissertação de Mestrado, Lavras: UFLA, 2012.

CASTRO R.M.C; CASATTI L; SANTOS H.F; FERREIRA K. M; RIBEIRO A.C; BENINE R. C; DARDIS G.Z.P; MELO A.L.A; STOPIGLIA R; ABREU T.X; BOCKMANN F.A; CARVALHO M; GIBRAN F.Z; LIMA F.C.T. **Estrutura e composição da ictiofauna de riachos do rio paranapanema, sudeste e sul do Brasil.** Biota Neotropica, v3 (n1) - BN01703012003 – 2003.

CECILIO E.B; AGOSTINHO A.A; JUNIOR H.F.J; PAVANELLI C.S. **Colonização ictiofaunística do reservatório de itaipu e áreas adjacentes.** Revta bras. Zool. 14 (1): 1 - 14,1997.

CHAGAS F. B. **Biomonitoramento da qualidade de água dos rios Leãozinho e Ligeirinho, Erechim, Rs: Abordagem Integrada através de parâmetros biológicos, físico-químicos e microbiológicos.** Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental da Universidade Federal da Fronteira Sul –UFFS. Erechin – RS. 2015. 86p.

CHOVANEC A.; HOFER R; SCHIEMER F. **Fish as bioindicators.** Elsevier Science Ltd. 2003.

CLETO-FILHO, S. E. N. **Urbanização, poluição e biodiversidade na Amazônia.** Ciência Hoje, v. 33, n. 193, 2003.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Variáveis de qualidade de água**. São Paulo, 2009. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/rios/variaveis.asp#transparencia>>. Acesso em: 23 dez. 2018.

CONTI, M.E. **Biological monitoring: theory & applications -Bioindicators and biomarkers for environmental quality and human exposure assessment**. Boston:WIT Press, 228 pp. (2008).

CORDEIRO, G. G; GUEDES, N. M; KISAKA, T. B; NARDOTO, G. B. **Avaliação rápida da integridade ecológica em riachos urbanos na bacia do rio Corumbá no Centro-Oeste do Brasil**. Taubaté. Rev. Ambient. Água, v.11, n.3, p.702-710, 2016.

CORT C.C.W.D; GHISI N. C. **Uso de alterações morfológicas nucleares em *Astyanax spp.* Para avaliação da contaminação aquática**. O Mundo da Saúde. 2014;38(1):31-39.

CRUZ, B. B.; TESHIMA, F.A.; CETRA, M. **Trophic organization and fish assemblage structure as disturbance indicators in headwater streams of lower Sorocaba River basin, São Paulo, Brazil**. Neotrop. ichthyol. [online]. vol.11, n.1, pp.171-178. 2013. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252013000100020>.

DAJOZ, R. **Ecologia geral**.3.ed.Petrópolis:vozes,1983.474p

DANZE A; P; VERCELLINO I; S. **Uso de Bioindicadores no monitoramento da qualidade da água**. Revinter, v. 11, n. 01, p. 100-115, fev. 2018.

DIAS J.F; ROCHA M.L.F; SCHMIDT T.C.S; VILLAMARIN B.C; MORAIS D.B. **Ichthyofauna as an environmental quality indicator of the Bertioiga Channel, São Paulo (Brazil)**. Brazilian Journal of Oceanography, 65(1):29-43;2017.

DUFECH A. P. S. **Uso de assembleias de peixes como indicadores de degradação ambiental nos ecossistemas aquáticos do delta do rio Jacuí, RS**. Tese de doutorado. UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL. PORTO ALEGRE. 2009.

DUFRÊNE M, LEGENDRE P. **Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach**. Ecological Monographs 67:345–366, 1997.

ECOUTIN J.M; SIMIER M; ALBARET J.J; LAE R; TITO DE MORAIS L. **Changes over a decade in fish assemblages exposed to both environmental and fishing constraints in the Sine Saloum estuary (Senegal)**. Elsevier. Estuarine, Coastal and Shelf Science 87 (2010) 284–292.

ESTEVES F; A. **Fundamentos de Limnologia**. 3ª Ed. – Rio de Janeiro: Interciência 2011

ETTO, T. L. **Ecologia da paisagem de remanescentes florestais na bacia hidrográfica do Ribeirão das Pedras - Campinas-SP**. Revista Árvore, v. 37, n. 6, p. 1063-1071, 2013.

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

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

FIALHO, R. C. **O uso de bioindicadores vegetais no monitoramento e controle da poluição atmosférica – A importância dos Bioindicadores.** Informativo técnico publicado pela Associação dos Engenheiros da CETESB – ASEC e pelo Conselho de Representantes dos Funcionários da CETESB – CRF, para distribuição interna e limitada aos empregados da SMA/CETESB. v. 2. n. 4. Setembro de 2002.

FISCHF; BRANCO J. O; MENEZES J. T. **Ictiofauna como indicador da integridade biótica de um ambiente de estuário.** Acta biol. Colomb. 2016;21(1):27-38. doi: <http://dx.doi.org/10.15446/abc.v21n1.46151>

FIERRO P; VALDOVINOS C; VARGAS-CHACOFF L; BERTRÁN C; ARISMENDI I; **Macroinvertebrates and Fishes as Bioindicators of Stream Water Pollution.** Science of The Total Environment. Volume 609, 31 December 2017, Pages 724-734

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 Neotropica, vol. 10, no. 2. 2010.

FLORES-LOPES, 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. [online]. vol.10, n.4 pp.183-193, 2010 <https://doi.org/10.1590/S1676-06032010000400024>.

FORMIGA. **Prefeitura Municipal. Plano Diretor de Formiga-MG. Diagnóstico E Diretrizes Para A Estrutura Urbana.** Formiga, MG, 2006. Disponível em: <<https://www.formiga.mg.gov.br/antigo/arquivos/downloads/diagnosticoediretrizesparaaestruturaurbanadeformigavolume1washington.pdf>>. Acesso em: 12 out. 2017.

GARCIA J.M; MONTOVANI P; GOMES R. C; LONGO R.M; DEMANBORO A. C; BETINE S. C. **Degradação ambiental e qualidade da água em nascentes de rios urbanos.** Soc. Nat. | Uberlândia, MG | v.30 | n.1 | p228-254 | jan./abr. 2018 | ISSN 1982-4513.

GORGEN J. **Uso da sonda Oriba U-52G, com instrumento para análise de qualidade da água, Estudo de caso Arroio Estrela, Vale dos Taquaris/RS.** TCC Univates – 2010. 73 p.

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

GRAÇA, W. J. D.; PAVANELLI, C. S. **Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes Maringá.** EDUEM, 2007. 241 p.

HEINK U; KOWARIK I. **What are indicators? On the definition of indicators in ecology and environmental planning.** Elsevier - Technische Universität Berlin, Department of Ecology, Germany Ecological Indicators 10 (2010) 584–593.

HIATT M . **Leaves as an Indicator of Exposure to Airborne Volatile Organic Compounds.** Environmental Science & Technology / Vol. 33, NO. 22, 1999

HERMAN M, NEJADHASHEMI A. **A review of macroinvertebrate- and fish based stream health indices.** *Ecohydrology & Hydrobiology* 2015; 15: 53–67. DOI: 10.1016/j.ecohyd.2015.04.001.

HO Y.C; SHOW K.Y; GUO X.X; NORLI I; ABBAS F.M.A; MORAD N. **Industrial Discharge and Their Effect to the Environment.** *Industrial Waste*, Prof. Kuan-Yeow Show (Ed.), (2012). ISBN: 978-953-51-0253-3, InTech, Available from: <http://www.intechopen.com/books/industrial-waste/industrial-emissions-and-theireffect-on-the-environment> acesso em: 25 jun. 2019.

HOLT E. A. & MILLER S. W. **Bioindicators: Using Organisms to Measure Environmental Impacts.** *Nature Education Knowledge* 2(2):8. 2011.

HOQUE A; MOHIUDDIN M; SU Z. **Effects of Industrial Operations on Socio-Environmental and Public Health Degradation: Evidence from a Least Developing Country (LDC).** *Sustainability* 2018, 10, *Jornal sustainability*. 22p

ICMBio. **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: Volume VI – Peixes** / -- 1. ed. -- Brasília, DF : ICMBio/MMA, 2018. 1235 p.

INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO, CIÊNCIA E TECNOLOGIA DE MINAS GERAIS. **Manual de normalização de trabalhos acadêmicos / Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Minas Gerais ; organizado pelos bibliotecários da Rede de Bibliotecas do IFMG.** – Belo Horizonte : IFMG, 2020.

IOST, C. **Produção de sedimentos e qualidade da água de uma Microbacia hidrográfica Rural.** Dissertação Mestrado, Universidade Estadual do Oeste do Paraná. Cascavel, Paraná, 2008.

JACKSON, D.A., PERES-NETO, P.R., OLDEN, J.D. **What controls who is where in freshwater fish communities — the roles of biotic, abiotic, and spatial factors.** *Can. J.Fish. Aquat. Sci.* 2001. 58, 157–170.

KARR, J.R. & CHU, E.W. 1999. **Restoring life in running waters: better biological monitoring.** Island Press, Washington DC.

KARR, J.R., K.D. FAUSCH, P.L. Angermeier, P.R. Yant, and I.J. Schlosser. 1986. **Assessing Biological Integrity in Running Waters: A Method and its Rationale.** Illinois Preservada History Survey Special Publication 5. Champaign, IL.

KHATRIN, TYAGI S. **Influences of preservada and anthropogenic factors on surface and groundwater quality in rural and urban areas.** 2015. *Front Life Sci.* 8(1):23–39.

KLUMPP, A.; ANSEL, W.; KLUMPP, G.; FOMIN, A. **Um novo conceito de monitoramento e comunicação ambiental: a rede européia para a avaliação da qualidade do ar usando plantas bioindicadoras (EuroBionet).** *Rev. Bras. Bot.*, n. 4. supl., 511-518, dez. 2001.

KUBITZA, F. **Qualidade da água no cultivo de peixes e camarões.** Jundiaí, SP. 2003. 229p.

LANGEANI, F.; RÊGO, A. C. L. **Guia ilustrado dos peixes da bacia do rio Araguari**. Uberlândia: Grupo de Mídia Brasil (GMBC), 2014. 195 p.

LATINI, A. O.; PETRERE Jr., M. **Reduction of a native fish fauna by alien species: an example from Brazilian freshwater tropical lakes**. Fisheries Management and Ecology, v. 11, p. 71-79, 2004.

LAUNOIS, L.; VESLOT, J.; IRZ, P. & ARGILLIER, C. 2011. **Selecting fish-based metrics responding to human pressures in French preserved lakes and reservoirs: towards the development of a fish-based index (FBI) for French lakes**. *Eco. Fresh. Fish*, 20(1): 120-132.

LAZORCHAK, J.M.; HILL, B. H.; BROWN, B. S.; MCCORMICK, F.H.; ENGLE, V.; LATTIER, D. J.; BAGLEY, M. J.; GRIFFITH, M. B.; MACIOROWSKI, A. F.; TOTH, G.P. **USEPA biomonitoring and bioindicator concepts needed to evaluate the biological integrity of aquatic systems**. In: Markert, B.A.; Breure, A.M.; Zechmeister, H.G. (eds). **Bioindicators and biomonitors**. 2002 Elsevier Science B.V. 831-874 p.

LEIRA M. H; CUNHA L.T; BRAZ M. S; MELO C. C. V; BOTELHO L. H; REGHIM L. C. **Qualidade da água e seu uso em pisciculturas**. PUBVET v.11, n.1,p.11-17, Jan. 2017.

LEMES, E.M. e GARUTTI, V. 2002 **Ecologia da ictiofauna de um córrego de cabeceira da bacia do alto rio Paraná, Brasil**. Iheringia, Série Zoologia, Porto Alegre, 92(3): 69-78.

LEMONS, M. de; NETO, M. F.; DIAS, N. da. **Sazonalidade e variabilidade espacial da qualidade da água Lagoa do Apodi, RN**. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental. v.14, n.2, p.155-164, 2010.

LI; ZHENG B; LIU L. **Biomonitoring and Bioindicators Used for River Ecosystems: Definitions, Approaches and Trends**. Procedia Environmental Sciences - Volume 2, 2010, Pages 1510-1524

LOBO, E.A., CALLEGARO, V.L.M. & BENDER, E.P. **Utilização de algas diatomáceas epilíticas como indicadores da qualidade da água em rios e arroios da região hidrográfica do Guaíba, RS, Brasil**. EDUNISC, Santa Cruz do Sul. 2002, 127p.

LOPES, D. F. C. **O uso da ictiofauna como bioindicadora de qualidade ambiental de estuários neotropicais**. Tese (Doutorado) – Universidade Federal Rural de Pernambuco Programa de Pós-Graduação em Recursos Pesqueiros e Aquicultura, Recife, BR-PE, 2018.

LOPES F. 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 Neotropica - 2010., vol. 10, no. 4 Disponível em : <http://www.biotaneotropica.org.br/v10n4/en/abstract?article+bn03710042010>. Acesso em: 10 jan. 2020.

LÓPEZ E. L; DIÁZ J. E. S. **Biological Indicators of Water Quality: The Role of Fish and Macroinvertebrates as Indicators of Water Quality**. Springer Science+Business Media Dordrecht 2015. Chapter 37.

LORION, CM; BP KENNEDY. **Os buffers das florestas ribeirinhas mitigam os efeitos do desmatamento nas assembleias de peixes nos córregos tropicais das cabeceiras.** *Jornal de Ecologia Aplicada*, 19: 468-479. 2009.

LUJAN, N.K., ROACH, K.A., JACOBSEN, D., WINEMILLER, K.O., VARGAS, V.M., CHING, V.R., MAESTRE, J.A. **Aquatic community structure across an Andes-to-Amazon fluvial gradient.** *J. Biogeogr.* 2013. 40, 1715–1728.

LUPI, C.; NHACARINI, N. I.; MAZON, A. F.; SÁ, O. R. **Avaliação da poluição ambiental através de alterações morfológicas das brânquias de *Oreochromis niloticus* (tilápia) nos córregos Retiro, Consulta e Bebedouro, município de Bebedouro-SP.** *Revista Fafibe on line*, Bebedouro, n. 3, Ago. 2007.

LYONS, J., NAVARRO-PEREZ, S., COCHRAN, P. A., SANTANA, E. C., & GUZMAN-ARROYO, M. **Index of Biotic Integrity Based on Fish Assemblages for the Conservation of Streams and Rivers in West-Central Mexico.** *Conservation Biology*, 9(3), 569–584. 1995. doi:10.1046/j.1523-1739.1995.09030569.x

MACEDO, J. A. B. **Introdução à Química Ambiental.** Juiz de Fora-MG-2002. 2ª Edição, 1028p.

MACHADO D.F. **Aspectos da conservação sobre alimentação de peixes de riachos na reserva biológica de Sooretama.** 2017 – Dissertação.

MACHADO, N. G.; NASSARDEN, D. C. S.; SANTOS, F.; BOAVENTURA, I. C. G.; PERRIER, G.; SOUZA, F. S. C. **Chironomus larvae (Chironomidae: Diptera) as water quality indicators along an environmental gradient in a neotropical urban stream.** *Revista Ambiente & Água*, v. 10, n. 2, 2015. <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.1533>

MAKI E. S; SHITSUKA R; BARROQUEIRO C. H; SHITSUKA D. M. **Utilização de Bioindicadores em Monitoramento de Poluição.** *Macapá, Biota Amazônia* v. 3, n. 2, p. 169-178, 2013.

MANGADZE, T. DALU, T.; FRONEMANA, P. W. **Biological monitoring in southern Africa: A review of the current status, challenges and future prospects.** *Science of The Total Environment*. 648: 1492-1499, 2019.

MANOEL L.O; ALMEIDA N.V.A; VILELA M.J.A. **Comunidade ictiofaunística do córrego Moeda, bacia do Alto Paraná: composição, estrutura e atributos ecológicos.** *Forum ambiental da alta Paulista*. Volume 15, Nº1, 2019.

MARION L; F; A. **O uso de Biomarcadores genéticos em *Astyanax aff. Paranae* (Pisces) para avaliar a contaminação aquática na região Centro-Oeste do Paraná.** Universidade Tecnológica Federal Do Paraná, Trabalho de conclusão de curso. Campo Mourão. 2012.

MARTINHO H. M. G; FERREIRA R. M; BORGES J. C. S. **Indicadores biológicos aquáticos como instrumentos de prova pericial em ambiente marinho por contaminação petrolífera utilizando legislação específica.** *Revista Direito Mackenzie* v. 10, n. 1, p. 102-110

MARTINS A. G. L. A. **Efeitos da emissão dos efluentes domésticos na proliferação de *Aeromonas* sp. Em águas de superfície e pescado do estuário do rio bacanga, São Luís/MA.** Universidade Federal do Ceará. Dissertação de mestrado. 2005.

MARTINS J. M. E. **BIOLOGIA DE HOPLIAS MALABARICUS (BLOCH, 1794) (Characiformes, Erythrinidae) na represa de capim branco i, rio Araguari, MG.** Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Uberlândia – Instituto de Biologia Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais. 2009. 84 p.

MAYER, M. G. R. **Aspectos sanitários e físico-químicos da autodepuração do rio Bodocongo – Paraíba. 1998.** 150p. Dissertação de Mestrado, Engenharia Civil, Universidade Federal da Paraíba, Paraíba, 1998.

MENEZES, J. P. C., BITTENCOURT, R. P., FARIAS, M. DE S., BELLO, I. P., FIA, R., & OLIVEIRA, L. F. C. DE. **Relação entre padrões de uso e ocupação do solo e qualidade da água em uma bacia hidrográfica urbana.** Engenharia Sanitária e Ambiental, 21(3), 519–534, 2016.

MERLO, C.; ABRIL, A. ; A.M.E, M.V; Arguelo, G.A; Carreras, H.A; CHIPPERO, M.S. **Avaliação Integral de poluição no Rio Suquia (Córdoba, Argentina) como uma contribuição para programas de restauração de ecossistemas lóticos.** Ciência do Meio Ambiente Total, v. 409, p. 5034-5045, 2011.

MINAS GERAIS. **Deliberação Normativa COPAM Nº 147, DE 30 DE ABRIL DE 2010.**

MINATTI-FERREIRA, D. D.; BEAUMORD, A. C. **Adequação de um protocolo de avaliação rápida de integridade ambiental para ecossistemas de rios e riachos: aspectos físicos.** Revista Saúde e Ambiente, v.7, n.1, p.39-47, 2006.

MOURA, L. H. A.; BOAVENTURA, G. R.; PINELLI, M. P. **A qualidade de água como indicador de uso e ocupação do solo: Bacia do Gama -Distrito Federal.** Química Nova, V. 33, N. 1, Brasília, 2010.

MUGNAI R; OLIVEIRA, R.B; CARVALHO; A. L; BAPTISTA D.F. **Adaptation of the Indice Biotico Esteso (IBE) for water quality assessment in rivers of Serra do Mar, Rio de Janeiro State, Brazil.** Tropical Zoology 21: 57-74, 2008

NAIGAGA, I., KAISER, H., MULLER, W. J., OJOK, L., MBABAZI, D., MAGEZI, G., & MUHUMUZA, E. **Fish as bioindicators in aquatic environmental pollution assessment: A case study in Lake Victoria wetlands, Uganda.** Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C, 36(14-15), 918–928. 2011. doi:10.1016/j.pce.2011.07.066

NAVARRO M. P; AFFONSO I. P; DELARIVA. R; L. **Morfologia trófica de *Poecilia reticulata* (Peters, 1859) em dois riachos urbanos do município de Maringá, PR.** V EPCC CESUMAR – Centro Universitário de Maringá. Maringá – Paraná – Brasil. 2007.

NIEMI G J, MCDONALD M E. **Application of ecological indicators.** Annu Rev Ecol Evol Syst 35: 89-111. (2004)

OLAGANATHAN R; PATTERSON J. **Effect of anthraquinone dyes on the carbohydrate, protein and lipid content in the muscle of *Channa punctatus* and *Cyprinus carpio*.** International Journal of Pharmaceutical Applications ISSN 0976-2639. Online ISSN 2278 – 6023 Vol 4, Issue 1, 2013, pp 11-18

OLIVEIRA D. C; Bennemann S. T. **Ictiofauna, recursos alimentares e relações com as interferências antrópicas em um riacho urbano no sul do Brasil.** 2005. Biota Neotropica v5 (n1) – <http://www.biotaneotropica.org.br/v5n1/pt/abstract?article+BN02905012005> Acesso em: 12 out. 2019.

OLIVEIRA D; M. **Avaliação in vivo e in vitro do potencial citogenotóxico de afluentes do rio Uberabinha (Uberlândia-MG): uma ferramenta para o biomonitoramento da qualidade da água.** Dissertação de Mestrado - UFU - Instituto de Biotecnologia Pós-Graduação em Genética e Bioquímica - Uberlândia-MG – 2018 – 89p.

OLIVEIRA J. C. A. L. **Análise Qualitativa de Poluentes na Água de Chuva em Diferentes Cenários no Semiárido Pernambucano: Zona Urbana, Zona Rural e Área Industrial.** Dissertação de mestrado - Universidade Federal de Pernambuco, centro acadêmico do Agreste programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental. Caruaru – 2016.

OLIVEIRA, D. G. S. **Potabilidade da água de fontes alternativas (nascente, poço raso e poço profundo) na zona rural de Formiga(MG) e sua relação com a condição ambiental da microbacia.** 2008. Dissertação (Mestrado) -Universidade do Estado de Minas Gerais, Divinópolis, 2008.

ORSI M.L, CASIMIRO A.C, ASHIKAGA F.Y, KURCHEVSKI G, ALMEIDA F.S. **Influência da introdução de *Oreochromis niloticus* (Hasselquist,1757), na estrutura de populações de peixes de um riacho da bacia do rio Tibagi.** In: Latini AO, Resende DC, Pombo VB, Coradin, L. (Org.). **Espécies não nativas de águas continentais no Brasil.** Brasília: MMA. 2016; p. 582-599.

ORSI M. O; Carvalho E. D; Foresti F. **Biologia populacional de *Astyanax altiparanae* Garutti & Britski (Teleostei, Characidae) do médio rio Paranapanema, paraná, Brasil.** Revista Brasileira de Zoologia 21 (2): 207-218, junho de 2004.

OTA, R. R. **Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes: revised, annotated and updated.** Neotropical Ichthyology, v. 16, n. 2, 2018.

PLAFKIN, J.L., BARBOUR, M.T., PORTER, K.D., GROSS, S.K., & HUGHES, R.M. **Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Rivers: Benthic Macroinvertebrates and Fish.** U.S. EPA, Office of Water. EPA/444/4-89-001, Washington, D.C. (1989)

PATURLE, G. (1975). Pesca, peixes e pescaria. Itatiaia, Belo Horizonte, 595 p.

PAULA L. M. **Avaliação da qualidade da água e autodepuração do rio Jordão, Araguari (MG).** Dissertação de mestrado. Universidade Federal DE Uberlândia. Uberlândia, 26 de agosto de 2011.

PEIXOTO J. S. G; CUNHA L. S; RÊGO E. L; ARAÚJO D. F. **Avaliação da qualidade dos recursos hídricos superficiais no alto curso da bacia hidrográfica do córrego Campo Alegre –Goiás.** Geochimica Brasiliensis 31(1): 1-10, 2017

PELICICE, F.M., AGOSTINHO, A.A. & THOMAZ, S.M. **Fish assemblages associated with *Egeria* in a tropical reservoir: investigating the effects of plant biomass and diel period.** Acta Oecol. Int. J. Ecol. 2005. 27:9-16, doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.actao.2004.08.004>.

PINTO, G.S.; PIRES, T.C.S.A. **Crescimento alométrico, morfologia e uso do habitat em cinco espécies de *Mabuya Fitzinger* (Reptilia, Scincidae).** Revista Brasileira de Zoologia, v. 21, n. 2, 2004.

PRCHALOVA, M; KUBEC K, J; VASEK M; PETERKA, J; SED A. J; JU° ZA, T; RIHA, M; JAROLIM O; TUSER M; KRATOCHVI L. M. C ECH M; DRASTIK V; FROUZOVA J. & HOHAUSOVA E. **Distribution patterns of fishes in a canyon-shaped reservoir.** 2008. J. Fish. Biol. 73:54-78, doi: [http:// dx.doi.org/10.1111/j.1095-8649.2008.01906.x](http://dx.doi.org/10.1111/j.1095-8649.2008.01906.x)

RAMOS M. M. **Avaliação da implantação de técnicas de conservação e recuperação de nascentes e áreas degradadas: estudo de caso na comunidade rural de padre trindade, no município de Formiga –MG.** Trabalho de conclusão de curso apresentado ao curso de Engenharia Ambiental e Sanitária do UNIFOR-MG. Formiga, 2017. 63 p.

RIBEIRO- FILHO R. A. **Relações tróficas e limnológicas no reservatório de Itaipu: uma análise do impacto da biomassa pesqueira nas comunidades planctônicas.** Tese de doutorado. USP São Carlos 2006

RIBEIRO K. T. S. **Água e saúde humana em Belém.** Belem: Cejup. 2004.

RIBEIRO L. G. G; ROLIM N. D. **Planeta água de quem e para quem: uma análise da água doce como direito fundamental e sua valoração mercadológica.** Revista Direito Ambiental e sociedade, v. 7, n. 1, 2017 (p. 7-33).

RODRÍGUEZ M. A; LEWIS W. M. JR.. **Structure of fish assemblages along environmental gradients in floodplain lakes of the orinoco river.** Ecological Monographs. 1997

SANTIAGO, F. C. **Caracterização da estrutura das assembleias de peixes do alto da bacia do rio Corumbá, Goiás, Brasil.** Goiânia, 2011, 48. Dissertação(mestrado) –Pontifícia Universidade Católica de Goiás, Programa de Pós-Graduação Stricto Sensu em Ecologia e Produção Sustentável.

SANT’ANNA E.B. **Condição e dieta de *Hoplias malabaricus* (bloch,1794) em rios de águas branca e preta na bacia do rio Itanhaém, Itanhaém/SP.** Dissertação de mestrado – 2006.

SANTOS G. B. **A ictiofauna da bacia do Alto Paraná (rio Grande e rio Paranaíba).** MG Biota, Belo Horizonte, v.2, n.6, fev./mar. 2010.

SANTOS, C. J. A. **Composição e estrutura trófica de assembleias de peixes em praias de lago da Amazônia Central e suas relações com variáveis ambientais locais / Cândida Juliana Albertim Santos.** Dissertação (Mestrado) INPA, Manaus, 2013.

SEKABIRA K. ORIGA H. O; BASAMBA A; MUTUMBA G; KAKUDIDI E. **Assessment of heavy metal pollution in the urban stream sediments and its tributaries.** Int. J. Environ. Sci. Tech., 7 (3), 435-446, 2010.

SCHILLER A. P; KUNH A; MANFRIN J; FERRONATO M.C; SCHWANTES D; LEISMANN E.A.V; JUNIOR A.C.G. **Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta de impacto ambiental de uma bacia hidrográfica.** R. gest. sust. ambient., Florianópolis, v. 6, n. 3, p. 165-180, out./dez. 2017. DOI: 10.19177/rgsa.v6e32017165-180.

SCHULZ, U.H. MARTINS J. H. *Astyanax fasciatus* **Bioindicator of Water Pollution of Rio Dos Sinos, RS, Brazil.** Brazilian Journal of Biology, v. 61, n. 4, p. 615-622, 2001.

SERRÃO, C. R. G.\*; PONTES, A. N.; DANTAS, K. G. F.; FILHO, H. A. D.; PEREIRA JÚNIOR, J. B.; NUNES, P. O.; CARVALHO, F. I. M.; PALHETA, D. C. **Biomonitoramento de Elementos Metálicos em Peixes de Água Doce da Região Amazônica.** Rev. Virtual Quim. Vol 6, No. 6, NOV. 2014.

SHING, W. L.; HWANG, T. Y.; YI, K. W.; HAN, L.J.; HOCK, O. G. **Using the Responses of Green Algae Spirogyra as Bioindicator for Metals and Pesticides Pollution.** Journal of Environmental Science and Management 21-2: 1-6, 2018.

SILVA C. S; CARDOSO R. S. **Análise do esforço de pesca e da captura por unidade de esforço (cpue) dos pescadores de canoas motorizada de Parintins, Amazonas, Brasil.** Resumo de congresso - ABBM - Associação Brasileira de Biologia Marinha. 2014.

SILVA E. F; MELO C. E; VÊNERE P. C. **Fatores que influenciam a comunidade de peixes em dois ambientes no baixório das mortes, planície do bananal, Mato Grosso, Brasil.** Revista Brasileira de Zoologia 24 (2): 482-492, junho 2007

SILVA H; C. **Efeitos Subletais do Folidol 600 em Callichthys (Linnaeus, 1758) (Pisces, Teleostei).** Tese de doutorado. Universidade Federal do Paraná. Curitiba – 1989. 120p

SIMON, T.P. AND J. LYONS. **Application of the index of biotic integrity to evaluate water resources integrity in freshwater ecosystems.** pp. 245-262 IN: W.S. Davis and T.P. Simon (eds.), Biological Assessment and Criteria: Tools for Water Resource Planning and Decision Making. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida. 1995.

SOARES D; F; FARIA A; M; ROSA A; H. **Análise de risco de contaminação de águas subterrâneas por resíduos de agrotóxicos no município de Campo Novo do Parecis (MT), Brasil.** Eng Sanit Ambient | v.22 n.2 | mar/abr 2017 | 277-284.

SOARES L. S; JÚNIOR M. G. S; CASTRO.A. C. L; SAINT-PAUL U. **Comunidade de peixes como indicador de qualidade ambiental de alguns canais de maré do estuário do rio paciência, São Luís – MA.** Boletim do laboratório de hidrobiologia, 24(1):01-12. 2011.

SOUSA G. F; FERNANDES U. L. **Introduzindo conceitos sobre bioindicadores aquáticos em práticas de educação ambiental.** Experiências em Ensino de Ciências V.13, No.1 2018, 13p.

SOUZA, M.N. **Degradação dos ecossistemas e os limites do crescimento.** 2012. Disponível em:  
<http://www.diadecampo.com.br/zpublisher/materias/Materia.asp?id=26600&secao=Artigos%20Especiais> >. Acesso em: 12 Dez. 2019.

SOUZA, R. C. C. L.; CALAZANS, S. H.; SILVA, E. P. **Impacto das espécies não nativas no ambiente aquático.** Ciência e Cultura, v. 61, n. 1, p. 35-41, 2009.

SPILLER M. S; SPILLER C; GARLET J. **Arthropod bioindicators of environmental quality.** Revista Agro@mbiente On-line, v. 12, n. 1, p. 41-57, janeiro-março, 2018.

STASSEN, M.J. M.; VEN, M.W.P.M; HEID, T.; HIZA, M.A.G.; VELD, G.; SMOLDERS, A.J.P. **Population dynamics of the migratory fish *Prochilodus lineatus* in a neotropical river: the relationships with river discharge, flood pulse, El Niño and fluvial megafan behaviour.** Neotrop. ichthyol. [online]. vol.8, n.1, pp.113-122, 2010 <https://doi.org/10.1590/S1679-62252010005000006>.

SUAREZ A. F; SOARES-FILHO B. S. **Estudo da mudança de uso e cobertura do solo na bacia do rio Formiga – MG.** Revista Brasileira de Cartografia (2013) N0 65/3: 417-429.  
TABACHNICK BG, FIDELL LS. Using multivariate statistics. Allyn abd Bacon, Boston, 2001. 256p.

SUMITA N. M; MENDES M. E. MACCHIONE M; A , GUIMARÃES E. T; LICHTENFELS A. J. F. C; LOBO D. A; SALDIVA P. H. N; SAIKI M; **Tradescantia pallida cv. purpurea Boom in the Characterization of Air Pollution by Accumulation of Trace Elements.** TECHNICAL PAPER ISSN 1047-3289 *J. Air & Waste Manage. Assoc.* 53:574-579 – 2003.

TEIXEIRA T.P; PINTO B.C.T. TERRA B.F; ESTILIANO E. O; GRACIA D; ARAÚJO F.G. **Diversidade das assembleias de peixes nas quatro unidades geográficas do rio Paraíba do Sul.** Iheringia, Sér. Zool., Porto Alegre, 95(4):347-357, 30 de dezembro de 2005.

TERESA F.B; CASATTI L. **Importância da vegetação ripária em região intensamente desmatada no sudeste do Brasil: um estudo com peixes de riacho.** Pan-American Journal of Aquatic Sciences (2010), 5(3): 444-453.

USEPA, 1989. **Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Rivers. Benthic Macroinvertebrates and Fish.** US Environmental Protection Agency Office of Water. Washington, DC. EPA 440/4-89/001. Disponível em: <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyNET.exe/9100LGCA.txt?ZyActionD=ZyDocument&Client=EP A&Index=1986%20Thru%201990&Docs=&Query=&Time=&EndTime=&SearchMethod=1&TocRestrict=n&Toc=&TocEntry=&QField=&QFieldYear=&QFieldMonth=&QFieldDay=&UseQField=&IntQFieldOp=0&ExtQFieldOp=0&XmlQuery=&File=D%3A%5CZYFILES%5CINDEX%20DATA%5C86THRU90%5CTXT%5C00000022%5C9100LGCA.txt&User=ANONYMOUS&Password=anonymous&SortMethod=h%7C&MaximumDocuments=1&Fuz zyDegree=0&ImageQuality=r75g8/r75g8/x150y150g16/i425&Display=hpfr&DefSeekPage=x&SearchBack=ZyActionL&Back=ZyActionS&BackDesc=Results%20page&MaximumPages=1&ZyEntry=3> Acesso em: 25 mar. 2020.

VALENTE M. L. **Alteração nas características físico-químicas e biológicas da água com a introdução da atividade de silvicultura de eucalipto em microbacias na região do Pampa – RS.** Universidade Federal de Santa Maria. Centro de Ciências Rurais programa de Pós-graduação em engenharia Florestal. Dissertação de Mestrado. Santa Maria, RS. 2013. 148 p.

VASCONCELOS, M. G. **Avaliação integrada da qualidade da água do Rio Uberabinha - MG com base na caracterização química dos sedimentos e de**

**espécimes da ictiofauna.** Tese (Doutorado em Química) - Programa Multiinstitucional de Doutorado em Química da UFG/UFMS/UFU. 188 p. 2012.

VELLUDO M. R. **Ecologia Trófica da Comunidade de Peixes do Reservatório de Cachoeira Dourada, Rio Paranaíba, Bacia do Alto Rio Paraná, Brasil.** Tese (Doutorado) - Universidade Federal de São Carlos, 2011.

VENUGOPAL, T.\*; GIRIDHARAN, L. AND JAYAPRAKASH, M. **Characterization and Risk Assessment Studies of Bed Sediments of River Adyar-An Application of Speciation Study.** Int. J. Environ. Res; 3(4):581-598, Autumn 2009

VIANA, F. M. F.; ROCHA, C. H. B. **Impactos ambientais em unidades de conservação.** 2009. 25 f. Monografia (Especialização) - Curso de Ecologia, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora, 2009.  
Vidolin Gisley Paula. Plano de Conservação para Espécies da Ictiofauna ameaçada no Paraná. IAP/ Projeto Paraná Biodiversidade, 2009.

VIDOTTO M.A.P; PAES, J.V.K. **Integridade biótica da represa de Jurumirim e seus tributários: perspectivas para o monitoramento ambiental.** In: SILVA, RJ., orgs. Integridade ambiental da represa de Jurumirim: ictiofauna e relações ecológicas [online]. São Paulo: Editora UNESP, 2016, pp. 193-218. ISBN 978-85-6833-478-2. Available from: doi: 10.7476/9788568334782.

VIDOTTO, A.P. & CARVALHO, E.D.. **Composition and structure of fish community in a stretch of the Santa Bárbara River influenced by Nova Avanhandava Reservoir (low Tietê River, São Paulo State, Brazil).** Acta Limnol. Bras. 2007 19(2):233-245.

VIEIRA, F.; GOMES, J. P. C.; MAIA, B. P. & MARTINS, L. G. **Peixes do Quadrilátero Ferrífero: guia de identificação.** Fundação Biodiversitas, Belo Horizonte. 208 p. Ilust. 2015.

WASIM MA, DWAIPIYAN S, ASHIM C. **Impact of pesticides use in agriculture: Their benefits and hazards.** Interdiscip Toxicol 2 (2009): 1-12.

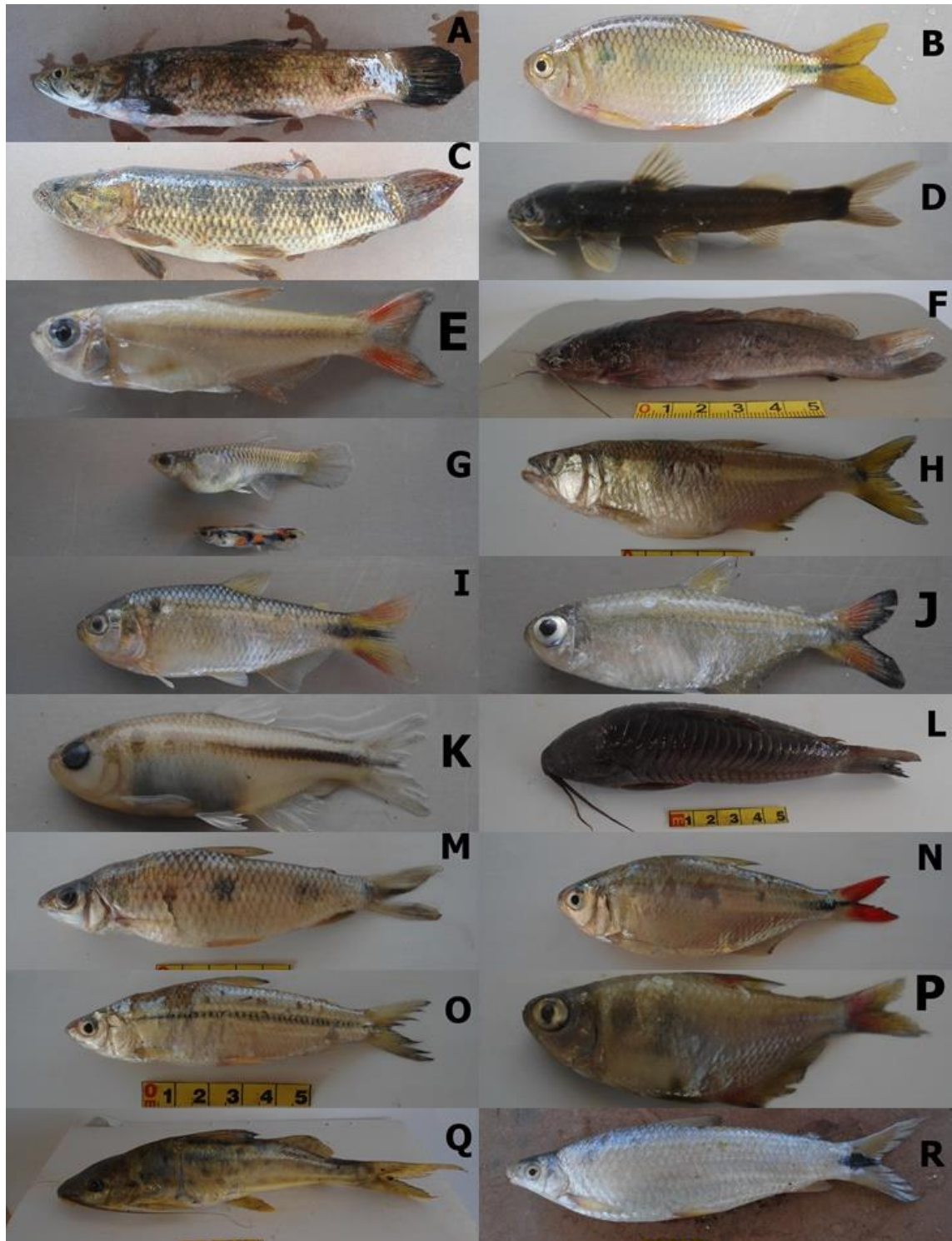
WEIGEL, B.M., & DIMICK, J.J. **Development, validation, and application of a macroinvertebrate-based Index of Biotic Integrity for nonwadeable rivers of Wisconsin.** Journal of the North American Benthological Society, 30(3), (2011). 665-679.

WESTNEAT, M. W. **Phylogenetic systematics and biomechanics in ecomorphology.** Environmental Biology of Fishes, v.44, p. 263-283, 1995.

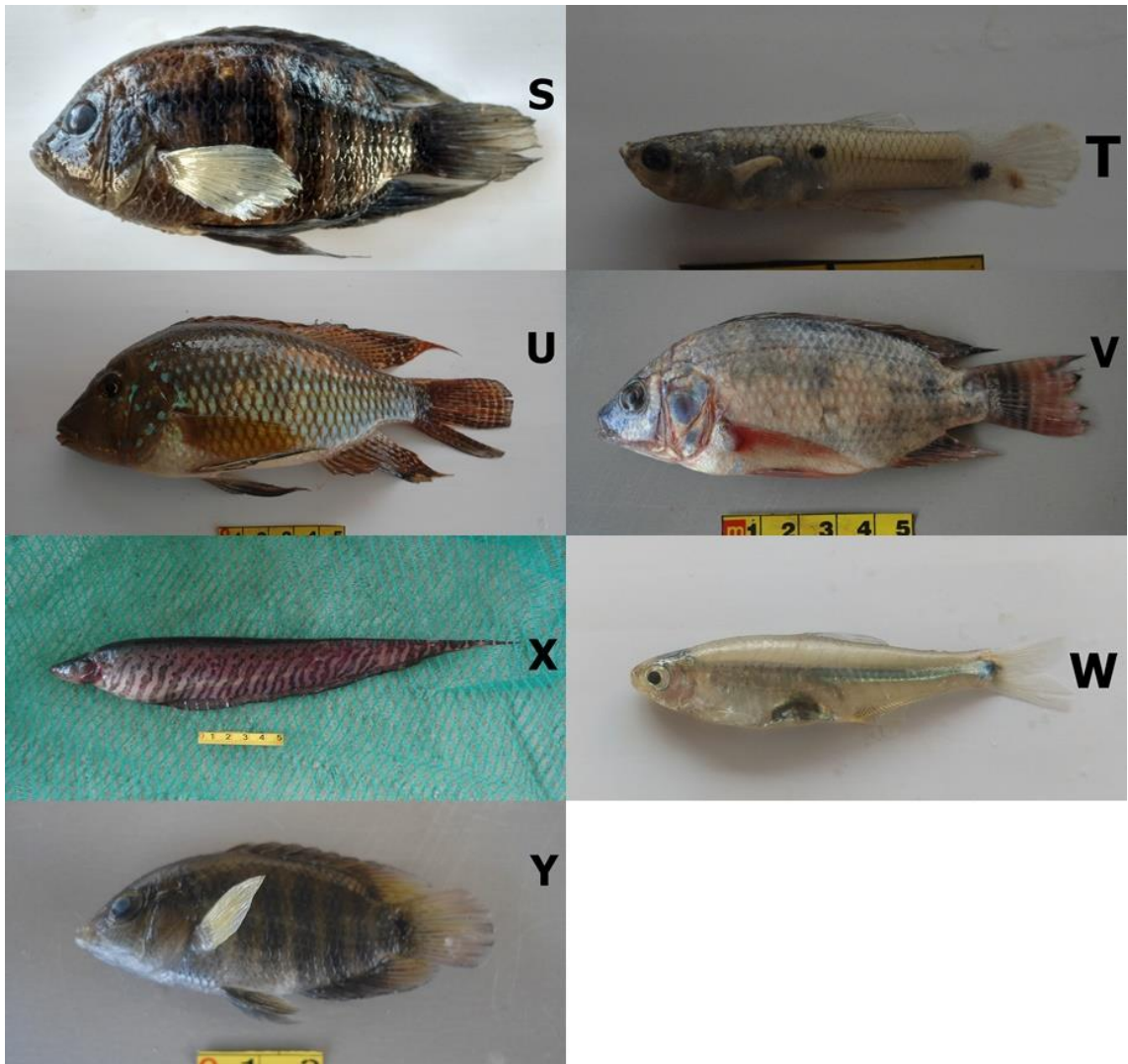
YAU V, WADE T.J, DE WILDE C.K, COLFORD J.M. **Skin-related symptoms following exposure to recreational water: a systematic review and meta-analysis.** Water Qual Expo Health 2009;1:79-103.

YOUNG S; YANG H; HUANG D; LIU S; HUANG Y; CHIANG C.T; LIU J. **Using benthic macroinvertebrate and fish communities as bioindicators of the tanshui river basin around the greater taipei area — Multivariate Analysis of Spatial Variation Related to Levels of Water Pollution.** Int. J. Environ. Res. Public Health 2014, 11, 7116-7143; doi:10.3390/ijerph110707116.

## Anexo I – Ictiofauna do rio Formiga - MG



A - *Hoplias intermedius*; B - *Astyanax lacustris*; C - *Hoplias malabaricus*; D - *Cetopsorhamdia iheringi*; E - *Hasemania* sp; F - *Rhamdia quelen*; G - *Poecilia reticulata*; H - *Oligosarcus paranensis*; I - *Astyanax paranae*; J - *Hemigrammus marginatus*; K - *Knodus moenkhausii*; L - *Callichthys*; M - *Leporinus friderici*; N - *Astyanax fasciatus*; O - *Steindachnerina insculpta*; P - *Hyphessobrycon* sp; Q - *Pimelodus maculatus*; R - *Schizodon nasutus*.



S - *Cichlasoma paranaense*; T - *Phalloceros caudimaculatus*; U - *Geophagus brasiliensis*; V - *Oreochromis niloticus*; X - *Gymnotus sylvius*; W - *Piabarcus stramineus*; Y - *Tilapia rendalli*.

## ANEXO II PROTOCOLO DE HABITATS

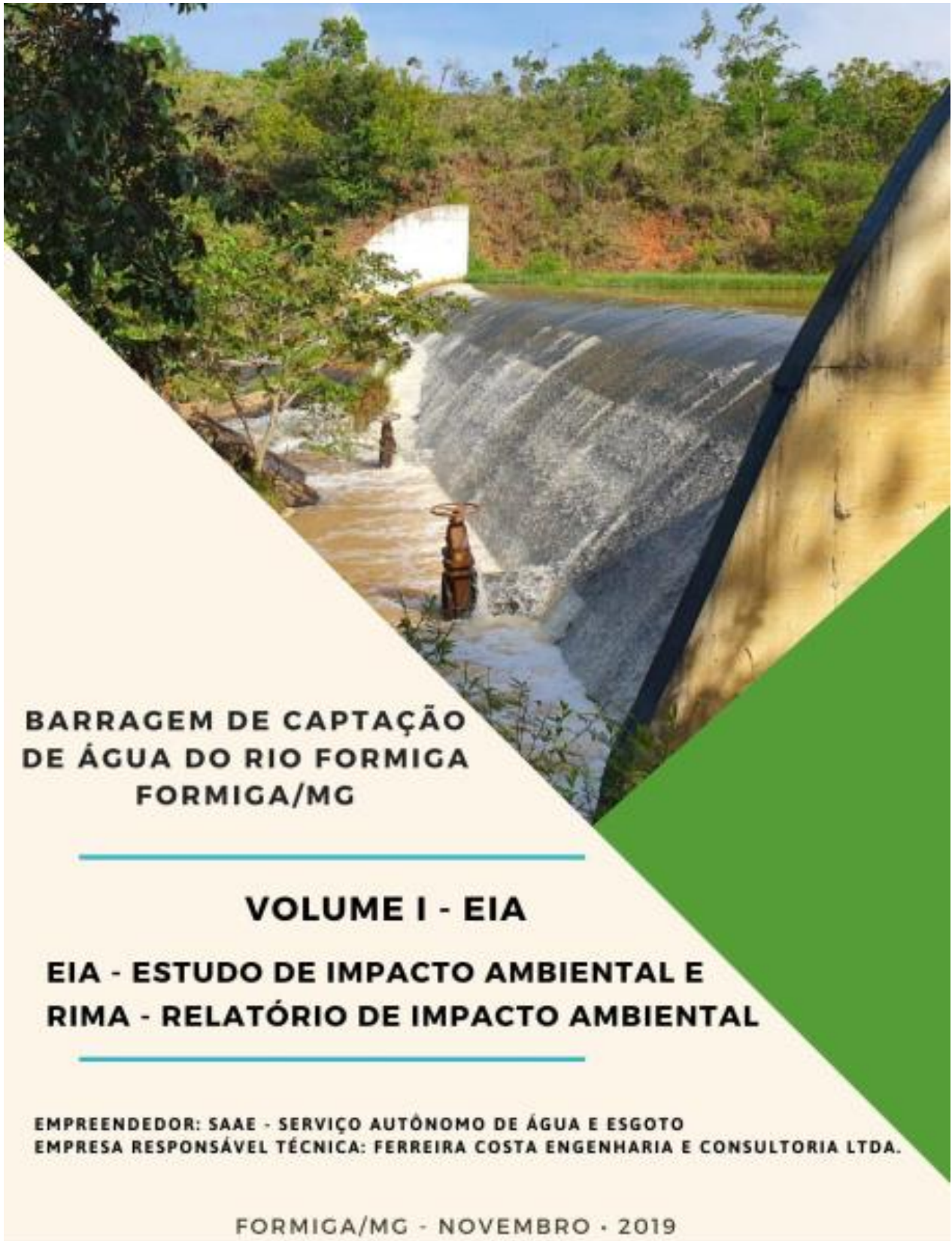
Parâmetros	Pontuação		
	4 pontos	2 pontos	0 pontos
1. Tipo de ocupação das margens do corpo d'água (principal atividade)	Vegetação preservada	Campo de pastagem/ Agricultura/ Monocultura/ Reflorestamento	Residencial/ Comercial/ Industrial
2. Erosão próxima e ou nas margens do rio e assoreamento do seu leito	Ausente	Moderada	Acentuada
3. Alterações antrópicas	Ausente	Alterações de origem doméstica (esgoto, lixo)	Alteração de origem industrial/ urbana (fábricas, siderurgias, canalização do curso do rio)
4. Cobertura vegetal no leito	Parcial	Total	Ausente
5. Odor da água	Nenhum	Esgoto (ovo podre)	Óleo/ Industria
6. Oleosidade da água	Ausente	Moderado	Abundante
7. Transparência da água	Transparente	Turva (cor de chá forte)	Opaca ou colorida
8. Odor do sedimento (fundo)	Nenhum	Esgoto (ovo podre)	Óleo/ Industrial
9. Oleosidade de fundo	Ausente	Moderado	Abundante
10. Tipo de fundo	Pedras/ cascalho	Lama/ areia	Cimento/ canalizado

Parâmetros	Parâmetros			
	5 pontos	3 pontos	2 pontos	2 pontos
11- Tipos de fundo	Mais de 50% com habitats diversificados (pedaços de troncos, submersos, cascalhos e estáveis)	30 a 50 % de habitats diversificados; habitats adequados para a manutenção das populações de organismos aquáticos.	10 a 30 % de habitats diversificados; disponibilidade e de habitats insuficiente, substratos frequentemente modificados.	Menos que 10 % de habitats diversificados; ausência de habitats óbvia; substrato rochoso instável para fixação dos organismos.
12- Extensão de rápidos.	Rápidos e corredeiras bem desenvolvidos; remansos tão largos quanto o rio e com o comprimento igual ao dobro da largura do rio.	Rápidos com a largura igual à do rio, mas com comprimento menos do que o dobro da largura do rio.	Trechos rápidos podem estar ausentes; rápidos não tão largos quanto o rio e seu comprimento menos que o dobro da largura do rio.	Rápidos ou corredeiras inexistentes.
13- Frequências de rápidos	Rápidos relativamente frequentes; distâncias entre remansos dividida pela largura do rio entre 5 e 7.	Rápidos não frequentes; distâncias entre remansos, dividida pela largura do rio entre 7 e 15.	Rápidos ou corredeiras ocasionais; habitats formados pelos contornos do fundo; distância entre remansos dividida pela largura do rio entre 15 e 25.	Geralmente com lâmina d'água 'lisa' ou com rápidos rasos, pobreza de habitats; distância entre rápidos dividida pela largura do rio > 25.
14- Tipos de substrato	Seixos abundantes (principalmente em nascentes de rios).	Seixos abundantes; cascalho comum.	Fundo formado predominantemente por cascalho; alguns seixos	Fundo pedregoso; seixos ou lamoso.
15- Deposição de lama	Entre 0 e 25 % do fundo coberto por lama (silte e argila).	Entre 25 e 50 % do fundo coberto por lama.	Entre 50 e 75 % do fundo coberto por lama	Mais de 75 % do fundo coberto por lama.

16- Depósitos sedimentares	Menos de 5 % do fundo com deposição de lama; ausência de deposição nos remansos. Provavelmente, a correnteza arrasta tudo o material fino.	Alguma evidência de modificação no fundo, principalmente aumento de cascalho, areia ou lama; 5 a 30 % do fundo afetado, suave deposição nos remansos.	Deposição moderada de cascalho novo, areia ou lama nas margens; entre 30 e 50 % do fundo afetado; deposição moderada nos remansos.	Grandes depósitos de lama, margens assoreadas; mais de 50 % do fundo modificado; remansos ausentes devido à significativa deposição de sedimentos. (continua)
17- Alterações no canal do rio	Canalização (retificação) ou dragagem ausente ou mínima; rio com padrão normal.	Alguma canalização presente, normalmente próximo à construção de pontes; evidência de modificação há mais de 20 anos.	Alguma modificação presente nas duas margens; 40 a 80 % do rio modificado.	Margens cimentadas; acima de 80 % do rio modificado.
18- Características do fluxo das águas	Fluxo relativamente igual em toda a largura do rio; mínima quantidade de substrato exposta.	Lâmina d'água acima de 75 % do canal do rio; ou menos de 25 % do substrato exposto.	Lâmina d'água acima de 75 % do canal do rio; ou menos de 25 % do substrato exposto.	Lâmina d'água escassa e presente apenas nos remansos.
19- Presença de vegetação ripária.	Acima de 90 % com vegetação ripária nativa, incluindo árvores, arbustos ou macrófitas, mínima evidência de desflorestamento; todas as plantas atingindo a altura 'normal'.	Entre 70 e 90 % com vegetação ripária nativa; desflorestamento evidente mas não afetando o desenvolvimento da vegetação; maioria das plantas atingindo a altura 'normal'.	Entre 50 e 70 % com vegetação ripária nativa, desflorestamento óbvio; trechos com solo exposto ou vegetação eliminada; menos da metade das plantas atingindo a altura 'normal'.	Menos de 50 % da vegetação ripária nativa; desflorestamento muito acentuado.

20- Estabilidade das margens.	Margens estáveis; evidência de erosão mínima ou ausente; pequeno potencial para problemas futuros. Menos de 5 % da margem afetada.	Moderadamente estáveis; pequenas áreas de erosão frequentes. Entre 5 e 30 % da margem com erosão.	Moderadamen te instável; entre 30 e 60 % da margem com erosão. Risco elevado de erosão durante enchentes.	Instável; muitas áreas com erosão, frequentes áreas descobertas nas curvas do rio; erosão óbvia entre 60 e 100 % da margem
21- Extensão	Largura da vegetação	Largura da vegetação	Largura da vegetação	Largura da vegetação

## ANEXO III – COMPROVANTES DO PRODUTO TÉCNICO





6.7.2. Qualidade das águas distribuídas.....	137
6.7.2.1. Análise resolução CONAMA Nº 357 (17/03/2006).....	137
6.7.2.2. Análises realizadas pelo SAAE.....	141
6.8. Uso da água nos cursos d'água.....	141
6.9. Clima.....	142
<b>7. MEIO BIÓTICO .....</b>	<b>145</b>
7.1. Apresentação.....	145
7.2. Introdução.....	145
7.2.1. Caracterização ambiental da área do empreendimento.....	147
7.3. Objetivo.....	149
7.4. Caracterização regional da fauna terrestre – área de influência indireta .....	149
7.4.1. Metodologia.....	150
7.4.2. Herpetofauna.....	150
7.4.3. Avifauna.....	154
7.4.4. Mastofauna.....	167
7.5. Caracterização da fauna terrestre – área diretamente afetada e área de influência direta.....	169
7.5.1. Áreas de amostragem.....	169
7.5.2. Metodologia.....	169
7.5.2.1. Herpetofauna.....	169
7.5.2.2. Avifauna.....	169
7.5.2.3. Mastofauna.....	169
7.5.2.4. Análise de Dados.....	169
7.5.2.5. Grafa e espécies de interesse conservacionista .....	169
7.5.3. Resultados e Discussão .....	169
7.5.3.1. Herpetofauna.....	169
7.5.3.2. Avifauna.....	169
7.5.3.3. Mastofauna.....	169
7.6. Impactos a fauna terrestre .....	203
7.7. Caracterização da fauna aquática – ictiofauna.....	203
<b>7.7.1. Ecossistemas aquáticos (ictiofauna) .....</b>	<b>203</b>
<b>7.7.2. Ictiofauna da Bacia do Rio Grande .....</b>	<b>205</b>
<b>7.7.3. Objetivos.....</b>	<b>205</b>
<b>7.7.4. Pontos de amostragem.....</b>	<b>205</b>
<b>7.7.5. Material e métodos .....</b>	<b>211</b>
<b>7.7.5.1. Avaliação da atividade reprodutiva .....</b>	<b>214</b>



7.7.5.2. Análise dos dados.....	215
7.7.6. Resultados.....	217
7.7.6.1. Tamanho e abundância dos espécimes capturados .....	219
7.7.6.2. Riqueza de Espécies .....	220
7.7.6.3. Ocorrência .....	222
7.7.6.4. Índice de diversidade de Shannon .....	223
7.7.6.5. Similaridade.....	224
7.7.6.6. Distribuição por espécies em número e biomassa, por ponto amostrado.....	224
7.7.6.7. Distribuição das espécies em número e biomassa, por malha.....	226
7.7.6.8. Capturas por unidade de esforço em número e biomassa, por espécie.....	227
7.7.6.9. Capturas por unidade de esforço em número e biomassa, por estação do ano .....	228
7.7.6.10. Constância.....	230
7.7.7. Considerações.....	231
7.7.8. Fase de Planejamento.....	232
7.7.9. Análise e discussão.....	232
7.7.10. Ações ambientais .....	233
7.7.11. A pesca.....	233
7.8. Flora e vegetação .....	239
7.8.1. Fitossociologia da floresta estacional semidecidual e savana arborizada .....	240
7.8.2. Formação vegetal (FV) I – savana arborizada .....	241
7.8.3. Formação vegetal (FV) II – Floresta estacional semidecidual secundária (10,54 ha)	

## 2.2. Equipe técnica responsável pelo estudo

Profissional	Formação Profissional	Registro Profissional
Marlon Batista da Costa	Engenheiro Civil/Sanitarista	CREA-MG: 50.744/D
Ariene Dutra Porto	Engenheira Civil	CREA-MG: 237.981/D
Aline Ferreira Costa	Engenheira Civil	CREA-MG: 198.443/D
Cássio Ricardo de Ávila	Geólogo	CREA-MG: 103.863/D
Evandro Marinho Siqueira	Engenheiro Florestal	CREA-MG: 91.337/D
Carla Daniela Chagas	Engenheira Ambiental	CREA-MG: 188.990/D
Mateus Santiago da Silva	Engenheiro Ambiental	CREA-MG: 160.167/D
Pablo Hendrigo Alves de Melo	Biólogo / Botânico	CRBio: 49.242/04-D
Fernando Carvalho Rosa	Biólogo	CRBio: 76.041/04-D
André Luis Pracucci Gomes dos Santos	Engenheiro Florestal	CREA-MG: 118.640/D
<b>Eduardo José da Silva</b>	<b>Biólogo</b>	<b>CRBio: 49.176/04-D</b>
Leonardo Junior Franco	Engenheiro Ambiental	CREA-MG: 129.949/D
Julia Profíria Fortunato	Administradora	-

Este relatório apresenta resultados consolidados obtidos após a execução de quatro campanhas de campo para o Levantamento de Ictiofauna no rio Formiga que faz parte do projeto de mestrado: Peixes como bioindicadores para o diagnóstico ambiental do rio Formiga. As campanhas de campo foram realizadas trimestralmente, contendo 6 pontos amostrais cada campanha, os resultados obtidos serão utilizados para obtenção do título de mestre, no mestrado profissional em tecnologia e sustentabilidade ofertado pelo Instituto Federal de Minas Gerais, campus Bambuí, do aluno Eduardo José da Silva, orientado pela prof.<sup>a</sup> Dra. Grazielle Wolff de Almeida Carvalho. Este relatório será utilizado como produto técnico do curso do mestrado. A licença de pesca foi fornecida pelo ICMBio, através dos SISBio, sob o número 62443-1. Estes dados serão utilizados no projeto de ampliação do reservatório de água para abastecimento público do SAAE do município de Formiga/MG.

Eduardo

A maior diversidade de peixes de água doce do planeta encontra-se na região neotropical (VARI & MALABARBA, 1998). Portanto, o conhecimento dessa ictiofauna ainda é bem limitado e incompleto (BOHLKE et al. 1978; LOWE-MCCONNELL, 1999; REIS et al. 2003a) e, segundo Schaefer (1998), o número de espécies de peixes de água doce para a região pode chegar a 8.000, representado cerca de 25% das espécies de peixes do mundo (VARI & MALABARBA,

**APÊNDICE – PRODUTO TÉCNICO**

**LEVANTAMENTO DE ICTIOFAUNA RIO FORMIGA – FORMIGA/MG**



**Eduardo José da Silva**

**Mestrando em mestrando em Sustentabilidade Ambiental**

**CRBio: 49176/04 D**

**FICHA CATALOGRÁFICA**

S586d Silva, Eduardo José.

Diagnóstico da ictiofauna do rio Formiga – MG: subsídio para o biomonitoramento ambiental. / Eduardo José Silva, Grazielle Wolf de Almeida Carvalho. – Bambuí, 2020.

37 f.: il.; color.

Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Minas Gerais  
– Campus Bambuí, MG, Curso Mestrado Profissional em Sustentabilidade e Tecnologia Ambiental, 2020.

1. Indicador ecológico. 2. Bioindicador. 3. Assembleia de peixes. I. Carvalho, Grazielle Wolf de Almeida. II. Título.

CDD 639.2

## **Ecossistemas aquáticos (Ictiofauna)**

Este relatório apresenta resultados consolidados obtidos após a execução de quatro campanhas de campo do Projeto de Levantamento de Ictiofauna no rio Formiga que faz parte do projeto de mestrado: Peixes como bioindicadores para o diagnóstico ambiental do rio Formiga, os dados deste levantamento são oriundos do resultado obtidos para obtenção do título de mestre, no mestrado profissional em tecnologia e sustentabilidade ofertado pelo Instituto Federal de Minas Gerais, *campus* Bambuí, do aluno Eduardo José da Silva, que será utilizado como produto técnico do curso do mestrado. A licença de pesca foi fornecida pelo ICMBio, através dos SISBio, sob o número 62443-1. Estes dados serão utilizados no projeto de ampliação do reservatório de água para abastecimento público do SAAE do município de Formiga/MG.

A maior diversidade de peixes de água doce do planeta, encontra-se na região neotropical (Vari & Malabarba 1998). Portanto, o conhecimento dessa ictiofauna ainda é bem limitado e incompleto (Bohlke et al. 1978, Lowe-McConnell 1999, Reis et al. 2003a) e, segundo Schaefer (1998), o número de espécies de peixes de água doce para a região pode chegar a 8.000, representado cerca de 25% das espécies de peixes do mundo (Vari & Malabarba 1998).

A ictiofauna brasileira é uma das mais diversificadas do mundo com alto índice de riqueza específica, o que reflete numa ampla variedade de formas e padrões comportamentais (Agostinho et al., 2007). Dentre os peixes, as espécies de maior importância para a pesca são os popularmente conhecidos como de piracema, isto é, peixes que migram sazonalmente rio acima entre os locais de alimentação e de reprodução (Vazzoler & Menezes, 1992).

Os peixes representam mais de cinquenta por cento da diversidade de vertebrados registradas (NELSON, 2006), A maior diversidade relativa está nos ambientes de água doce (MOYLE & CECH, 2000). Ainda que o território brasileiro possua uma grande extensão hidrográfica são raros os estudos relacionados com a ictiofauna destes ambientes (ARAÚJO & TEJERINO–GARRO, 2007).

Além de ocuparem várias posições na cadeia trófica (TEIXEIRA et al, 2005), os peixes são reconhecidos como ótimos indicadores da qualidade ambiental de um corpo de água (VIEIRA & SHIBATTA, 2007). Desta forma, estudos que permitam a quantificação da

diversidade de comunidades ictiofaunísticas de rios urbanos e da sua variação espacial e temporal, são de fundamental importância para a determinação da qualidade ambiental.

De acordo com Agostinho et al. (2005), as principais ameaças aos ecossistemas aquáticos continentais brasileiros são a poluição, o desmatamento, a construção de barragens, a pesca predatória e a introdução de espécies não nativas. Segundo ainda os mesmos autores, esses problemas são mais conspícuos nas regiões mais desenvolvidas do Brasil, ou seja, no sudeste e sul do país.

## **ICTIOFAUNA DA BACIA DO RIO GRANDE**

A Bacia Hidrográfica do Rio Grande – BHRG situa-se na Região Sudeste do Brasil na divisa entre os Estados de Minas Gerais e São Paulo possui área de drenagem de 143.437,79 km<sup>2</sup> sendo 57.092,36 Km<sup>2</sup> (39,80%) no estado de São Paulo e 86.345,43 (60,20%) em Minas Gerais. Possui população de aproximadamente 8,6 milhões de habitantes (2010) distribuídos em 393 municípios, dos quais 325 com área totalmente inserida na bacia. (ARPA-RIO GRANDE). Baseado em amostragens o rio grande apresenta em sua composição da ictiofauna, 114 espécies de peixes incluindo nativos e exóticos (Santos – 2007). As informações geradas nesse estudo, aliadas àquelas da literatura, foram primordiais para uma estimativa inicial do número de espécies de peixes nativos e exóticos do rio Formiga/MG.

## **O RIO FORMIGA**

A Bacia do Rio Formiga – MG, possui 1.121 Km<sup>2</sup> de extensão, é componente da Bacia do Rio Grande. A Bacia do Rio Formiga é localizada no Sudeste do país, na Microrregião de Formiga e Mesorregião do Oeste de Minas, na Zona Campo das Vertentes, segundo a divisão geográfica do Estado. Está contida em sua maior parte no município de Formiga – MG. Outros municípios fazem parte da área do estudo e também da bacia, os municípios de Arcos, Córrego Fundo, Itapeçerica, Pains e Pedra do Indaiá (Suarez e Filho – 2013).

## **OBJETIVOS**

- Caracterizar quali-quantitativa da estrutura da comunidade de peixes do rio formiga;
- Estimar a abundância e biomassa relativas das espécies nas estações de amostragem;

- Estimar as produtividades em biomassa e número, por meio da captura por unidade de esforço, por estações de amostragem, espécie, campanhas amostrais e períodos sazonais;
- Estimar a diversidade, riqueza e equitabilidade das espécies por ponto amostral e período sazonal;
- Avaliar a similaridade ictiofaunística entre os diferentes ambientes (pontos amostrais);

## PONTOS DE AMOSTRAGENS

Os resultados foram obtidos a partir de 4 campanhas de campo, de (junho, setembro e dezembro de 2018 e março de 2019), abrangendo todas as estações do ano. Para tal foram determinados 6 pontos amostrais onde foram realizadas amostragens sistemáticas nas coordenadas expressas na tabela 01.

**Tabela – 1:** Coordenadas dos pontos de amostragem

<b>Pontos</b>	<b>Localização descritiva</b>	<b>Coordenadas UTM</b>
<b>IC01</b>	Jusante ponte chaparral	23K 457646/7740099
<b>IC02</b>	Montante à barragem do SAAE	23k 457969/7738846
<b>IC03</b>	Jusante barragem SAAE até ponte serra verde	23K 457307/7738962
<b>IC04</b>	Jusante ponte serra verde até ponte de ferro	23k 455638 7737631
<b>IC05</b>	Jusante ponte de ferro	23K 454616/7735490
<b>IC06</b>	Comunidade segredo	23K 451666/7732196

Fonte: Elaborado pelo autor - 2018

**Ponto 01** – Nas imediações da BR 354, à montante e a Jusante da ponte que transpõe o rio formiga, Vegetação marginal direita arbórea bem preservada, a esquerda antropizada por moradia e comercio de material de construção (Areia e brita).

**Ponto 02** – À montante do Reservatório do SAAE, no corpo do reservatório propriamente dito, vegetação da margem direita bem preservada e margem esquerda antropizada pela captação do SAAE e produção de hortaliças.

**Ponto 03** – À jusante da barragem do SAAE até a ponte do bairro serra verde, área bem preservada em ambas as margens com alguns pontos de pastagem.

**Ponto 04** – À jusante do ponto 03 até a ponte de ferro da ferrovia Centro Atlântica, área que abrange o perímetro urbano da cidade De formiga, onde o rio já recebe os efluentes domésticos e comerciais, área altamente impactada.

**Ponto 05** – À jusante da ponte de ferro, área com forte influência antrópica, com mata ciliar pouco preservada, o leito do rio apresenta grande quantidade de seixos, porém com muita presença de esgotos domésticos e comerciais.

**Ponto 06** – Na comunidade rural de segredo, com a mata ciliar direita bem preservada e a esquerda com pontos de degradação pela presença de animais da pecuária e monoculturas de milho, presença de esgoto, porém em menor quantidade.



Figura 1:Ponto 01



Figura 2:Ponto 02



Figura 3: Ponto 03



Figura 4: ponto 04



Figura 5:Ponto 05



Figura 6:Ponto 06

## MATERIAL E MÉTODOS

### AMOSTRAGENS

Visando amostragens quantitativas e qualitativas, a captura dos peixes foi realizada através da utilização de 9 redes de emalhar com malhas de 3, 4, 5, 6, 7, 8, 10, 12 e 14 cm (entre nós opostos), tarrafa com malha 3 cm (entre nós opostos), redes de arrasto e peneira. As redes de emalhar foram colocadas no final da tarde e retiradas na manhã seguinte, permanecendo expostas na coluna d'água por aproximadamente 12 horas, totalizando um tempo médio de amostragem por campanha de 108 horas permanência na água e o tempo total das quatro campanhas foi de 432 horas de esforço captura.



Figuras 7 e 8: Armação de redes de emalhar

Esforço total de pesca (m<sup>2</sup>), por malha e por campanha, empregado nos pontos do levantamento de ictiofauna para o projeto de ampliação do reservatório de água para abastecimento público do SAAE do município de Formiga/MG.

**Tabela 2: Esforço amostral**

Malha (cm)	IC 01	IC 02	IC 03	IC 04	IC 05	IC 06	Total (m <sup>2</sup> )
<b>3</b>	15	15	15	15	15	15	90
<b>4</b>	15	15	15	15	15	15	90
<b>5</b>	15	15	15	15	15	15	90
<b>6</b>	16	16	16	16	16	16	96
<b>7</b>	17	17	17	17	17	17	102
<b>8</b>	18	18	18	18	18	18	108
<b>10</b>	23	23	23	23	23	23	138
<b>12</b>	29	29	29	29	29	29	174

<b>14</b>	36	36	36	36	36	36	216
Total (m <sup>2</sup> )	184	184	184	184	184	184	<b>1.104</b>

Fonte: Elaborado pelo autor - 2018

## PROCESSAMENTO

Os peixes capturados, foram selecionados de acordo com o petrecho de pesca e tiveram sua biometria e peso aferidos, pesados em balança digital com precisão de 0,01 g para cálculo de biomassa sendo que para os apanhados em redes de emalhar foram separados de acordo com o tamanho da malha, os indivíduos de maior porte (superior a 6 a 7 cm) foram acondicionados inteiros, nos exemplares de maior porte foram feitas incisões abdominais no sentido caudo-cranial desde a abertura genital até as brânquias, para melhor penetração da solução formalina, com auxílio de uma seringa, alguns exemplares também receberam uma injeção intramuscular da solução formalina 10%. Em seguida, os peixes foram colocados em bombonas plásticas, imersos em solução de formol a 10% para fixação e preservação. Para os procedimentos em campo foram levadas em conta as instruções contidas em Vanzolini & Papavero (1967). Para todos os exemplares capturados foram obtidos: comprimento total e padrão, peso corporal e estágio de maturação gonadal, para a identificação dos exemplares até o menor nível taxonômico foi utilizada bibliográfica especializada (Graça & Pavanelli 2007, Langeani & Rêgo 2014, Ota *et al.* 2018).



Figura 9 e 10: **Processamento dos espécimes.**

## AValiação DA ATIVIDADE REPRODUTIVA

A biologia reprodutiva foi analisada conjuntamente para os peixes com as táticas reprodutivas migratória e sedentária devido ao número amostral dos peixes migradores não ser suficiente para a elaboração de estudos peculiares.

Os estudos dos estádios de maturação gonadal foi realizado macroscopicamente, pela análise da coloração, irrigação sanguínea, turgidez, coloração, tamanho e visualização dos ovócitos. A Classificação das gônadas ocorreu de acordo com a escala de maturação que ocorre do seguinte modo:

**1 = repouso**, ovários delgados, translúcidos, volume reduzido, contendo O1 e O2; testículos filiformes ou franjados e transparentes, contendo somente espermatogônias e lume dos túbulos seminíferos fechado.

**2 = maturação inicial**, ovários volumosos, alguns ovócitos visíveis a olho nu, contendo O1, O2 e O3; testículos volumosos e esbranquiçados, com pequena quantidade de espermatozóides no lume dos túbulos seminíferos em relação às outras células da linhagem espermatogênicas.

**3 = maturação avançada/maduro**, ovários com volume máximo com numerosos ovócitos visíveis a olho nu, contendo O1, O2, O3 e O4 e testículos túrgidos, branco leitosos, com lume dos túbulos seminíferos repleto de espermatozóides.

**4 = desovando/espermiando**, ovários flácidos, hemorrágicos, contendo O1, O2, O3 e O4 e folículos pós-ovulatórios. Testículos flácidos, hemorrágicos, com quantidades apreciáveis de espermatozóides e lume dos túbulos seminíferos abertos; ou **desovado/espermiado**, ovários muito flácidos, hemorrágicos, contendo numerosos O1 e O2, vários folículos pós-ovulatórios e O3 e O4 em atresia folicular. Testículos delgados, hemorrágicos, contendo somente espermatogônias na parede dos túbulos seminíferos com lume aberto.

## TRATAMENTO DOS DADOS

### Riqueza específica

O número total de espécies capturadas com redes de emalhar e o número total de campanhas em cada ponto amostral em cada ponto de amostragem foi utilizado como indicador da riqueza.

### Diversidade de espécies

O índice de diversidade utilizado foi o de Shannon-Wiener ( $H'$ ), procedente da teoria da informação. Este índice dá maior peso para as espécies raras, e é obtido pela equação:

$$H' = - \sum_{i=1}^S (pi) * (\log_n pi)$$

Onde S é o número de espécies, pi é a proporção da espécie i, estimada como ni/N, onde ni é a medida de importância da espécie i (número de indivíduos, biomassa), e N é o número total de indivíduos. O índice de diversidade de Shannon H' foi realizado através do software Excel, sendo utilizados os valores referentes às amostragens quantitativas (CPUEn).

### **Similaridade ictiofaunística**

Análise de similaridade foi realizada para uma matriz de dados baseada na presença e na ausência das espécies para cada estação, incluindo-se todos os dados. Este procedimento analisa somente a composição de espécies entre as áreas (presença e ausência), pois é dado peso igual para todas as espécies, independente da abundância de cada uma. Como método de análise foi empregado o método de Sorensen através do software Past. Os resultados foram sintetizados na forma de dendrograma de similaridade.

### **Capturas por unidade de esforço em número e biomassa de peixes**

Foi determinada a abundância relativa da pesca com redes de emalhar através de captura por unidade de esforço (CPUE), definida como o somatório do número (CPUEn) ou biomassa (CPUEb, em g) de peixes/100 m<sup>2</sup> das redes empregadas/12 horas (SANTOS, 1999). Este procedimento permite comparações quantitativas entre espécies, tamanhos de malha e locais de coleta, sendo obtido da seguinte maneira:

$$CPUEn = \sum_{i=1}^n N / E \times 100$$

E

$$CPUEb = \sum_{i=1}^n B / E \times 0,1$$

CPUEn = captura em número em 100 m<sup>2</sup> por unidade de esforço;

CPUEb = captura em biomassa (g) em 100 m<sup>2</sup> por unidade de esforço;

N = número de peixes capturados para um determinado tamanho de malha;

n = tamanhos de malha empregados (3, 4, 5, 6, 7, 8, 10, 12, 14 e 16 cm);

B = biomassa (g) dos peixes capturados para um determinado tamanho de malha;

E = esforço de pesca para um dado tamanho de malha (área de rede empregada) durante o tempo de exposição.

Deste modo, foram obtidas as seguintes CPUEs:

CPUE (n, b) ponto = CPUE, em número e biomassa, por ponto de coleta;

CPUE (n, b) malha = CPUE, em número e biomassa, por malha;

CPUE (n, b) espécie = CPUE, em número e biomassa, por espécie;

CPUE (n, b) período = CPUE, em número e biomassa, por período;

### **Constância**

A constância das espécies (índice de frequência) foi avaliada segundo DAJOZ (1973), através da expressão:

$$C = \frac{n}{N} \times 100, \text{ onde,}$$

C = constância;

n = número de coletas em que a espécie foi registrada;

N = número total de coletas.

Foram atribuídas as seguintes categorias para as espécies coletadas:

*Constante* = C igual ou maior que 50%;

*Acessória* = C menor que 50% e igual ou maior que 25%;

*Acidental ou rara* = C menor que 25%.

## **RESULTADOS**

Os dados exibidos nas tabelas 3, 4 apresentam os resultados obtidos nas 4 campanhas de amostragem de ictiofauna do rio formiga, estas apresentam as espécies amostradas, os dados biométricos dos indivíduos capturados, a ocorrência de espécies por pontos de amostragem.

Tabela 3- lista de espécies capturadas durante as 4 campanhas de levantamento de ictiofauna do rio formiga, mostrando a ordem, família, espécies e nomes vernacular e ainda classifica as espécies em não nativas (Nn), reofílica (Reo), migrador (Mig).

<b>Espécies</b>	<b>Nome popular</b>	<b>Nn</b>	<b>Reo</b>	<b>Mig</b>
<b>ORDEM CHARACIFORMES</b>				
<b>Família Curimatidae</b>				
<i>Steindachnerina inculpita</i>	Saguirú			x
<b>Família Anostomidae</b>				
<i>Leporinus friderici</i>	Piau-três-pintas		x	x
<i>Schizodon nasutus</i>	Piau-branco			
<b>Família Characidae</b>				
<i>Astyanax fasciatus</i>	Piaba-do-rabo-vermelho			
<i>Astyanax lacustris</i>	Piaba-do-rabo-amarelo			
<i>Astyanax paranae</i>	Lambari			
<i>Piabarcus stramineus</i>	Piabinha			
<i>Hemigrammus marginatus</i>	Piabinha			
<i>Hyphessobrycon</i> sp.	Piabinha	x		
<i>Knodus moenkhausii</i>	Piabinha	x		
<i>Oligosarcus paranensis</i>	Peixe-cachorro			
<i>Hasemania</i> sp.	Piabinha	x		
<b>Família Erythrinidae</b>				
<i>Hoplias malabaricus</i>	Traíra			
<i>Hoplias intermedius</i>	Trairão			
<b>ORDEM SILURIFORMES</b>				
<b>Família Callichthyidae</b>				
<i>Callichthys</i>	Camboatá	x		
<b>Família Heptapteridae</b>				
<i>Cetopsorhamdia iheringi</i>	Bagre			
<i>Rhamdia quelen</i>	Bagre			x
<b>Família Pimelodidae</b>				
<i>Pimelodus maculatus</i>	Mandi-amarelo		x	x
<b>ORDEM GYMNOTIFORMES</b>				
<b>Família Gymnotidae</b>				
<i>Gymnotus sylvius</i>	Sarapó			
<b>ORDEM CYPRINODONTIFORMES</b>				
<b>Família Poeciliidae</b>				
<i>Poecilia reticulata</i>	Barrigudinho	x		
<i>Phalloceros caudimaculatus</i>	Barrigudinho	x		
<b>ORDEM PERCIFORMES</b>				
<b>Família Cichlidae</b>				
<i>Cichlasoma paranaense</i>	Acará			
<i>Geophagus brasiliensis</i>	Cará			

<i>Oreochromis niloticus</i>	Tilápia	x
<i>Tilapia rendalli</i>	Tilápia	x

Fonte: Elaborado pelo autor – 2018/2019

## TAMANHO E ABUNDÂNCIA DOS ESPÉCIMES CAPTURADOS

Durante os trabalhos de coleta, foram capturados 847 indivíduos divididos em 25 espécies (cf tabela 03), pertencentes a 22 gêneros, 10 famílias e 5 ordens. Dentre os peixes capturados a espécie mais representativa em número foi o *Astyanax lacustris* – Lambari do rabo amarelo, com 182 exemplares e em biomassa foi a Traíra, *Hoplias malabaricus* com 10.740 g. O maior exemplar amostrado foi um trairão - *Hoplias intermedius* com 39 cm de comprimento total e 700 g de peso corporal. A média de comprimento total dos exemplares capturados foi de 10,4 cm e do peso corporal foi de 48 g e a biomassa total capturada foi de 35.735,9 g (cf tabela 04). Dentre as espécies capturadas 8 são não nativas à bacia do rio Grande, *Callichthys*, *Hyphessobrycon* sp; *Knodus moenkhausii*, *Oreochromis niloticus*, *Phalloceros caudimaculatus*, *Poecilia reticulata*, *Tilapia rendalli* e *Hasemania* sp.

Segundo Agostinho et. al. 2003 as espécies *Leporinus friderici*, *Astyanax fasciatus*, *Astyanax lacustris*, *Astyanax paranae* e *Steindachnerina insculpta*, são considerados migradores de curta distância (<100km) e a espécie *Pimelodus maculatus* é migradora de longa distância (>100km), estas espécies perfazem 33,5% do número total de indivíduos e 11% da biomassa capturada, revelando que o rio formiga é uma importante rota para peixes migradores.

O total de espécies levantadas representam 21,9% das espécies existentes na bacia do rio grande, também cabe salientar que não foram registradas espécies endêmicas e ou ameaçadas de extinção na microbacia do rio formiga (Revisão das Listas das Espécies da Flora e da Fauna Ameaçadas de Extinção do Estado de Minas Gerais e no Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção).

Tabela 4- Número de indivíduos capturados, maiores e menores exemplares; média do peso corporal e comprimento total por espécie.

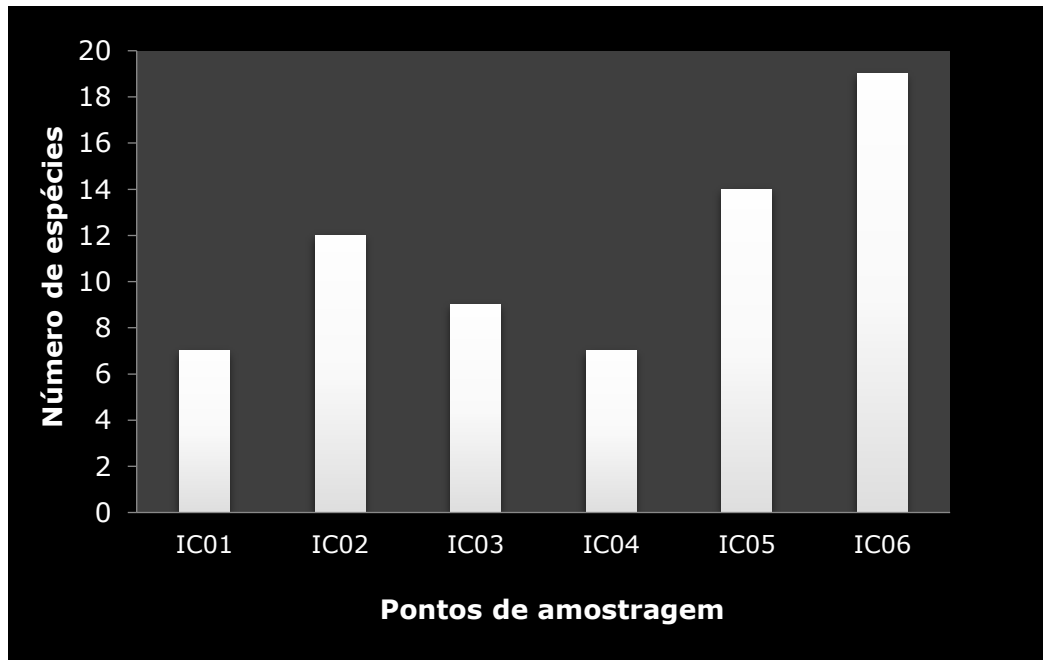
ESPÉCIE	Nº	Comprimento total (cm)			Peso corporal (g)			
		Mín	Máx	Méd	Mín	Máx	Méd	Soma
<i>Astyanax fasciatus</i>	36	3,5	13,0	9,9	0,5	28,0	15,5	557,6
<i>Astyanax lacustris</i>	182	3,0	22,0	9,2	0,3	117,0	15,4	2.722,4
<i>Astyanax paranae</i>	24	4,5	10,0	6,6	1,2	16,0	5,1	112,6
<i>Piabarcus stramineus</i>	1	5,0	5,0	5,0	0,6	0,6	0,6	0,6
<i>Callichthys</i>	58	8,5	22,0	14,5	7,0	181,0	59,1	3.425,0

<i>Cetopsorhamdia iheringi</i>	16	3,0	6,0	4,5	0,2	2,0	0,9	10,3
<i>Cichlasoma paranaense</i>	10	6,0	14,0	9,6	9,0	78,0	32,1	257,0
<i>Geophagus brasiliensis</i>	83	4,0	20,0	11,9	1,2	137,0	36,9	2.949,2
<i>Gymnotus sylvius</i>	7	18,0	32,0	25,8	17,0	134,0	64,0	448,0
<i>Hasemania</i> sp.	3	3,2	3,5	3,4	0,4	0,6	0,5	1,5
<i>Hemigrammus marginatus</i>	50	3,5	4,0	3,5	0,4	1,0	0,6	14,6
<i>Hoplias intermedius</i>	7	18,0	39,0	31,6	52,0	700,0	322,4	2.257,0
<i>Hoplias malabaricus</i>	61	15,0	36,0	24,8	6,0	570,0	182,1	11.109,8
<i>Hyphessobrycon</i> sp.	2	3,5	4,0	3,8	0,4	0,6	0,5	1,0
<i>Knodus moenkhausii</i>	38	2,5	8,5	4,1	0,2	8,5	1,2	44,7
<i>Leporinus friderici</i>	34	14,0	32,0	22,0	44,0	411,0	139,4	4.741,0
<i>Oligosarcus paranensis</i>	3	6,0	15,0	10,5	35,0	38,0	36,5	73,0
<i>Oreochromis niloticus</i>	20	2,5	35,0	18,8	3,0	858,0	208,8	4.175,2
<i>Phalloceros</i> <i>caudimaculatus</i>	13	2,5	4,5	3,2	0,2	1,0	0,4	5,0
<i>Pimelodus maculatus</i>	3	24,0	26,0	24,8	142,0	172,0	159,0	477,0
<i>Poecilia reticulata</i>	175	2,0	4,5	2,7	0,1	1,2	0,3	35,0
<i>Rhamdia quelen</i>	11	4,0	29,0	17,6	0,6	244,0	76,7	843,6
<i>Schizodon nasutus</i>	3	33,0	36,5	34,8	359,0	544,0	459,3	1.378,0
<i>Steindachnerina inculpita</i>	5	9,0	12,5	11,0	9,0	24,0	17,2	86,0
<i>Tilapia rendalli</i>	2	5,5	6,0	5,8	5,1	5,7	5,4	10,8
<b>Total Geral</b>	<b>847</b>	<b>2,0</b>	<b>39,0</b>	<b>10,4</b>	<b>0,1</b>	<b>858,0</b>	<b>48,0</b>	<b>35.735,9</b>

Fonte: Elaborado pelo autor - 2019

### Riqueza

Como pode ser observado no gráfico 1, houve variação considerável na riqueza ictiofaunística entre os pontos amostrados, notadamente entre IC01, IC04 em relação aos outros pontos amostrais, pois estes, apresentaram a menor riqueza específica, o que pode ser causado pela falta de estrutura dos habitats do rio em IC01 e pela poluição e as perturbações antrópicas em IC04, os pontos IC02 e IC03 apresentaram uma riqueza média em relação aos demais pontos, o que pode ser causado pelo isolamento e fragmentação do rio formiga, os pontos IC05 e IC06 se destacaram como os locais de maior riqueza, indicando a importância da conexão com a represa de furnas para o rio formiga e que os barramentos existentes no rio como a barragem da ponte de ferro e de captação do SAAE, está negativamente relacionada com a migração dos indivíduos. Ainda, pode-se verificar na literatura (GARUTTI 1988, BENNEMANN *et al.* 1995) que em um rio a diversidade aumenta da cabeceira para a foz.



**Gráfico 01:** Riqueza de espécies por ponto de amostragem.



Figura 9: Obstáculos para continuação da rota migratória.

## OCORRÊNCIA

Como pode ser observado na tabela 5 a presença de peixes migradores acontece apenas em IC05 e IC06

Tabela 5. Ocorrência de espécies por ponto de amostragem.

ESPÉCIE	Registro das espécies por ponto de amostragem					
	IC 01	IC 02	IC 03	IC 04	IC 05	IC 06
<i>Astyanax fasciatus</i>			X		X	X
<i>Astyanax lacustris</i>	X	X	X	X	X	X
<i>Astyanax paranae</i>	X	X		X		
<i>Piabarcus stramineus</i>						X
<i>Callichthys</i>					X	X
<i>Cetopsorhamdia iheringi</i>	X	X				
<i>Cichlasoma paranaense</i>		X	X	X		X
<i>Geophagus brasiliensis</i>	X	X	X	X	X	X
<i>Gymnotus sylvius</i>					X	X
<i>Hasemania sp.</i>						X
<i>Hemigrammus marginatus</i>		X	X			
<i>Hoplias intermedius</i>		X	X		X	
<i>Hoplias malabaricus</i>	X	X	X	X	X	X
<i>Hyphessobrycon sp.</i>						X
<i>Knodus moenkhausii</i>		X			X	X
<i>Leporinus friderici</i>					X	X
<i>Oligosarcus paranensis</i>		X	X			
<i>Oreochromis niloticus</i>					X	X
<i>Phalloceros caudimaculatus</i>						X
<i>Pimelodus maculatus</i>					X	X
<i>Poecilia reticulata</i>	X	X		X	X	X
<i>Rhamdia quelen</i>	X	X	X	X	X	X
<i>Schizodon nasutus</i>						X
<i>Steindachnerina insculpita</i>					X	X
<i>Tilapia rendalli</i>		X				

Fonte: Elaborado pelo autor - 2019

## ÍNDICE DE DIVERSIDADE DE SHANNON

Os índices baseados nas abundâncias proporcionais das espécies são as medidas de diversidade mais utilizadas em ecologia (Barros, 2007). Estes índices levam em conta, tanto a riqueza de espécies quanto a uniformidade, denominados também de índices de heterogeneidade. O aumento da uniformidade das abundâncias ou o aumento do número de espécies aumenta a diversidade. Um dos índices mais utilizados é o índice de Shannon-Wiener ( $H'$ ). De acordo com a metodologia utilizada, podemos observar que houve diferenças significativas na diversidade dos pontos amostrais analisados (Gráfico 2).

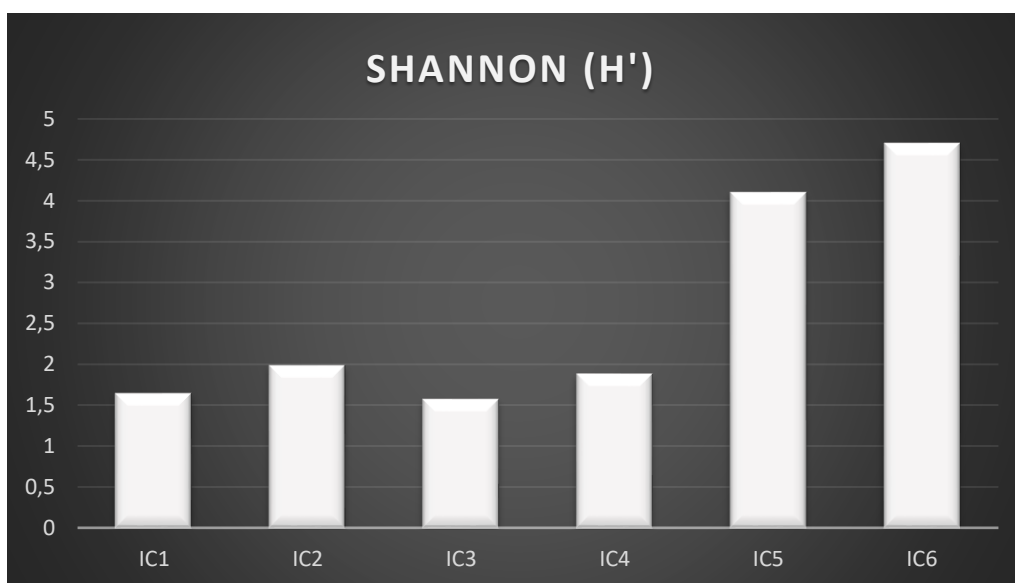
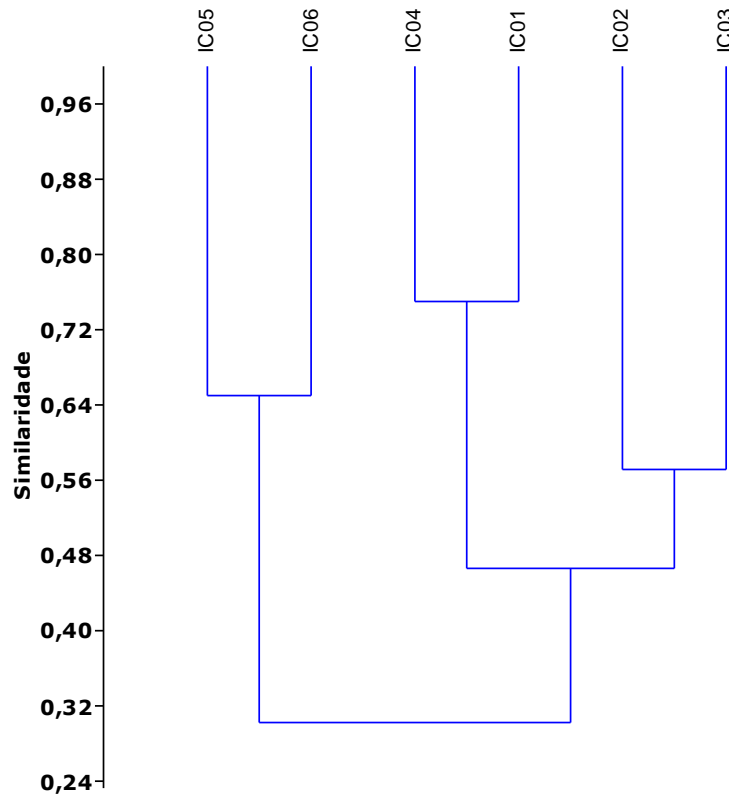


Gráfico 2: Diversidade de espécies ictiofaunísticas, de acordo com o índice de Shannon ( $H'$ ), por região amostral.

## SIMILARIDADE

Cabe destacar que a análise de similaridade considera a composição de espécies entre os pontos de amostragem (presença e ausência), pois é dado peso igual para todas as espécies, independente da abundância de cada, sendo considerados os exemplares capturados nas amostragens quali e quantitativas. De acordo com os dados obtidos nas áreas amostrais existem semelhanças entre as áreas nos seguintes pontos amostrais IC06 e IC05, IC02 e IC03 que se deram provavelmente pelas características similares nos ambientes destas áreas.

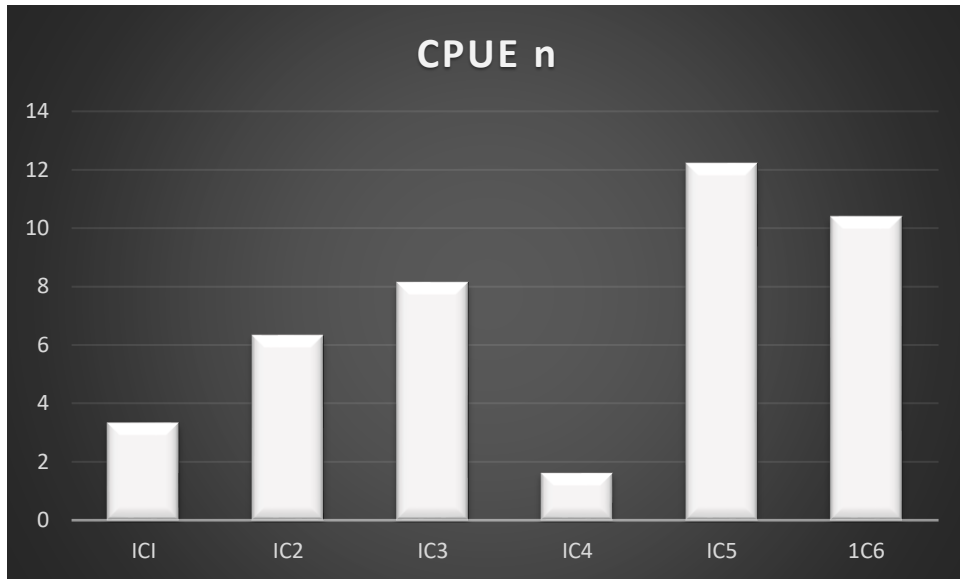


**Figura 10:** Dendrograma mostrando a similaridade por ponto amostral.

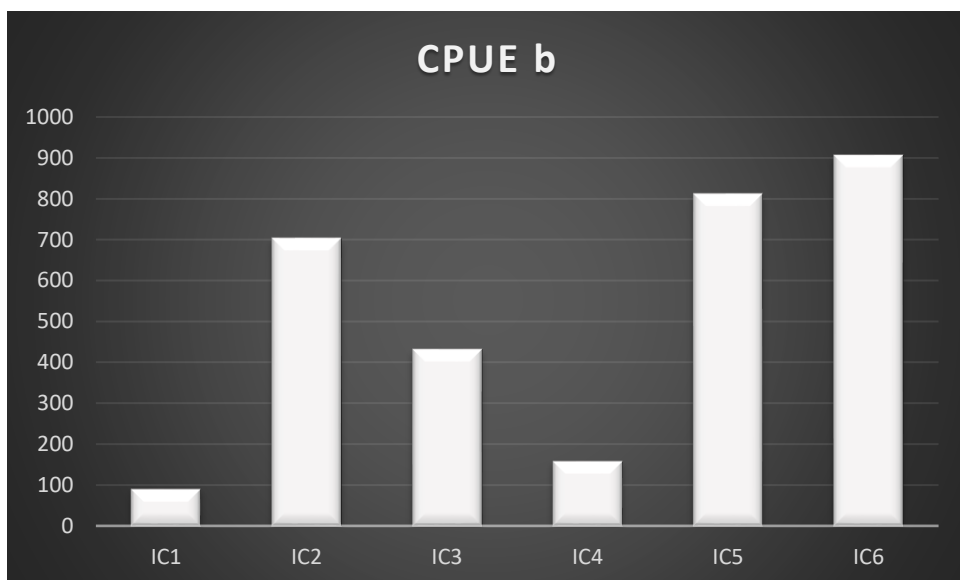
### **Distribuição por espécies em número e biomassa, por ponto amostrado.**

É importante salientar que os cálculos de  $CPUE_{n,b}$  levam em conta apenas os peixes capturados nas amostragens quantitativas, deixando de fora todos os exemplares capturados nos métodos de amostragem qualitativas como realizados com peneiras e redes de arrasto.

No que diz respeito às capturas por unidade de esforço  $CPUE_{n,b}$ , foram observadas diferenças consideráveis entre as capturas totais em número e biomassa entre os pontos amostrados na bacia do rio Paraopeba (Figuras X e X). O conjunto de redes de emalhar registrou maior representatividade por unidade de esforço em número para IC06, o ponto amostral localizado na comunidade rural de Segredo, o mais a jusante da barragem de captação do SAAE. E para biomassa os pontos com maior quantidade de biomassa capturada foram IC2, IC5 e IC6.



**GRÁFICO 3:** CAPTURAS EM NÚMERO POR UNIDADE DE ESFORÇO (CPUE<sub>n</sub>) POR PONTO AMOSTRAL.

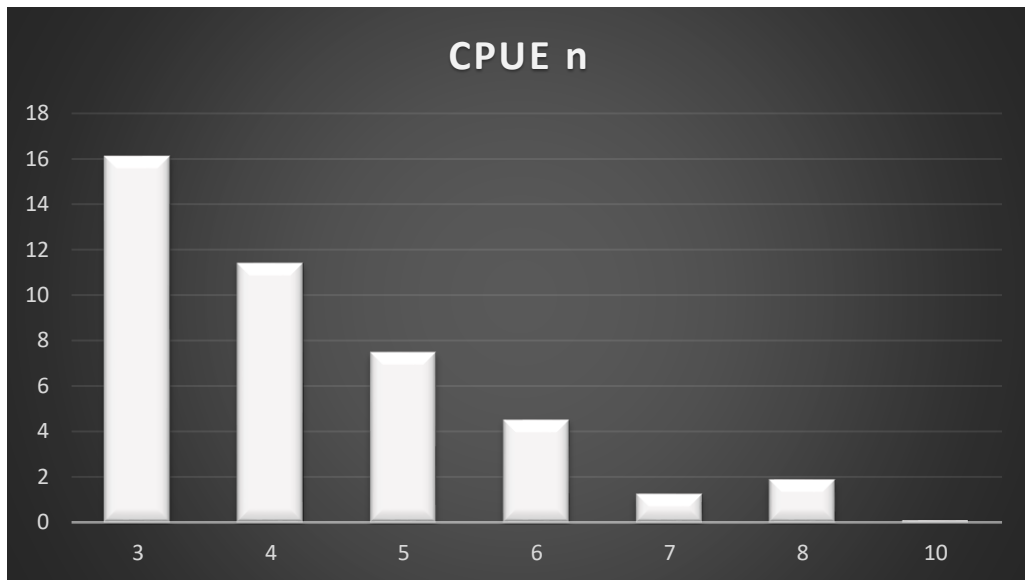


**GRÁFICO 4:** CAPTURAS EM BIOMASSA POR UNIDADE DE ESFORÇO (CPUE<sub>b</sub>) POR PONTO AMOSTRAL.

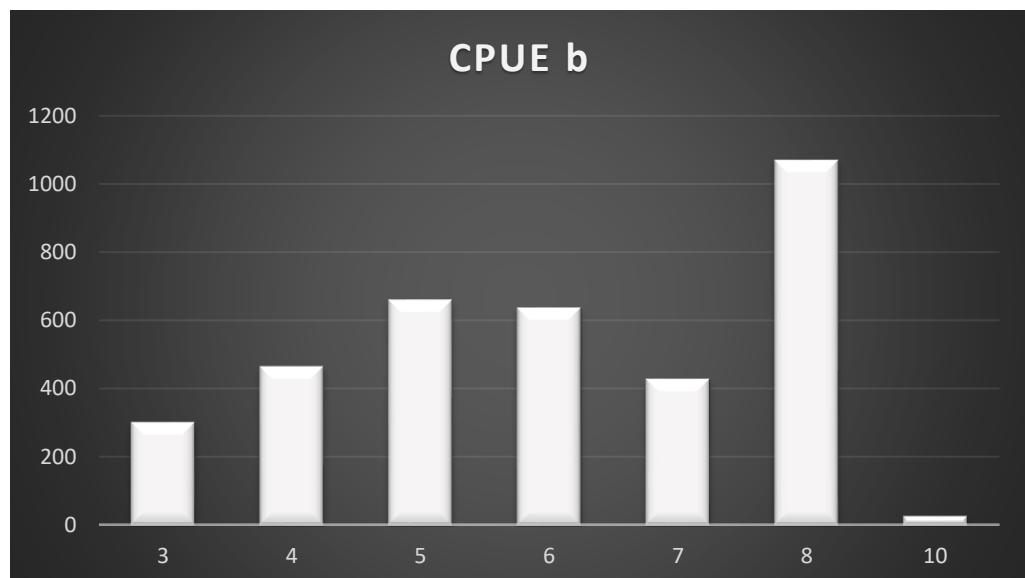
### **Distribuição das espécies em número e biomassa, por malha**

A análise da distribuição das capturas em número, inerentes ao tamanho das malhas (Gráfico 5), relata alta representatividade de malhas com menores tamanhos como 3 e 4 nas capturas, o que foi intensamente influenciado pela presença de peixes forrageadores nos principalmente nos pontos IC2 e IC3 e em IC5 e IC6 no período chuvoso por estes se localizarem em regiões com alta diversidades de habitats e ainda em IC5 e IC6 no período chuvoso, isso se deu provavelmente por causa do alto volume de água no rio e pela diluição do esgoto, ainda vale ressaltar que estes pontos estão conectados com a represa de furnas e ainda

no período de piracema ocorre a migração de espécies de curta e longa distância, aumentando a captura, em IC5 ainda existe as corredeiras e a comporta da ponte de ferro o que impossibilita a continuação da rota migratória, fazendo com que os indivíduos fiquem concentrados nessa região aumentando a possibilidade e ocorrências de captura. Enquanto que em relação à biomassa, houve maior captura na representatividade de malhas intermediárias (Gráfico 6).



**Gráfico 5:** Capturas em número por unidade de esforço (CPUE n) por malha.



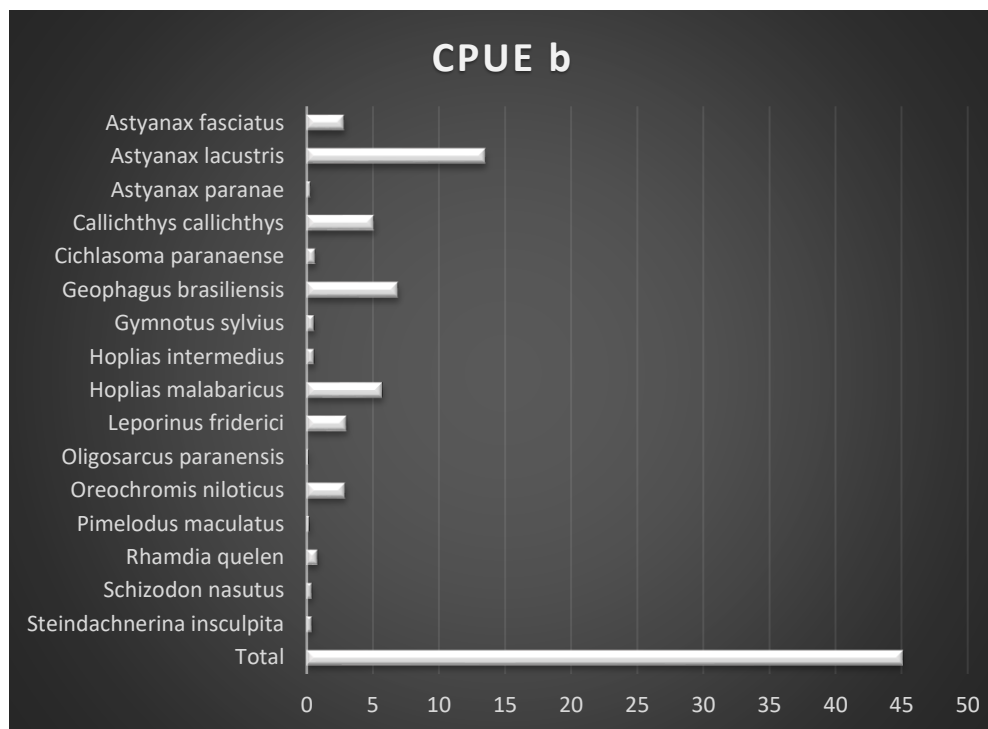
**Gráfico 6:** Capturas em biomassa por unidade de esforço (CPUE b) por malha.

### CAPTURAS POR UNIDADE DE ESFORÇO EM NÚMERO E BIOMASSA, POR ESPÉCIE

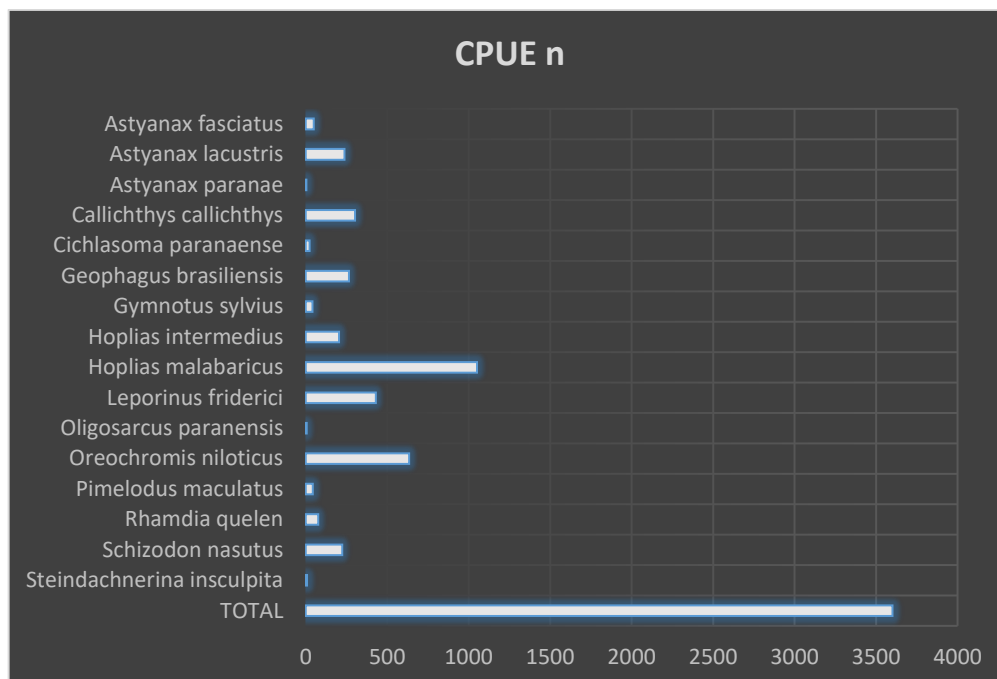
O conjunto de redes de emalhar capturou por unidade de esforço em número principalmente as espécies de pequeno porte como *Astyanax fasciatus*, *Astyanax lacustris*, *Callichthys Callichthys* e *Geophagus brasiliensis* (Gráfico 7) e de maior porte estão *Hoplias malabaricus*, *Oreochromis niloticus* e *Leporinus friderici*.

Em relação à biomassa, as espécies mais representativas foram *Astyanax lacustris*, *Callichthys Callichthys*, *Geophagus brasiliensis*, *Hoplias malabaricus*, *Oreochromis niloticus* e *Leporinus friderici*. Cabe salientar que as espécies *Oreochromis niloticus* e *Callichthys Callichthys* são espécies não nativas e que a espécie *Leporinus friderici* é migradora de curta distância (Menor que 100km).

Os períodos de avaliação e análise foram realizados nos anos de 2018 (junho, setembro e dezembro) e 2019 (março), de modo que o conjunto de redes de emalhar apresentou maior representatividade no período chuvoso



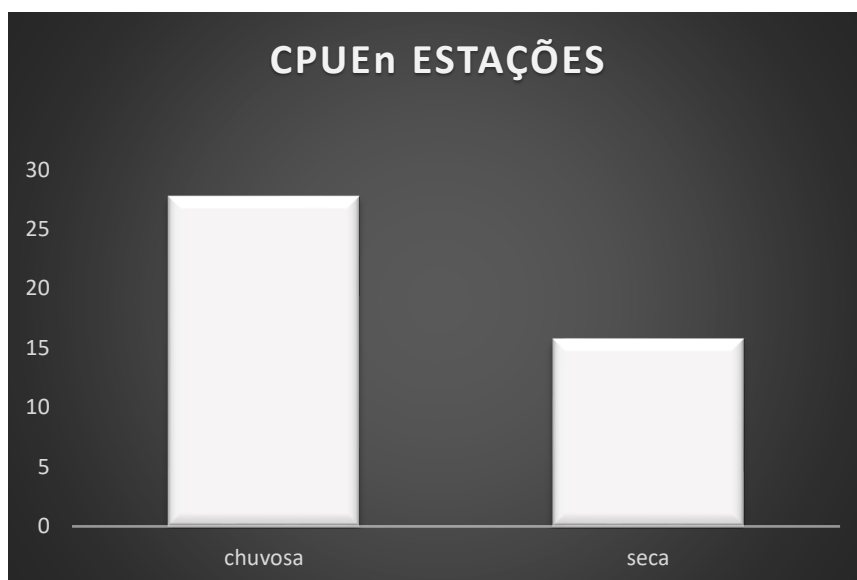
**Gráfico 7:** captura por unidade de esforço total, em número, por espécie.



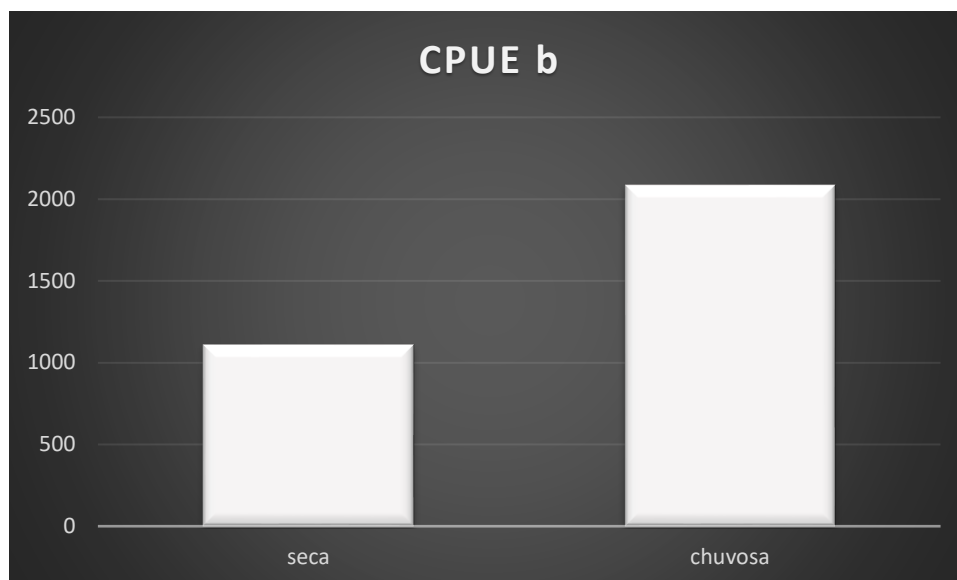
**Gráfico 8:** Captura por unidade de esforço total, em biomassa, por espécie.

#### CAPTURAS POR UNIDADE DE ESFORÇO EM NÚMERO E BIOMASSA, POR ESTAÇÃO DO ANO.

Os períodos de avaliação e análise foram realizados nos anos de 2018 (junho, setembro e dezembro) e 2019 (março), de modo que o conjunto de redes de emalhar apresentou para o rio Formiga, maior representatividade no período chuvoso como está exposto nas figuras 9 e 10.



**Gráfico 9:** Captura por unidade de esforço total, em número, por estação.



**Gráfico 10:** Captura por unidade de esforço total, em biomassa, por estação.

## Constância

De acordo com a metodologia utilizada, foram verificadas 16 espécies constantes, 04 acidentais e 05 acessórias. Cabe salientar que as espécies tidas como migratórias como: *Leporinus friderici*, (Agostinho *et. al.* 2003) *Schizodon nasutus* (Godoy, 1975) e *Pimelodus maculatus* (Vazzoler 1996; Vazzoler *et. al.* 1997; Agostinho *et. al.* 1999), apresentaram como acessórias neste estudo, as espécies *Callichthys callichthys*, *Knodus moenkhausii*, *Oreochromis niloticus* e *Poecilia reticulata* consideradas constantes, juntamente com *Piabarcus stramineus*, *Hasemania sp.*, *Hyphessobrycon sp.* e *Tilapia rendalli* que são consideradas acidentais são não nativas à bacia do rio Formiga, ver tabela 5.

Tabela 5. Constância das espécies de peixes capturadas durante o levantamento de ictiofauna no rio Formiga. (Categorias: Constante:  $C \geq 50\%$ ; Acessória:  $25\% \leq C < 50\%$ ; Rara:  $C < 25\%$ ).

<b>Espécies</b>	<b>Constância (%)</b>	<b>Categoria</b>
<i>Astyanax fasciatus</i>	75	Constante
<i>Astyanax lacustris</i>	100	Constante
<i>Astyanax paranae</i>	100	Constante
<i>Piabarcus stramineus</i>	25	Acidental
<i>Callichthys callichthys</i>	75	Constante
<i>Cetopsorhamdia iheringi</i>	75	Constante
<i>Cichlasoma paranaense</i>	100	Constante
<i>Geophagus brasiliensis</i>	100	Constante
<i>Gymnotus sylvius</i>	75	Constante
<i>Hasemania sp.</i>	25	Acidental
<i>Hemigrammus marginatus</i>	75	Constante
<i>Hoplias intermedius</i>	75	Constante
<i>Hoplias malabaricus</i>	100	Constante
<i>Hyphessobrycon sp.</i>	25	Acidental
<i>Knodus moenkhausii</i>	100	Constante
<i>Leporinus friderici</i>	50	Acessória
<i>Oligosarcus paranensis</i>	50	Acessória
<i>Oreochromis niloticus</i>	75	Constante
<i>Phalloceros caudimaculatus</i>	50	Acessória
<i>Pimelodus maculatus</i>	50	Acessória
<i>Poecilia reticulata</i>	100	Constante
<i>Rhamdia quelen</i>	75	Constante
<i>Schizodon nasutus</i>	50	Acessória
<i>Steindachnerina insculpta</i>	75	Constante
<i>Tilapia rendalli</i>	25	Acidental

Fonte: Elaborado pelo autor - 2019

- Foram registrados um total de 847 exemplares nas 4 campanhas de campo realizadas para a o levantamento de ictiofauna do rio formiga, sendo os exemplares distribuídos em 25 espécies, 22 gêneros, 10 famílias e 5 ordens;
- Das espécies diagnosticadas, 17 são nativas, 08 não nativass à microbacia do rio formiga.
- Pelo menos 03 das 25 espécies registradas são consideradas migradoras nativas da bacia do rio grande, *Leporinus friderici* e *Schizodon nasutus* são considerados migradores de curta distância (<100km) e a espécie *Pimelodus maculatus* é migradora de longa distância (>100km).
- Foi registrada a presença de 8 espécies não nativass, *Callichthys Callichthys*, *Hyphessobrycon* sp., *Knodus moenkhausii*, *Oreochromis niloticus*, *Phalloceros caudimaculatus*, *Poecilia reticulata*, *Piabarcus stramineus* e *Tilapia rendalli*, sendo que as espécies *Oreochromis niloticus* e *Tilapia rendalli* apresentam características biológicas que favorecem sua adaptação e propagação a uma grande diversidade de ambientes, especialmente os lânticos;
- Dentre os peixes sedentários capturados nas amostragens quali quantitativas, as espécies mais representativas em número foram *Astyanax fasciatus*, *Astyanax lacustris*, *Callichthys Callichthys* e *Geophagus brasiliensis* e de maior porte estão *Hoplias malabaricus*, *Oreochromis niloticus* e *Leporinus friderici*.
- Em relação à biomassa total capturada, as espécies mais representativas foram *Astyanax lacustris*, *Callichthys Callichthys*, *Geophagus brasiliensis*, *Hoplias malabaricus*, *Oreochromis niloticus* e *Leporinus friderici*.
- De modo geral, o conjunto de redes de emalhar apresentou maior representatividade por unidade de esforço em número e biomassa no período chuvoso, com destaque para os meses de dezembro de 2018 e março de 2019.

## CONSIDERAÇÕES

A ampliação do reservatório de água para abastecimento público do SAAE do município de Formiga/MG, transformará o ambiente lótico em lântico, podendo assim beneficiar as espécies de estratégia reprodutiva sedentária e com desova parcelada, contudo o aumento da represa também pode contribuir com berçário para receber ovas fecundadas, larvas de peixes e alevinos, visto que o rio formiga não apresenta lagoas marginais ao longo de seu curso.

## FASE DE PLANEJAMENTO

Durante esta fase, os impactos ocorrerão em pequenas magnitudes, visto que apenas atividades como: levantamentos topográficos e/ou sondagens para dimensionamento da unidade. Para o grupo ictiofaunístico, estes impactos podem ser considerados pouco danosos ou insignificantes.

## **ANÁLISE E DISCUSSÃO**

- a) Realização de 4 campanhas de campo para coleta ictiológica em 6 pontos na sub-bacia do rio Formiga, área de influência do projeto de ampliação do reservatório de água para abastecimento público do SAAE do município de Formiga/MG
- b) Registro de 47 exemplares de peixes, que estão distribuídos em 25 espécies, 22 gêneros, 10 famílias e 5 ordens. Das espécies diagnosticadas, 17 são nativas e 30 não nativas à bacia do rio grande, números representam cerca de 21,9% da ictiofauna nativa descrita para a bacia do rio Grande.
- c) Dentre as espécies registradas, nenhuma delas é considerada endêmica e não pertence à nenhuma lista de espécies ameaçadas de extinção. (Revisão das Listas das Espécies da Flora e da Fauna Ameaçadas de Extinção do Estado de Minas Gerais e no Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção);
- d) Quanto à estratégia reprodutiva, 21 das espécies capturadas são sedentárias, possuindo um período reprodutivo que ocorre durante todo o ano, podendo este ocorrer em ambientes lóticos e lênticos e 4 espécies são migradoras reproduzindo apenas no período de piracema (novembro a fevereiro)
- e) A maior representatividade de captura nas redes de emalhar ocorreu nos menores tamanhos, revelando que o tamanho dos espécimes é de porte pequeno ou médio.

## **AÇÕES AMBIENTAIS**

Com a instalação do empreendimento, um monitoramento ictiofaunístico poderá ser realizado com campanhas trimestrais, visando a conservação e o estudo da ictiofauna local,

com a finalidade de estudo e mitigação de possíveis impactos ou modificações geradas a este grupo.

## A PESCA

Conforme observado durante o trabalho de campo, não houve o registro de nenhuma atividade de pesca profissional, apenas de pescadores amadores utilizando anzóis, tarrafas e redes de emalhar, de acordo com a população ribeirinha, moradores locais e pescadores amadores, todos os espécimes capturados por eles, são exclusivamente para a alimentação familiar, os espécimes encontrados com os pescadores, são os mesmos registrados nesta amostragem.



Figura 11 e 12 atividades de pesca amadora, em 12 observa-se instrumento de ceva dos peixes, utilizado na pesca amadora.

## 5. RELATÓRIO FOTOGRÁFICO



*Astyanax lacustris*



*Cichlasoma paranaense*



*Hoplias malabaricus*



*Hoplias intermedius*



*Tilapia rendalli*



*Cetopsorhamdia iheringi*



*Rhamdia quelen*



*Poecilia reticulata*



*Oligosarcus paranensis*



*Geophagus brasiliensis*



*Astyanax paranae*

*Hemigrammus marginatus*



*Knodus moenkhausii*

*Callichthys callichthys*



*Oreochromis niloticus*

*Leporinus friderici*



*Astyanax fasciatus*



*Steindachnerina insculpita*



*Hyphessobrycon* sp.



*Pimelodus maculatus*



*Schizodon nasutus*



*Gymnotus sylvius*



*Hasemania* sp.



*Phalloceros caudimaculatus*

## REFERÊNCIAS

AGOSTINHO, A. A., AND H. F. JÚLIO JR. 1999. *Peixes da Bacia do Alto Rio Paraná*. In *LoweMcConnell, R. H. (Ed.). Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais. Tradução de A. E. A. de M. Vazzoler, A. A. Agostinho and P. T. M. Cunningham. São Paulo, Edusp, 374–400 p.*

AGOSTINHO, A.A.; GOMES, L.C.; SUZUKI, H.I.; JÚLIO JR., H.F. 2003. Migratory fishes of the upper Paraná River basin, Brazil. In: Carolsfeld, J.; Harvey, B.; Ross, C.; Baer, A. (Eds.) *Migratory fishes of South America: Biology, Fisheries and Conservation Status*. Victoria: World Fisheries Trust. pp. 19-98.

AGOSTINHO, A. A., GOMES, L. C., PELICICE, F. M. *Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil*. Ed. Eduem, Maringá-PR, 2007. 501p

ARAÚJO, N. B.; TEJERINO–GARRO, F. L. Composição e diversidade da ictiofauna em riachos do cerrado, bacia do ribeirão Ouvidor, alto rio Paraná, Goiás, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, Vol. 24 n° 4, 2007

[https://arpariogrande.org.br/?page\\_id=5x4&page\\_number\\_0=6](https://arpariogrande.org.br/?page_id=5x4&page_number_0=6). Acesso dia 09 out. 2019

BENNEMANN, S. T.; Â.T. SILVA-SOUZA & G.R.A. ROCHA. 1995. Composicion ictiofaunistica em cinco localidades de la cuenca del rio Tibagi, PR – Brasil. **Interciencia**, Caracas, **20** (1): 7-13.

BÖHLKE, J.E., WEITZMAN, S.H. & MENEZES, N.A. 197x. Estado atual da sistemática de peixes de água doce da América do Sul. *Acta Amazon.* x(4):657-677.

GARUTTI, V. 1988. Distribuição longitudinal da ictiofauna em um córrego da região noroeste do Estado de São Paulo, bacia do rio Paraná. *Revista Brasileira de Biologia*, Rio de Janeiro, 48 (4): 747-759.

GRAÇA, W. J. D.; PAVANELLI, C. S. *Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes Maringá*. EDUEM, 2007. 241 p.

Godoy, M. P. 1975. *Peixes do Brasil, subordem Characoidei. Bacia do rio Mogi Guaçu. Piracicaba, Brasil. Editora Franciscana, 4 vols.*

LANGIANI, F.; RÊGO, A. C. L. *Guia ilustrado dos peixes da bacia do rio Araguari*. Uberlândia: Grupo de Mídia Brasil (GMBC), 2014. 195 p.

LOWE-McCONNELL, R.H. 1999. *Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais*. Editora da Universidade de São Paulo, São Paulo.

Luiz, T. F. *Estrutura e ecologia trófica da Ictiofauna da microbacia do córrego Beija-Flor, Estação Ecológica de Jataí, Luiz Antônio, SP / Tatiane Ferraz Luiz*. -- São Carlos : UFSCar, 2014. 108 f. **Tese (Doutorado)**

MOYLE; P. B.; CECH, J. J. *An introduction to ichthyology*. Prentice Hall, 2000.

NELSON, J.S. Fishes of the World. 4th ed. Hoboken (New Jersey, USA): John Wiley & Sons., 2006.

OTA, R. R. et al. Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes: revised, annotated and updated. Neotropical Ichthyology, v. 16, n. 2, 201x.

REIS, R.E., KULLANDER, S.O. & FERRARIS Jr, C.J. 2003a. Check list of the freshwater fishes of South and Central America. Edipucrs, Porto Alegre.

TEIXEIRA, T.; PINTO, B. C. T.; TERRA, B. F.; ESTILIANO, E. O.; GARCIA, D.; ARAÚJO, F. G. Diversidade das assembleias de peixes nas quatro unidades geográficas do rio Paraíba do Sul. Iheringia, Ser. Zool. Vol. 95 n° 4, 2005.

SANTOS G. B. A ictiofauna da bacia do Alto Paraná (rio Grande e rio Paranaíba). MG.BIOTA, Belo Horizonte, v.2, n.6, fev./mar. 2010

SCHAEFER, S.A. 199x. Conflict and resolution: impact of new taxa on Phylogenetic studies of the Neotropical cascudinhos (Siluroidei: Loricariidae). In Phylogeny and classification of Neotropical fishes (L.R. Malabarba, R.E. Reis, R.P. Vari, Z.M.S. Lucena & C.A.S. Lucena, eds). Edipucrs, Porto Alegre, p. 375-400.

SUAREZ A. F; FILHO B. S. S. Estudo da mudança de uso e cobertura do solo na bacia do rio Formiga – MG. Revista Brasileira de Cartografia (2013) N0 65/3: 417-429

VARI, R.P. & MALABARBA, L.R. 199x. Neotropical ichthyology: an overview. In Phylogeny and classification of Neotropical fishes (L.R. Malabarba, R.E. Reis, R.P. Vari, Z.M.S. Lucena & C. A. S. Lucena, eds). Edipucrs, Porto Alegre, p. 1-12.

VAZZOLER, A. E. A. M., MENEZES, N.A. Síntese de conhecimentos sobre o comportamento reprodutivo dos Characiformes da América do Sul (Teleostei, Ostariophysi). Rev. Bras. Biol., 1992, n° 52 p. 627-640.

VAZZOLER, A. E. A. DE M. 1996. *Biologia da Reprodução de Peixes Teleósteos: Teoria e Prática*. EDUEM, Maringá, Paraná. 169 p.

VAZZOLER, A. E. A. DE M., H. I. SUZUKI, E. E. MARQUES, AND M. DE LOS A. P. LIZAMA. 1997. *Primeira maturação gonadal, períodos e áreas de reprodução*. In Vazzoler, A. E. A. de M., A. A. Agostinho and N. S. Hahn (Eds.). *A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos*. Maringá, Paraná. EDUEM, 249–265 p.

VANZOLINI, P.; PAPAVERO, N. (org). Manual de coleta e preparação de animais terrestres e de água doce. São Paulo: Secretaria da Agricultura do Estado de São Paulo, 1967. 223p.

VIEIRA, D. B.; SHIBATTA, O. A. Peixes como indicadores da qualidade ambiental do ribeirão Esperança, município de Londrina, Paraná, Brasil. Biota Neotropica. Vol. 7 n° 1, 2007.

