

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO PROGRAMA DE
PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS E CONSERVAÇÃO**

**Desenvolvimento de um índice multimétrico baseado na
comunidade de macroinvertebrados bentônicos como
instrumento para subsidiar programas de
biomonitoramento de riachos (“igarapés”) amazônicos**

Macaé

2019

**DESENVOLVIMENTO DE UM ÍNDICE MULTIMÉTRICO
BASEADO NA COMUNIDADE DE MACROINVERTEBRADOS
BENTÔNICOS COMO INSTRUMENTO PARA SUBSIDIAR
PROGRAMAS DE BIOMONITORAMENTO DE RIACHOS
("IGARAPÉS") AMAZÔNICOS**

Maria Silvina Bevilacqua

Tese de Doutorado apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais e Conservação (PPG CiAC), Instituto de Biodiversidade e Sustentabilidade, da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Doutor em Ciências Ambientais e Conservação.

Orientador: Prof. Dr. Francisco de Assis Esteves

Co-orientador: Marcos Paulo Figueiredo de Barros

Rio de Janeiro

Setembro/2019

Desenvolvimento de um índice multimétrico baseado na comunidade de macroinvertebrados bentônicos como instrumento para subsidiar programas de biomonitoramento de riachos (“igarapés”) amazônicos

Maria Silvina Bevilacqua

Orientador: Prof. Dr. Francisco de Assis Esteves

Co-Orientador: Prof. Dr. Marcos Paulo Figueiredo de Barros

Tese de Doutorado submetida ao Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais e Conservação, Instituto de Biodiversidade e Sustentabilidade, da Universidade Federal do Rio de Janeiro - UFRJ, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Doutor em Ciências Biológicas (Zoologia).

Aprovada por:

Presidente, Prof. Francisco de Assis Esteves

Prof. Carlos Barboza

Prof. João José Fonseca Leal

Prof. Albert Suhett

Prof. Reinaldo Luiz Bozelli

Rio de Janeiro

Setembro/2019

B571d Bevilacqua, Maria Silvana
Desenvolvimento de um índice multimétrico baseado na comunidade de macroinvertebrados bentônicos como instrumento para subsidiar programas de biomonitoramento de riachos ("igarapés") amazônicos / Maria Silvana Bevilacqua. -- Rio de Janeiro, 2019. 126 f.

Orientador: Francisco de Assis Esteves.
Coorientador: Marcos Paulo Figueiredo de Barros.
Tese (doutorado) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Campus Macaé Professor Aloisio Teixeira, Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Conservação, 2019.

1. Riachos tropicais. 2. Monitoramento ambiental. 3. Macroinvertebrados bentônicos. 4. Índices multimétricos. 5. Mineração. I. de Assis Esteves, Francisco, orient. II. Figueiredo de Barros, Marcos Paulo, coorient. III. Título.

*A mi familia, papá, mamá, y hermanos, y a
mi compañero de todas las horas, Rodrigo.*

“Ko au te awa Ko te awa ko au”

(Provérbio Maori)

AGRADECIMENTOS

À CAPES, pelo apoio financeiro mediante a bolsa de estudo outorgada.

À Mineração Rio do Norte, especialmente ao Marcelo, Ronilson e o Lenilton, pelo apoio logístico para a execução deste trabalho.

Ao PPG-CiAC pelo apoio e estrutura do programa para o desenvolvimento deste trabalho e toda a minha formação acadêmica como doutoranda.

Ao Instituto de Sustentabilidade e Biodiversidade – NUPEM - por ser a minha casa acadêmica, mas também por ser aquele lugar onde sempre me sinto em casa mesmo.

Obrigada por ter me acolhido sempre.

Aos meus orientadores, pela confiança, orientação e apoio quando precisei.

Obrigada ao professor Francisco por, desde o mestrado, ter me aceitado a cegas, e continuar, depois de sete anos, me orientando no doutorado. Ao professor Marcos Paulo, pelo convívio e ajuda diária no laboratório.

Aos membros titulares e suplentes da banca e à pre banca, pela disponibilidade em corrigir e avaliar este trabalho.

Ao Taf, por toda a ajuda e apoio brindado de forma desinteressada. Obrigada por me fazer acreditar neste trabalho, você foi fundamental para a conclusão deste trabalho. Sou muito grata.

Aos meus amigos e colegas do Laboratório de Limnologia. Somos muitos, e cada um tem a sua contribuição, seja grande ou pequena, dentro desta tese. Obrigada pelo companheirismo e a companhia diária.

Ao Projeto social e esportivo de Vela “Escolinha de Vela Rio São João”, porque foi neles que me apoiei para encontrar uma família fora da universidade, e foram eles que todo sábado, durante quase três anos, me fizeram esquecer um pouco das obrigações acadêmicas para me dedicar a outro bem maior, a sociedade, a essas crianças e adolescentes com um potencial enorme, e que merecem de mim tudo que eu puder lhes dar de melhor dentro do que eu sei fazer e o que não. Unindo a escolinha e a universidade nasceu “Ventos do Rio São João: Valores e Culturas de uma escola de vela”, o documentário que retrata a história desta escolinha, misturada com a valoração ambiental e cultural do belo Rio São João, produzido em conjunto com o prof. Rafael Nogueira, da nossa casa, o NUPEM. Aproveito e agradeço a ele por ter providenciado essa oportunidade e conhecimento dentro do meu doutorado.

Ao Didigo, meu namorado e companheiro, por me aguentar mais que nunca neste período, mas sobre tudo por compartilhar comigo todos os dias. A tua presença e o teu carinho fizeram toda a diferença para eu concluir esta etapa. Sou muito grata de ter você ao meu lado. E obrigada a minha querida Cristina, por ser amiga, as vezes mãe e as vezes sogra, sempre que precisei, obrigada por fazer meus domingos de família. E ao Luiz, João, André e Érica, por serem minha família no Brasil e esperarem por nós aos finais de semana. Obrigada pela ajuda e suporte, com a ajuda de vocês tudo ficou mais fácil.

À minha família, como sempre, são eles a base de tudo. Obrigada por, mesmo à distância, fazerem parte desta tese, e serem um apoio essencial para a realização e conclusão deste trabalho. Obrigada mãe e pai por ter me ensinado sempre o caminho certo, por me darem os seus valores e me mostrar o valor do trabalho árduo, da honestidade e a justiça. Aos meus irmãos, por serem sempre meus amigos e

companheiros, por encurtarem as distâncias durante estes anos, se revezando para me visitar, e deixando o peso da saudade um pouco mais leve. Vocês todos foram parte essencial nesta trilha até o final. À minha avó, minha dona Gladys, por ser a minha confidente toda quinta-feira durante sete anos quase, te amo. E a todos meus tios, tias e primos, que a cada ida e volta, me esperam com o mesmo amor, isso sempre recarregou as forças para ir pra frente. Obrigada a todos vocês por existirem, porque sem vocês nada disto faria sentido.

Obrigada a mim mesma e a esta tese, porque é por ela que cresci e é ela que me ensinou, não só academicamente, mas na vida. Esta tese me levou por caminhos e pessoas, situações e dificuldades que me fizeram crescer, chorar, sorrir, cair, e levantar. Ela me ensinou até onde posso ir, e o quanto ainda eu posso crescer neste caminho.

E no final, sou muito grata à Amazônia, lugar mágico e indescritível, e que hoje sofre profundamente. Amazônia, sou muito grata por teres me permitido adentrar no mais profundo de tua floresta densa, por ter me permitido ver e conhecer paisagens indescritíveis, por ter me apresentado pessoas maravilhosas, e por ter me dado a oportunidade de me sentir parte tua. Amazônia, lugar que amo, o teu destino não está selado, ainda vamos lutar.

**Desenvolvimento de um índice multimétrico baseado na comunidade de
macroinvertebrados bentônicos como instrumento para subsidiar programas
de biomonitoramento de riachos (“igarapés”) amazônicos**

Maria Silvina Bevilacqua

Orientador(es): Prof. Dr. Francisco de Assis Esteves

Co-orientador: Prof. Dr. Marcos Paulo Figueiredo de Barros

Resumo da Tese de Doutorado submetida ao Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais e Conservação, Instituto de Biodiversidade e Sustentabilidade, da Universidade Federal do Rio de Janeiro - UFRJ, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Doutor em Ciências Ambientais e Conservação.

A abordagem multimétrica se apresenta como um novo paradigma de biomonitoramento. A mesma suplanta o velho conceito de “qualidade da água” para implantar o conceito de “qualidade ambiental”, que contempla de forma integrada o sistema aquático, a fauna associada a estes sistemas, e as atividades de uso do solo e da água em sua bacia. A Região Amazônica tem uma importante contribuição nas atividades de extração e transformação mineral no território brasileiro. A extração da bauxita na região amazônica é realizada em uma sequência operacional que acarretam problemas ou situações que impactam sobre os ecossistemas da região explorada, sendo um dos mais significativos e preocupantes o efeito das atividades de mineração sobre a qualidade e disponibilidade dos recursos hídricos da região. Nos riachos amazônicos estruturam-se diferentes micro e meso-hábitats, influenciados pela floresta adjacente e as características hidro morfológicas dos mesmos, influenciando também a composição da fauna local associada, principalmente os insetos e demais macroinvertebrados bentônicos. Assim, o objetivo geral do presente trabalho foi desenvolver um Índice Multimétrico baseado na comunidade de macroinvertebrados bentônicos para a avaliação da integridade biótica de riachos de baixa ordem de águas claras sob influência da mineração de bauxita na Floresta Nacional Saracá-Taquera, Pará, Brasil. Para o desenvolvimento desta ferramenta, foram coletadas amostras de riachos de 1ra a 3ra ordem de três categorias: 25 riachos de referência, 18 riachos impactados e 7 riachos de monitoramento (com grau intermediário de distúrbio) durante dois períodos hidrológicos, chuvoso e de estiagem, somando um total de 100 riachos amostrados. Em cada trecho de riacho amostrado foram coletadas amostras bióticas, e foram mesuradas variáveis ambientais da coluna da água e estruturais do ambiente para corroborar a classificação dos riachos realizada *a priori*. Após isso, foi desenvolvido o índice multimétrico utilizando o conjunto de dados referente ao

período de estiagem. As métricas foram avaliadas em relação à sensibilidade para separar riachos impactados de riachos referência, em relação à correlação das métricas com o distúrbio antropogênico e a variação natural dos riachos, em relação à redundância entre as métricas, e a variação temporal (estabilidade). O índice final foi constituído de 6 métricas da comunidade de macroinvertebrados bentônicos: riqueza de família de Trichoptera, Riqueza de família de EPT, índice de Shannon (taxa), índice de Shannon (Família), abundância relativa de EPT, e razão Chironomidae/EPT. As métricas foram padronizadas e o índice final é o resultado da somatória do cálculo de cada uma das métricas padronizada. O mesmo varia entre 0-100, e foi dividido em 4 categorias separadas igualmente: Ruim (0-25), Regular (26-50), Bom (51-75) e Muito Bom (76-100).

Palavras Chaves: riachos tropicais, monitoramento ambiental, invertebrados

Rio de Janeiro

Setembro/2019

Desenvolvimento de um índice multimétrico baseado na comunidade de macroinvertebrados bentônicos como instrumento para subsidiar programas de biomonitoramento de riachos (“igarapés”) amazônicos

Maria Silvina Bevilacqua

Orientador(es): Prof. Dr. Francisco de Assis Esteves

Co-orientador: Prof. Dr. Marcos Paulo Figueiredo de Barros

Abstract da Tese de Doutorado submetida ao Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais e Conservação, Instituto de Biodiversidade e Sustentabilidade, da Universidade Federal do Rio de Janeiro - UFRJ, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Doutor em Ciências Ambientais e Conservação.

The multimetric approach presents itself as a new biomonitoring paradigm and supersedes the old concept of “water quality”, to implement the concept of environmental quality that includes in an integrated way the aquatic system, the associated fauna with the systems, and the land use and water in the basin. The Amazon region has one of the most intense activities of mineral extraction and transformation in the Brazilian territory, but this activity carried out in an operational sequence that causes problems or situations that impact on the ecosystems of the exploited region. One of the worst concerns is the effect of mining activities on the quality and availability of water resources. In the Amazonian streams, different micro and mesohabitats are structured, influenced by the adjacent forest and their hydro morphological characteristics, also influencing the composition of the associated local fauna, including the insects and other benthic macroinvertebrates. Thus, the general objective of the present work was to develop a Multimetric Index based on the benthic macroinvertebrates’ community for the evaluation of the biotic integrity of low-order clearwater streams, under the influence of bauxite mining in the Saracá-Taquera National Forest, Pará, Brazil. For the development of this tool, samples were collected from 1st to 3rd order streams from three categories: 25 reference streams, 18 impacted streams and 7 monitoring streams (with an intermediate degree of disturbance) during two hydrological events, wet and drought season; totaling 100 stream reaches. In each stream section sampled, biotic samples were collected, and environmental variables of the water column and environmental structures were measured to corroborate the a priori classification of the streams. After that, the multimetric index was developed using

the set of data referring to the drought season. The metrics were evaluated concerning the sensitivity to separate impacted streams from reference streams, correlation of the metrics with anthropogenic disturbance and the natural variation of the streams, redundancy between the metrics, and temporal variation (stability). The final index consisted of 6 metrics from the benthic macroinvertebrate community: Trichoptera family richness, EPT family richness, Shannon index (rate), Shannon index (family), EPT relative abundance, and Chironomidae/EPT ratio. The metrics were standardized and the final index is the result of the summation of the calculation of each of the standardized metrics. It ranges from 0-100 and was divided into 4 separate categories equally: bad (0-25), fair (26-50), good (51-75) and very good (76-100).

Keywords: tropical streams, environmental monitoring, invertebrates

Rio de Janeiro

Setembro/2019

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO GERAL	1
1.1 BIOMONITORAMENTO, BIOINDICADORES E ÍNDICES MULTIMÉTRICOS.....	1
1.2 REGIÃO AMAZÔNICA E ATIVIDADES DE MINERAÇÃO	12
1.3 RIACHOS E COMUNIDADE DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS DA AMAZÔNIA	18
2. OBJETIVOS	22
2.1 OBJETIVO GERAL.....	22
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	22
3. MATERIAIS E MÉTODOS	23
3.1 ÁREA DE ESTUDO	23
3.2 SELEÇÃO DOS PONTOS DE AMOSTRAGEM E PROTOCOLO DE AVALIAÇÃO VISUAL DO HÁBITAT.	27
3.3 AMOSTRAGEM DAS VARIÁVEIS ABIÓTICAS	31
3.4 COLETA, TRIAGEM E IDENTIFICAÇÃO DOS MACROINVERTEBRADOS	33
3.5 ANÁLISE DOS DADOS	35
3.5.1 <i>Caracterização e análises físicas, químicas, físico-químicas e estruturais de riachos em diferentes categorias de degradação.</i>	<i>35</i>
3.5.2 <i>Análise da comunidade de macroinvertebrados bentônicos em riachos com diferentes categorias de distúrbio.....</i>	<i>36</i>
3.5.3 <i>Avaliação das métricas referentes à comunidade de macroinvertebrados bentônicos em relação à sensibilidade ao distúrbio antrópico, redundância em relação à resposta frente ao distúrbio e em relação à variação natural do ambiente e a estabilidade temporal das métricas.</i>	<i>36</i>
3.5.3.1 Verificação da seleção <i>a priori</i> das classes de igarapés.....	37
3.5.3.2 Seleção das métricas.....	37
3.5.3.3 Padronização das métricas.....	38
3.5.3.4 Construção do índice, estabilidade temporal e validação do mesmo	39

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO DA CARACTERIZAÇÃO BIOTICA E ABIÓTICA DOS RIACHOS.....	41
4.1 CARACTERIZAÇÃO E ANÁLISE DOS TRECHOS AMostrADOS EM RELAÇÃO ÀS VARIÁVEIS FÍSICAS, QUÍMICAS, FÍSICO-QUÍMICAS E ESTRUTURAIS.	41
4.2 LEVANTAMENTO TAXONÔMICO DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS EM RIACHOS DA FLONA SARACÁ-TAQUERA.	51
4.3 LEVANTAMENTO FUNCIONAL DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS NO PERÍODO DE ESTIAGEM EM RIACHOS DA FLONA SARACÁ-TAQUERA.....	64
5. DESENVOLVIMENTO DE UM ÍNDICE MULTIMÉTRICO PARA RIACHOS TROPICAIS IMPACTADOS POR ATIVIDADES DA MINERAÇÃO DE BAUXITA.....	71
5.1 SELEÇÃO DAS MÉTRICAS E CONSTRUÇÃO DO ÍNDICE.....	71
<i>Passo 1 – Sensibilidade das métricas ao distúrbio.....</i>	<i>71</i>
<i>Passo 2 – Teste de redundância das métricas.....</i>	<i>73</i>
<i>Passo 3 - Padronização das métricas.....</i>	<i>75</i>
<i>Passo 4 – Aplicação do índice.....</i>	<i>76</i>
<i>Passo 5 – Estabilidade e validação do índice.....</i>	<i>76</i>
5. DISCUSSÃO SOBRE O DESENVOLVIMENTO DO ÍNDICE MULTIMÉTRICO DESENVOLVIDO.....	81
6. DISCUSSÃO GERAL.....	90
7. CONCLUSÕES.....	92
8. REFERÊNCIAS.....	95

ÍNDICE DE FOTOS

Foto 1 -Tanque de contenção de sedimentos finos provenientes das estradas. FLONA Saracá-Taquera.....	24
Foto 2 - Estrada entre platôs após chuva. FLONA Saracá-Taquera. Foto de Arquivo Pessoal.	25
Foto 3 - Área de manutenção de máquinas e restaurantes da FLONA Saracá-Taquera. Foto de Arquivo Pessoal.....	25
Foto 4 – Área de estocagem de bauxita. FLONA Saracá-Taquera. Foto de Arquivo pessoal.	26
Foto 5 – Platô da FLONA Saracá-Taquera em processo de exploração. Foto de Arquivo Pessoal.....	26
Foto 6 - Riacho de Referência da FLONA Saracá-Taquera. Foto de Arquivo Pessoal.	30
Foto 7 – Riacho impactado da FLONA Saracá-Taquera. Foto de Arquivo Pessoal.	31
Foto 8 - Amostragem de algumas variáveis abióticas dos riachos (temperatura, oxigênio dissolvido na água). Foto de Arquivo Pessoal.....	32
Foto 9 – Coleta de macroinvertebrados com coletor tipo “Surber”. Foto de Arquivo Pessoal.	34
Foto 10 - Triagem de macroinvertebrados. Fonte: Arquivo pessoal.	34

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1- Variáveis abióticas da coluna da água que foram mesurados em cada ponto de coleta, o método utilizado para mesurar cada uma destas. NOTA: L - Laboratório; C - Campo.....	32
Tabela 2 – Lista das unidades taxonômicas identificadas nos trechos de riacho amostrados nos anos 2015 e 2016.	51
Tabela 3 – Valores da média e desvio padrão das métricas mais representativas da comunidade de macroinvertebrados bentônicos coletados nas categorias Referência, Monitoramento e Impactado no período de estiagem de 2015 e 2016.	54
Tabela 4 – Valores da média e desvio padrão das métricas mais representativas da comunidade de macroinvertebrados bentônicos coletados nas categorias Referência, Monitoramento e Impactado no período chuvoso de 2015 e 2016. ...	57
Tabela 5 - Métricas avaliadas para a construção do índice multimétrico, identificando a sensibilidade para identificar o impacto através do teste pareado de Mann-Whitney (Teste U) e o tipo de resposta ao impacto de cada métrica e se a mesma foi validada ou não.	72
Tabela 6 - Valores dos percentis utilizados para a padronização de cada métrica.	75

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1 - Sequencia operacional de extração de bauxita até a sua disposição final no porto, com o carregamento dos barcos de transporte. Fonte: Mineração Rio do Norte(http://www.mrn.com.br/paginas/pt/operacao/sequencia-operacional/producao-de-bauxita.html).....	16
Figura 2 - Área de estudo. Floresta Nacional Saracá-Taquera. Pará. Brasil. Em diferentes cores, as microbacias que conformam a bacia do Rio Trombetas e o Rio Nhamundá.....	23
Figura 3 - Analise de Componentes Principais das variáveis abióticas da coluna da água (Temperatura, Condutividade, Turbidez, Vazão, pH e Oxigênio dissolvido na água) e estruturais (vazão, IVA, Composição do substrato (macrófita), e cobertura do dossel) de todos os pontos amostrais correspondentes ao período de estiagem em relação à sua categoria de distúrbio.....	43
Figura 4 - Analise de Componentes Principais das variáveis abióticas da coluna da água (Temperatura, Condutividade, Turbidez, Vazão, pH e Oxigênio dissolvido na água) e estruturais (vazão, IVA, Composição do substrato (macrófita e folhiço), e cobertura do dossel) de todos os pontos amostrais correspondentes ao período chuvoso em relação à sua categoria de distúrbio.....	44
Figura 5 - Analise de Componentes Principais das variáveis abióticas da coluna da água (Temperatura, Condutividade, Turbidez, Vazão, pH e Oxigênio dissolvido na água) e estruturais (vazão, IVA, Composição do substrato (macrófita e folhiço), e cobertura do dossel) de todos os pontos amostrais correspondentes a ambos os dois períodos em relação à sua categoria de distúrbio..	44

Figura 6- Gráficos Box-Plot das variáveis condutividade, pH, Vazão e Temperatura da água correspondente aos pontos amostrais do período chuvoso e de estiagem dos anos 2015 e 2016	45
Figura 7 – Porcentagem relativa de grupos taxonômicos registrados em cada categoria de riacho durante o período de estiagem.....	53
Figura 8 – Abundância relativa de grupos taxonômicos registrados em cada categoria de riacho durante o período chuvoso	55
Figura 9 - Gráficos de Box-Plot das métricas da comunidade significativamente diferentes entre as categorias referência e impactados do período de estiagem....	58
Figura 10 - Análise de Correspondência Canônica. Gráfico superior à esquerda mostrando a separação dos pontos amostrados em relação às variáveis ambientais referente aos estudos realizados nos anos de 2015 e 2016 em riachos da FLONA Saracá-Taquera durante o período de estiagem.....	62
Figura 11 – Análise de Correspondência Canônica. Gráfico superior à esquerda mostrando a separação dos pontos amostrados em relação às variáveis ambientais referente aos estudos realizados nos anos de 2015 e 2016 em riachos da FLONA Saracá-Taquera durante o período chuvoso.....	63
Figura 12 - Gráfico de pizza da proporção de Grupos Funcionais Alimentares nos riachos das categorias referência, monitoramento e impactado no período de estiagem.....	66
Figura 13- Gráficos Box-Plot comparando a proporção de cada Grupo Funcional Alimentar entre as categorias referência e impactados e seus respectivos valores do estatístico Kruskal-Wallis.....	67

Figura 14 - Gráfico de Pizza da proporção de Grupos Funcionais Alimentares nos riachos das categorias referência, monitoramento e impactado no período de estiagem.	70
Figura 15 – Análise de Componentes Principais para ver a correlação entre as variáveis que caracterizam o distúrbio e as métricas selecionadas para compor o índice multimétrico proposto em relação aos pontos amostrais da categoria referência e impactados.	74
Figura 16 - Valor do Índice multimétrico calculado para os mesmos riachos em dois períodos hidrológicos diferentes para testar a estabilidade das métricas selecionadas para compor o índice.	77
Figura 17 - Gráfico de box Plot representando a diferença significativa entre os valores do índice multimétrico calculado para cada categoria de riacho.	78
Figura 18 - Análise de Componentes Principais para avaliar se os valores do índice respondem ao gradiente de distúrbio dos riachos utilizados para teste.	80

1. INTRODUÇÃO GERAL

1.1 Biomonitoramento, Bioindicadores e Índices Multimétricos

O ser humano utiliza os ambientes aquáticos para diversas finalidades como, o transporte, abastecimento de água, geração de energia e a diluição de efluentes, bem como para muitas funções fitossanitárias e fisiológicas essenciais à vida que, entre outros fins, permitem a nossa subsistência no planeta Terra (MALMQVIST; RUNDLE, 2002).

Durante a maior parte da história do homem até o século XX predominou uma visão distorcida sobre o uso da água. O mesmo era considerado infinito e disponível para ser utilizado como matéria-prima para suprir as necessidades de consumo e produção dos seres humanos, sem a consciência de que o mesmo é um elemento finito e de difícil restabelecimento, indispensável para o suporte à vida. Essa forma de agir sobre este recurso natural resultou em uma contínua e acentuada degradação dos ambientes aquáticos ao longo do tempo (FERREIRA; CRUZ BOMFIM, 2010).

O reconhecimento do papel da água como recurso renovável finito essencial para a vida e das problemáticas ecológicas e socioambientais derivadas do mal-uso deste recurso, motivou a necessidade de avaliar, monitorar e restaurar os ecossistemas aquáticos continentais por meio de políticas de planejamento, manejo e gestão das águas.

Inicialmente, as políticas de manejo de recursos hídricos enfocavam nas características físicas e químicas da coluna d'água (parâmetros de qualidade como, por exemplo, nutrientes, demanda bioquímica de oxigênio, pesticidas, metais pesados, entre outros) para avaliar o estado de saúde dos corpos de água por meio do seu monitoramento (KARR, JAMES R.; DUDLEY, 1981).

Porém, estas análises permitem apenas avaliar a concentração/volume de substâncias e a qualidade do sistema em relação a contaminantes pontuais ou constantes, como metais pesados ou a descarga de efluentes. Porém, na maioria das vezes, estas análises não retratam a ocorrência de eventos pontuais ou intermitentes que afetam drasticamente a comunidade aquática. Por exemplo, o despejo de reagentes químicos de forma clandestina ou a entrada intermitente de sedimentos finos dentro dos corpos hídricos, ocasionado pela lixiviação do solo e a erosão das margens dos corpos hídricos, podem ser cruciais para a biota do local (CALLISTO, M; GONÇALVES, J.F; 2005).

Entretanto, eventos intermitentes e pontuais são de difícil detecção na coluna da água de sistemas lóticos. Além disso, as análises físicas e químicas da água não evidenciam quais são os efeitos da contaminação ou da qualidade do sistema, ou sobre as comunidades aquáticas que se encontram expostas a essas condições, e que são as que mantem o balanço dos processos biológicos de um sistema aquático.

Por outro lado, a avaliação de parâmetros físicos e químicos assume que os ecossistemas aquáticos continentais são majormente afetados pela contaminação química. No entanto, a perda e simplificação do habitat, retiradas excessivas de água, assoreamento, invasão de espécies exóticas, a modificação do canal dos rios, e a retirada da mata ciliar causam tanto dano à qualidade da água e as comunidades aquáticas associadas quanto a poluição química (KARR, J. R.; CHU, 2000).

Assim, com o passar do tempo, começou a ser mais evidente que a saúde de um ecossistema aquático é fruto do conjunto de condições físicas, químicas e biológicas do ambiente natural. Isso porque os ecossistemas aquáticos constituem sistemas complexos, onde organismos interagem com seu meio e vice-versa, e este ambiente

é influenciado diretamente pelas atividades antropogênicas. Frente a isso, o monitoramento de fatores bióticos passou a ser considerado, visto que os mesmos são influenciados pelas características físico-químicas e estruturais do sistema, sendo sensíveis às mudanças que nele ocorrem (HERMAN; NEJADHASHEMI, 2015). As comunidades aquáticas respondem a estes impactos mudando as características de sua estrutura: desaparecimento de táxons sensíveis, aumentando a abundância de táxons tolerantes, diminuindo a diversidade e riqueza, entre outras características da comunidade aquática. Por tanto, parâmetros de abundância, composição, riqueza, diversidade e a proporção de grupos tróficos, podem ser utilizadas para avaliar a qualidade dos ambientes aquáticos, já que são parâmetros que tendem a ser diferentes entre ambientes naturais e ambientes degradados, aumentando ou diminuindo seus valores em relação ao gradiente de impacto dependendo do tipo de métrica estudada (TAVARES MARTINS; CAMPOS DE OLIVEIRA; MOREYRA SALCEDO, 2014).

Por estas razões, consolidou-se o monitoramento biológico, ou biomonitoramento, como uma ferramenta indispensável para avaliar a qualidade dos ambientes aquáticos e conseqüentemente para o gerenciamento dos recursos hídricos e a conservação da fauna aquática (KARR, J. R.; CHU, 2000). O biomonitoramento é uma ferramenta de avaliação das condições dos corpos de água através da análise das comunidades bióticas associadas aos corpos hídricos. Atualmente, o biomonitoramento é utilizado para a caracterização das condições ecológicas de ecossistemas aquáticos e para detectar a existência, extensão e gravidade de degradação biológica, assim como também fazer análises de tendências de longo prazo. O biomonitoramento também visa identificar atributos bióticos regionais, potenciais fontes de degradação ambiental, e detectar e

monitorar impactos cumulativos, podendo avaliar a efetividade de ferramentas de remediação e recuperação (BUSS, D.F. *et al.*, 2015).

Na década de 80 surgiu, nos Estados Unidos de América (EUA), o conceito de Protocolos de Biomonitoramento Rápido (RBPs – Rapid Bioassessment Protocols, em inglês), devido à necessidade de novas técnicas de levantamento biológico que fossem mais rápidas, econômicas, e efetivas, para serem aplicadas em um contexto de acelerada degradação dos recursos naturais e uma extensiva rede de rios e riachos não avaliados nos EUA. Para este país foi evidente a necessidade de coletar, compilar, analisar e interpretar os dados ambientais de forma rápida para facilitar a tomada de decisões, e um maior controle e mitigação dos impactos.

Como resultado desta necessidade surgiram dois grandes programas de biomonitoramento. Um foi o programa National Aquatic Resources Survey (NARS), criado pela United States Environmental Protection Agency (USEPA), para avaliar a condição ecológica e tendências em todas as águas superficiais dos EUA; e o programa National Water Quality Assessment (NAWQA), criado pelo United States Geological Survey (USGS) para avaliar os efeitos do uso mais intenso do solo sobre os riachos e águas subterrâneas ao longo de um gradiente de distúrbio antropogênico. Ambos os tipos de monitoramento avaliam o habitat físico, a química da água, e diversas métricas que caracterizam as comunidades de algas, macroinvertebrados, e a comunidade de peixes (BUSS, D.F. *et al.*, 2015).

As mudanças de países desenvolvidos em relação à incorporação do biomonitoramento para avaliar a qualidade dos ambientes aquáticos demonstra a importância de incorporar ferramentas de forma sistemática e complementar à avaliação física e química da água nos programas de monitoramento exigidos pelos

órgãos governamentais de meio ambiente de muitos países do mundo, por serem ferramentas acessíveis e de baixo custo, para poder fornecer respostas mais completas e adequadas que permitam orientar as ações de manejo e conservação de cada país (KARR, J. R.; CHU, 2000).

Inicialmente, foram utilizados apenas índices bióticos monométricos para avaliar a integridade biótica de ambientes aquáticos. Entretanto, estes índices utilizam de uma só métrica ou característica para avaliar a saúde do sistema e, geralmente, focam na tolerância das espécies à poluição orgânica, não considerando uma variada gama de impactos e múltiplos estressores que podem interferir num ecossistema (HERMAN; NEJADHASHEMI, 2015). Um exemplo deste tipo de índice é o BMWP (Biological Monitoring Working Party Score System), que pontua os organismos em função da sua sensibilidade diante da poluição orgânica, dando resultado final que representa a qualidade da água do local estudado. Porém, este tipo de índice baseado na única métrica de tolerância possui algumas limitações, sendo que, inicialmente não responderia de forma adequada para sítios com impactos de outra natureza, já que se conhece ainda pouco sobre a tolerância de certos grupos a tipos de impactos diferentes ao da poluição orgânica.

Diante da complexidade dos sistemas biológicos e às diversas formas de alterações antrópicas que os mesmos estão sujeitos, faz-se necessário uma aproximação multimétrica que reflita a qualidade ecológica do sistema, e que responda, de maneira previsível, a cada tipo de alteração (OBERDORFF *et al.*, 2002). Para contemplar estes aspectos, outros dois tipos de índices foram desenvolvidos: os Índices Multimétricos e Métodos Multivariados.

Os Métodos Multivariados requerem o desenvolvimento de modelos que relacionem as características físicas e químicas do sistema com a comunidade biológica. Já desenvolvidos, estes modelos podem ser usados para avaliar a saúde de qualquer ambiente aquático semelhante para a região que foi criado. Porém, estes modelos podem ser um pouco incertos nas suas previsões, pelo que é sugerido que os mesmos sejam utilizados em combinação com Índices Bióticos e Índices Multimétricos para a avaliação da saúde do sistema (REYNOLDSON *et al.*, 1997).

Já os Índices Multimétricos utilizam várias métricas ou características para avaliar a qualidade do ambiente (ex. tolerância, riqueza, composição, grupos tróficos, etc.), provendo informação mais detalhada sobre o estado de degradação do sistema aos tomadores de decisões, para a implementação de medidas mitigadoras em áreas degradadas. A abordagem multimétrica se apresenta como um novo paradigma de biomonitoramento e suplanta o velho conceito de “qualidade da água”, para implantar o conceito de qualidade ambiental que contempla de forma integrada o sistema aquático, a fauna associada a estes sistemas e as atividades de uso do solo e da água em sua bacia.

Neste contexto, Karr e Duddley (1981) desenvolveram o primeiro Índice Multimétrico (IMM), conhecido como Índice de Integridade Biótica (IIB), utilizado para avaliar respostas biológicas sob pressões antropogênicas por meio das características da comunidade de peixes em rios. Embora Karr (1981) tenha utilizado a comunidade de peixes como modelo inicial para o desenvolvimento do IIB, outras comunidades aquáticas também passaram a ser utilizadas como bioindicadores da integridade biótica de um ambiente como, por exemplo, anfíbios, macrófitas aquáticas, fitoplâncton e macroinvertebrados aquáticos, entre outros.

A “integridade biótica” ficou definida como “a capacidade de um ecossistema de manter uma comunidade de organismos equilibrada, integrada e adaptativa, possuindo diversidade e organização funcional semelhante às áreas que conservam o habitat natural da região” (KARR, JAMES R.; DUDLEY, 1981).

Os Índices Multimétricos (IMMs) são desenvolvidos utilizando múltiplos atributos de uma comunidade biológica, conhecidos como “métricas” (MOYA *et al.*, 2011). Estas métricas estão baseadas na estrutura e função da comunidade biológica escolhida (macroinvertebrados, fitoplâncton, zooplâncton, ictiofauna, macrófitas aquáticas, etc.), e as mesmas se integram em um índice numérico para refletir a saúde ecológica da comunidade.

Uma métrica pode ser definida como uma característica ou um processo mensurável de um sistema biológico que se altera em valor ao longo de um gradiente natural e de influência humana, e esta variação deve ser previsível e apresentar correlação significativa com o gradiente de degradação ambiental (OLIVEIRA, 2009).

Para uma métrica ser considerada útil, ela precisa possuir alguns atributos como, por exemplo, ser ecologicamente relevante para o grupo biológico em estudo, apresentar relevância para os objetivos do programa de monitoramento, e a mesma deve ser sensível ao estresse, fornecendo uma resposta que possa ser distinguida de variações naturais do ambiente. Além disso, uma métrica pode não ser considerada útil se possuir alta variabilidade temporal e/ou espacial, se possuir amplitude de variação muito pequena, se apresentar muitos zeros na população de áreas de referência e se não apresentar correlação significativa com o gradiente de degradação (OLIVEIRA, 2009)

Outra característica essencial para o desenvolvimento de um índice multimétrico é a utilização do que se chama de “condição de referência”. Esta condição é definida por REYNOLDSON *et al.* (1997) como “a condição que é representativa de um grupo de sítios minimamente perturbados organizados por características físicas, químicas e biológicas selecionadas”. Além disso, devido ao fato que diversos fatores podem afetar a assembleia biológica analisada, isto deveria ser considerado no momento de escolher os lugares de referência (BUSS, DANIEL F *et al.*, 2015).

Para o desenvolvimento de um Índice Multimétrico é extremamente importante saber distinguir a variação das métricas da comunidade biológica escolhida dentro do gradiente ambiental natural, como assim também em relação às pressões antrópicas. Por isso, primeiramente é necessário conhecer as relações de certos atributos biológicos de uma comunidade sob um gradiente de condições ambientais, desde condições de referência – sem nenhum tipo de perturbação – até condições que apresentem diferentes graus de perturbação antropogênica (BAILEY; LINKE; YATES, 2014). Depois de conhecer essas relações, estes atributos biológicos independentes serão integrados num índice que determina a qualidade ecológica do ambiente aquático estudado.

Os macroinvertebrados bentônicos são os bioindicadores mais utilizados atualmente e o seu uso para o desenvolvimento de índices se tornou comum, especialmente para avaliação da integridade ecológica de rios e riachos (COUCEIRO, S. R M *et al.*, 2012; MACEDO *et al.*, 2016; MOYA *et al.*, 2011; MOYA; TOMANOVA; OBERDORFF, 2007; OLIVEIRA, 2009).

Desde sua criação, os IMM foram adotados em diferentes lugares do mundo como uma ferramenta para avaliação, manutenção e restauração da integridade ecológica dos ecossistemas aquáticos continentais, principalmente em regiões desenvolvidas como América do Norte e Europa, sendo incluídos em protocolos rápidos de biomonitoramento (BUSS, DANIEL F *et al.*, 2015).

Desconsiderando os países desenvolvidos como os Estados Unidos da América, França, Canadá, Nova Zelândia, Coreia do Sul ou Austrália, poucos outros lugares no mundo conseguiram desenvolver programas de biomonitoramento e índices multimétricos como ferramenta de aplicação. Além disso, a maioria dos países em desenvolvimento existe ainda um desafio maior no que diz respeito ao estabelecimento de políticas adequadas de implementação de práticas para o manejo e gestão dos recursos hídricos que permitam prever os impactos ecológicos nos sistemas aquáticos, nem programas de biomonitoramento de longa escala. Nota-se que os mesmos poderiam se valer de ferramentas como os IMM, que demandam um baixo custo de aplicação e são efetivos e sensíveis para monitorar e avaliar impactos antrópicos em diferentes ecossistemas.

O Brasil é um dos países com economia em desenvolvimento e caminha para o estabelecimento de políticas de preservação dos recursos hídricos. Segundo a resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) nº 357 de março de 2005, a avaliação da qualidade da água em ambientes aquáticos ainda é centralizada principalmente na análise de dados físico-químicos e pode incluir amostragens de parâmetros de cunho microbiológico, sem requerimento obrigatório de avaliações biológicas dos ecossistemas aquáticos continentais. Além disso, algumas Unidades da Federação utilizam diferentes índices para estas avaliações, os principais são: o Índice de Qualidade das Águas (IQA), e também os índices de

Qualidade da Água Bruta para fins de Abastecimento Público (IPA), o Índice de Estado Trófico (IET), o Índice de Contaminação por Tóxicos, o Índice de Balneabilidade (IB) e o Índice de Qualidade de Água para a Proteção da Vida Aquática (IVA). De todos eles, os dois primeiros são os mais utilizados.

Além da adoção de diferentes índices, também há ausência de parâmetros ou índices mais completos que integrem a biota com as variáveis estruturais do ambiente para uma avaliação da qualidade da água não apenas como um elemento isolado, mas como parte integrante e dependente de todo um ecossistema. Tal fato maximiza a importância do biomonitoramento para um pleno desenvolvimento e eficácia de planos de manejo das águas no país (BUSS, D.F., 2008). Ademais, no que diz respeito ao biomonitoramento, os órgãos ambientais federais não possuem normas claras para o tipo de amostragem e quais análises de amostras biológicas mais efetivas que deveriam ser empregadas para monitorar e avaliar os diferentes tipos de ecossistemas aquáticos (BUSS, DANIEL FORSIN; BAPTISTA; NESSIMIAN, 2003).

Neste sentido, é necessário desenvolver ferramentas práticas e efetivas baseadas em estruturas biológicas para avaliar, monitorar e manejar os recursos hídricos, sem deixar de lado a avaliação física e química da água, e também a avaliação da estrutura do habitat. No entanto, faz-se necessário que estas ferramentas sejam eficientes, rápidas e aplicáveis em diferentes regiões, além de possuir uma base ecológica forte.

OBERDORFF et al. (2002) afirmam que os IMM são uma ferramenta de fácil e rápida aplicação, sendo ecologicamente corretos e eficazes para avaliar o estado, as tendências e a integridade ecológica dos ecossistemas aquáticos continentais,

deixando clara a necessidade dos mesmos para este fim. O desenvolvimento de uma ferramenta deste tipo faz-se necessário para atender as necessidades atuais, de forma de garantir o aproveitamento dos recursos através da conservação de rios e riachos, e do planejamento e aplicação de práticas de manejo eficientes dos corpos de água impactados.

Até o momento, existem poucos trabalhos que visaram o desenvolvimento de índices direcionados para o uso em biomonitoramento de recursos hídricos. No Brasil, a maioria dos índices foi desenvolvida para a região sudeste do país, e são de caráter bem regional (BAPTISTA, DARCILIO F. *et al.*, 2007; CASATTI; FERREIRA; LANGEANI, 2009; JUNQUEIRA; CAMPOS, 1998; MACEDO *et al.*, 2016; MUGNAI *et al.*, 2008; OLIVEIRA, 2009; PINTO; ARAUJO; HUGHES, 2006; SILVEIRA, M P *et al.*, 2005).

Na região norte do Brasil, pela bibliografia revisada, foram desenvolvidos relativamente poucos índices: um baseado na comunidade de peixes (GALUCH, 2007), e outros na comunidade de macroinvertebrados (CHEN *et al.*, 2017; COUCEIRO, S. R M *et al.*, 2012; MACEDO *et al.*, 2016; SILVA *et al.*, 2017), sendo estes desenvolvidos para riachos do leste da Amazônia, para riachos de águas escuras, juntando a comunidade de peixes e a comunidade de macroinvertebrados ou para ser aplicado na savana brasileira, respectivamente. Porém, a utilização de índices multimétricos fora da região para a qual foram criados nem sempre é possível, sabendo-se que os atributos taxonômicos e funcionais das comunidades aquáticas pode mudar regionalmente (ROQUE *et al.*, 2012a). Por exemplo, no que se refere ao tipo de água dos riachos da Amazônia, estudos como os de ROQUE *et al.* (2012) e VIANA (2008) demonstram que existe uma clara diferença na estrutura desta comunidade no que refere à organização taxonômica e funcional entre águas

claras e brancas da região amazônicas, o que poderia ser válido também para as águas escuras. Los distintos tipos de água da região amazônica diferem, principalmente, na sua composição físico-química da mesma e se diferenciando na sua coloração, o que influencia as comunidades bióticas dos ambientes aquático (SIOLI, 1985). Dessa forma, existe uma lacuna a respeito de ferramentas úteis, práticas e eficientes para se avaliar e monitorar os corpos de água de um dos sistemas mais valiosos do Brasil e do mundo, a Região Amazônica.

1.2 Região Amazônica e atividades de mineração

No Brasil, o Bioma Amazônico abrange uma área em torno de 4.000.000 km², que equivale a 63% da totalidade deste bioma. O restante encontra-se distribuído entre Peru (10%), Colômbia (7%), Bolívia (6%), Venezuela (6%), Guiana (3%), Suriname (2%), Equador (1,5%) e Guiana Francesa (1,5%) (LENTINI *et al.*, 2005).

Devido à sua geologia, na Amazônia são encontrados diferentes depósitos minerais: ferro, manganês, alumínio, cobre, zinco, níquel, cromo, titânio, fosfato, ouro, prata, platina, paládio, ródio, estanho, tungstênio, nióbio, tântalo, terras raras, zircônio, urânio e diamante. Além disso, a Amazônia possui uma grande diversidade topográfica, vai desde Roraima, onde se encontram as maiores altitudes do Brasil, até as planícies do rio Amazonas (BRASIL/MMA, 2008).

A Amazônia é constituída por 3 macrorregiões classificadas como: Arco do Povoamento Adensado, Amazônia Central e Amazônia Ocidental. A primeira, vai do sudeste do Acre ao sul do Amapá, incluindo Rondônia, Mato Grosso, Tocantins e o sudeste e nordeste do Pará. Ainda concentra a maior parte da produção

agropecuária, do desmatamento e da população, segundo o documento (BRASIL/MMA, 2008).

Já a Amazônia Central abrange o oeste e o norte do Pará, norte do Amapá e o vale do Rio Madeira, no Amazonas. A Amazônia Ocidental consiste no restante do estado do Amazonas, mais Roraima e o centro e oeste do Acre. É nessa macrorregião onde encontram-se concentrados os maciços florestais, as maiores unidades de conservação e a maioria das populações indígenas e tradicionais.

Ao falar da bacia do rio Amazonas, a maior do mundo, a mesma encontra-se delimitada ao norte pelo maciço das Guianas, ao sul pelo maciço do Brasil Central e a oeste pela Cordilheira dos Andes. Esta região é coberta pela maior floresta pluvial tropical do mundo (SIOLI, 1985) e, em termos de recursos hídricos, a contribuição média da bacia hidrográfica do rio Amazonas, em território brasileiro, é da ordem de 133.000 m³/s, o que constitui cerca de 73% do total do país.

O regime de chuvas na bacia Amazônica é bem marcado ao longo do ano, repercutindo em um nítido padrão sazonal de variação no nível d'água dos ecossistemas aquáticos. Contudo, podem-se diferenciar dois períodos: um período chuvoso, com chuvas principalmente concentradas de dezembro a maio, e um de estiagem, aproximadamente de junho a novembro, sendo os meses setembro e outubro os mais quentes.

A Região Amazônica tem uma importante contribuição nas atividades de extração e transformação mineral no território brasileiro, devido à ocorrência de diversos minerais de importância econômica que se encontram abaixo da densa floresta, que são uma importante fonte de renda para o país e, por tanto, uma

influência direta à economia. Ainda, o Pará é o segundo maior Estado produtor e exportador de minérios, ficando atrás de Minas Gerais, sendo a extração de Alumínio, Cobre e Manganês os mais importantes (DNPM, 2016)

Muitas áreas de mineração encontram-se localizadas dentro de áreas naturais protegidas que, na sua maioria, foram criadas após o começo das explorações minerais. A criação e manutenção de diversas Unidades de Conservação dentro da região Amazônica tem sido uma estratégia eficaz para a regulação do uso racional e conservação dos recursos naturais; porém, ainda que controlada, a atividade de mineração pode gerar impactos severos sobre a floresta, o leito dos rios e a qualidade das águas.

A extração da bauxita na região amazônica é realizada em uma sequência operacional que implica 6 etapas fundamentais: Supressão vegetal, decapeamento e escavação, transporte, britagem e lavagem, deposição do rejeito e reflorestamento (Figura 1). Devido à densa floresta que cobre os solos da região, a primeira etapa deste processo é a supressão da cobertura vegetal. Esta etapa é seguida do decapeamento, que é a retirada da camada estéril do solo, composta de solo orgânico, argila, bauxita nodular e laterita ferruginosa. Sequencialmente ao decapeamento a bauxita é lavrada, e no lugar onde a bauxita foi lavrada é colocado o estéril que está sendo retirado de uma área a ser lavrada, e assim de forma sucessiva até a extração total da bauxita nessa área. Das áreas de lavra, o minério é levado em caminhões, através de extensas rodovias asfaltadas e de terra, até a área de britagem, onde o mesmo é reduzido a uma granulometria mais fina. A partir daqui o minério é transportado em esteiras transportadoras para as instalações que realizam o beneficiamento do mesmo, que consiste no processo de lavagem, ciclonação e filtração do material, atingindo as partículas mais puras de minério.

Uma vez realizadas estas etapas, o rejeito da lavagem do minério é encaminhado para cobrir os lugares escavados e posterior reflorestamento e o minério é encaminhado, de trem, até o porto da região, onde se realiza o escoamento do minério através de barcos de carga (Figura 1).

Todas as etapas da sequência operacional de extração de bauxita até a sua disposição final acarretam problemas ou situações que impactam sobre os ecossistemas da região explorada, sendo um dos mais significativos e preocupantes o efeito das atividades de mineração sobre a qualidade e disponibilidade dos recursos hídricos da região. A retirada da cobertura vegetal aumenta a vulnerabilidade do solo aos processos de erosão, visto que a cobertura vegetal protege o solo do impacto físico das gotas de água e da perda de nutrientes, sendo um enriquecedor de componentes de origem orgânica quando presente (BRASIL/MMA, 2008). O aumento nas taxas de erosão do solo desnudo pode vir a acarretar maior transporte de partículas de solo para dentro dos corpos hídricos, levando a modificações na turbidez da água, dificultando a produção primária e levando a um aumento da temperatura do corpo hídrico, como assim também a retirada da cobertura vegetal pode aumentar a taxa de assoreamento. Já a retirada da mata ciliar pode levar a mudanças na característica dos substratos de fundo e a um aumento da temperatura da água. Todas essas mudanças influenciam na fauna associada a estes corpos hídricos e as relações tróficas das comunidades bióticas, como assim também nos processos geoquímicos do local, levando a mudanças nas comunidades aquáticas e semiaquáticas destes ecossistemas.

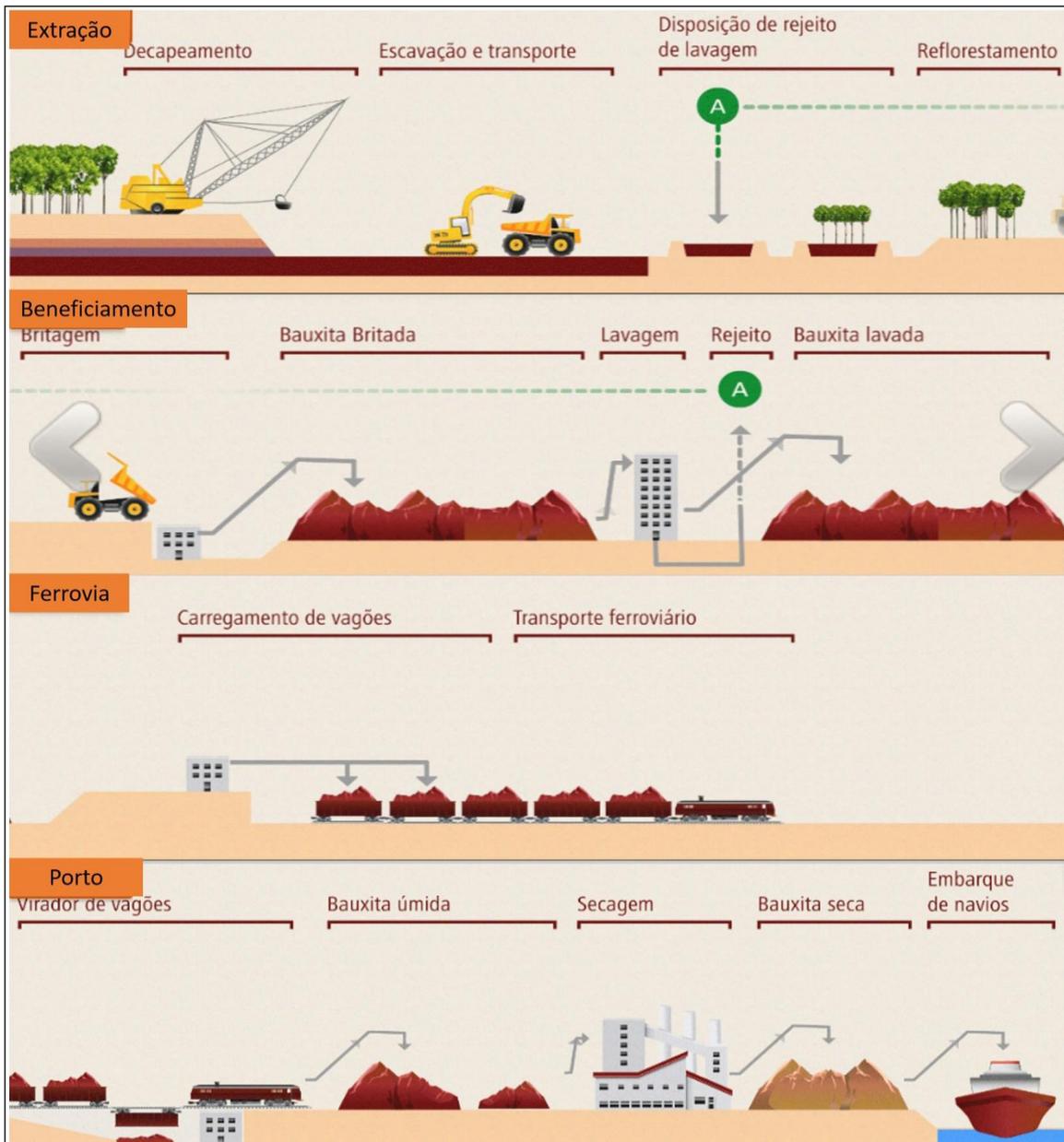


Figura 1 - Sequência operacional de extração de bauxita até a sua disposição final no porto, com o carregamento dos barcos de transporte. Fonte: Mineração Rio do Norte (<http://www.mrn.com.br/paginas/pt/operacao/sequencia-operacional/producao-de-bauxita.html>)

Porém, durante a sequência operacional, atividades paralelas associadas a todo o processo, também podem vir a gerar grandes impactos sobre os ecossistemas aquáticos da região, levando a modificações das características ecológicas destes ambientes e resultando na perda de biodiversidade. Estas atividades incluem o movimento de esteiras abertas que percorrem grandes distâncias entre os pontos de deposição da bauxita, travessia de caminhões por estradas de terra e asfalto,

carregamento do trem, construção de estradas, terraplenagem, construção de instalações de suporte como alojamentos para operários e restaurantes, construção de tanques de decantação na beira das estradas, etc. A queda de material ao longo das esteiras, a poeira suspendida nas estradas pelo movimento dos caminhões e maquinarias, a poluição sonora de grandes maquinarias e o trânsito, influenciam indiretamente a fauna da região de exploração. Autores como MORLEY et al. (2014) mostram a importância de estudar o efeito da poluição sonora na atual conjuntura de desenvolvimento econômico, onde o aumento das redes de transporte, extração de recursos naturais e o desenvolvimento urbano em ambientes terrestres e aquáticos tem aumentado consideravelmente em tempos atuais, tendo um grande impacto sobre as comunidade de invertebrados terrestres e aquáticos, e como estes grupos são sensíveis tanto quanto os vertebrados a este tipo de impacto.

O monitoramento e avaliação dos ambientes aquáticos de áreas de exploração de minério são condicionantes ambientais exigidos pelo órgão ambiental federal, as quais regulam as atividades de extração de grandes empreendimentos; porém, determinar a situação na qual se encontra um corpo hídrico às vezes pode ser um processo demorado, e muitas vezes é necessária uma resposta rápida para os tomadores de decisões. Assim, fica claro que o monitoramento biológico destes ecossistemas aquáticos continentais, que se encontram sob uma forte e constante pressão antrópica, é uma ação primordial para compreender a magnitude de tais impactos e orientar estratégias de manutenção e conservação dos recursos hídricos. A biota, em conjunto com os parâmetros físicos e químicos da água, são os melhores indicadores do efeito antrópico sobre os corpos de água. Portanto, é de extrema importância incentivar o desenvolvimento de ferramentas de fácil aplicação, que

forneça resultados rápidos e, também que seja efetiva para o manejo e conservação dos recursos aquáticos.

1.3 Riachos e Comunidade de Macroinvertebrados Bentônicos da Amazônia

Os grandes rios da região amazônica recebem a água de uma densa rede de pequenos riachos (conhecidos localmente com o nome de “igarapés”, que significa “caminho de canoa”), os quais são de extrema importância para a floresta tropical. Estes riachos correm, na sua maioria, sob o dossel da floresta densa, gerando uma grande heterogeneidade estrutural nas áreas de terra firme (DE LIMA; GASCON, 1999; LEITÃO, 2015), e sustentando uma alta diversidade biológica. Outra característica importante destes corpos de água é que, diferentemente dos grandes rios da Amazônia, a mudança hidrológica dos riachos é regida pelas chuvas locais, aumentando a vazão após o evento de chuva local, (LEITÃO, 2015). É importante destacar que estes ambientes sofrem um aumento de vazão geral no período chuvoso, porém, o aumento de vazão pelo efeito das chuvas locais pode ser observado nos dois períodos hidrológicos, chuvoso e de estiagem, sendo mais significativo no período chuvoso.

Os riachos e rios desta região se classificam em relação ao seu tamanho, à morfologia do canal, e pelo seu aspecto visual, classificando-os em águas brancas, águas claras e águas escuras (JUNK, WOLFGANG J., 1983; JUNK, WOLFGANG JOHANNES; FURCH, 1980; SIOLI, 1985). O termo “águas brancas” se refere aos rios que transportam grande volume de material em suspensão que transportam; as “águas escuras” caracterizam-se por ser de um preto transparente devido à grande quantidade de substâncias húmicas dissolvidas na água, oriundas da decomposição parcial da matéria orgânica contida nos solos da floresta, que são lixiviadas,

atingindo os corpos hídricos; e as “águas claras” possuem considerável transparência por drenarem solos de regiões antigas já bem intemperizadas, com pouco relevo e com pouca erosão (ROQUE *et al.*, 2012a).

Os riachos de “águas claras” são, geralmente, considerados oligotróficos, recebendo a maior parte do aporte energético da floresta circundante (matéria orgânica alóctone). A intensa cobertura da vegetação marginal dos igarapés diminui a quantidade de luz disponível para os produtores primários, o que os torna sistemas heterotróficos por causa da baixa produção primária autóctone devido ao sombreamento (JUNK, WOLFGANG J., 1983). Além disso, estes riachos geralmente possuem águas ácidas devido à presença de ácidos húmicos e fúlvicos provenientes da lavagem dos solos adjacentes da floresta quando chove; o substrato é majoritariamente de fundo de areia branca, com presença de galhos, troncos e raízes provenientes da flora circundante que atuam como dispositivos de retenção de folhas, frutos e variados outros tipos de material alóctone (COUCEIRO, S. R M *et al.*, 2012; LEITÃO, 2015).

Toda a matéria orgânica alóctone contribui energética e estruturalmente com os riachos, fornecendo substrato, refúgio e alimento para a fauna local (LOWE-MCCONNELL, 1999). Esta dependência da matéria orgânica alóctone acarreta uma associação bem marcada entre as características e a qualidade da floresta que circundam os riachos e a riqueza, distribuição e abundância da fauna associada (FIDELIS, 2006).

Assim, dentro dos riachos se estruturam diferentes micro e meso-hábitats, influenciados pela floresta adjacente e as características hidro morfológicas dos mesmos, influenciando também a composição da fauna local associada,

principalmente os insetos e demais macroinvertebrados bentônicos (NESSIMIAN *et al.*, 1998). Dentro destes diferentes micro e meso-habitats, os macroinvertebrados bentônicos encontram refúgio contra predadores, apoio e fixação como lugar para habitar, alimentação e/ou disponibilidade de matéria orgânica (FIDELIS, 2006).

De forma geral, os tipos de substrato podem ser identificados e classificados em: orgânicos de origem vegetal (hidrófitas, plantas vasculares arbóreas parcialmente submersas, plantas vasculares arbustivas, raízes e folhíço), substratos orgânicos de origem animal (esponjas, carapaças de outros insetos ou artrópodes, e/ou outros animais), e substratos inorgânicos (argila/silte, areia, cascalho, bloco e matacão). A diferença entre estes substratos também leva a uma diferenciação entre os tipos de hábito dos invertebrados, e os mesmos podem se dividir em várias categorias, como ser: reptantes, agarradores, escaladores, fossadores, nadadores, mergulhadores, patinadores e saltadores.

Além dos diferentes tipos de hábitos de cada grupo de macroinvertebrados, é possível observar uma diferenciação funcional alimentar dos macroinvertebrados em relação aos diferentes tipos de substrato e meso e micro-habitat observados dentro de um riacho. Em uma classificação mais completa, estes GFA, separam-se em 8 grupos: fragmentador-detritívoro, fragmentador-herbívoro, coletor-filtrador, coletor-catador, raspador, sugador-herbívoro, predador-engolidor e predador-perfurador (SALLES-FALCÃO; FERREIRA-JÚNIO, 2014). Porém, normalmente são usadas categorias mais gerais como coletor-catador (CC), coletor-filtrador (CF), predador (P), raspador (R), e fragmentador (F).

Em riachos tropicais preservados, a proporção de Grupos Funcionais alimentares varia dependendo da região, mas comumente apresentam grande

abundância de predadores e coletores-catadores, abundância média de coletores-filtradores e raspadores e a menor quantidade é de fragmentadores (MERRITT; CUMMINS; CAMPBELL, 2014).

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Desenvolver um Índice Multimétrico baseado na comunidade de macroinvertebrados bentônicos para a avaliação da integridade biótica de riachos de baixa ordem de águas claras sob influência da mineração de bauxita na Floresta Nacional Saracá-Taquera, Pará, Brasil.

2.2 Objetivos específicos

- ✓ Levantamento taxonômico, funcional e comparação da composição da comunidade de macroinvertebrados bentônicos em riachos de diferentes categorias de degradação em uma área de mineração de bauxita na FLONA Saracá-Taquera.
- ✓ Caracterização e análise físico-química e estrutural de riachos de diferentes categorias de degradação em uma área de mineração de bauxita na FLONA Saracá-Taquera.
- ✓ Avaliar a relação entre as variáveis físico-químicas e a diversidade taxonômica e funcional de macroinvertebrados em riachos de diferentes categorias de degradação em uma área de mineração de bauxita na FLONA Saracá-Taquera.
- ✓ Desenvolver um índice multimétrico baseado na comunidade de macroinvertebrados bentônicos avaliando as métricas referentes à comunidade de macroinvertebrados bentônicos na FLONA Saracá-Taquera em relação à sua estabilidade temporal, sensibilidade ao distúrbio antrópico, redundância em relação à resposta frente ao distúrbio e em relação à variação natural do ambiente.

3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 Área de Estudo

O presente trabalho foi desenvolvido na FLONA Saracá-Taquera (FLONA), localizada no noroeste do Estado de Pará (Brasil) (Figura 2). A FLONA, criada em dezembro de 1989, é uma unidade de conservação que possui uma elevada biomassa da floresta tropical, além de possuir altos índices de diversidade de fauna e flora. Em conjunto com uma unidade de conservação adjacente, a Reserva Biológica do Rio Trombetas, compõem as Unidades de Conservação Federais do Rio Trombetas responsáveis pela proteção de cerca de 800.000 hectares do Bioma Amazônico. A região é considerada uma floresta tropical pluvial, e possui altos índices pluviométricos, variando de 1900 a 2500 mm anuais.

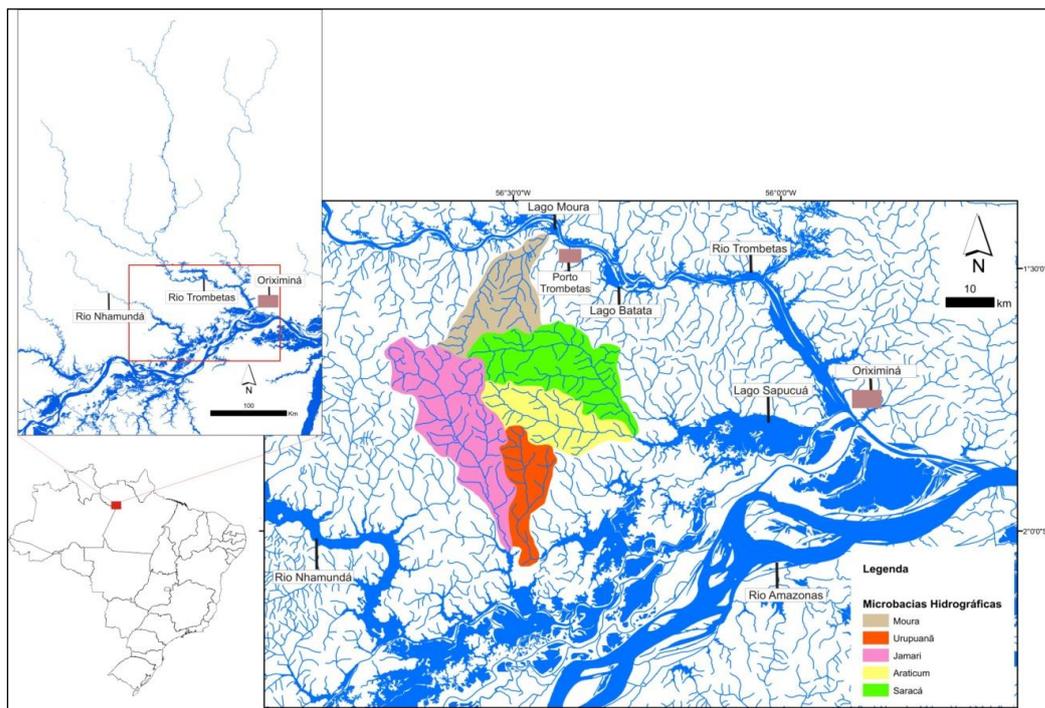


Figura 2 - Área de estudo. Floresta Nacional Saracá-Taquera. Pará. Brasil. Em diferentes cores, as microbacias que conformam a bacia do Rio Trombetas e o Rio Nhamundá. Rosa – microbacia Jamarí, Vermelha – microbacia Urupuanã, Amarelo – microbacia Araticum, Verde – microbacia do Saracá, e marrom – microbacia Moura. Fonte: Roberto Farias.

Na FLONA Saracá-Taquera ocorre uma intensa exploração de bauxita, sendo responsável por 75% da produção de bauxita do Brasil. A bauxita é uma mistura natural de óxidos de alumínio, além de ser a fonte principal da cadeia produtiva do alumínio (DA LUZ; FREITAS LINS, 2008). Como toda atividade de mineração, além da atividade de extração de minério propriamente dita, outras atividades relacionadas à extração e tratamento do minério possuem um alto potencial de impacto direto e indireto sobre os diferentes ecossistemas. Algumas destas atividades são: tanques de decantação do lado das estradas (Foto 1), construção de tubulões para escoamento das estradas (Foto 2), o despejo de efluentes líquidos de lavagem de maquinaria (Foto 3), abertura de estradas e construções de infraestrutura de suporte (Foto 4), o desmatamento para extração do minério (Foto 5), o deslocamento e movimentação de maquinaria, caminhões e vias férreas, som de sirenes e ruídos de maquinaria pesada, e poeiras, etc.



Foto 1 -Tanque de contenção de sedimentos finos provenientes das estradas. FLONA Saracá-Taquera. Foto de arquivo pessoal.



Foto 2 - Estrada entre platôs após chuva. FLONA Saracá-Taquera. Foto de arquivo pessoal.



Foto 3 - Área de manutenção de máquinas e restaurantes da FLONA Saracá-Taquera. Foto de arquivo pessoal.



Foto 4 – Área de estocagem de bauxita. FLONA Saracá-Taquera. Foto de arquivo pessoal.



Foto 5 – Platô da FLONA Saracá-Taquera em processo de exploração. Foto de arquivo pessoal.

3.2 Seleção dos pontos de amostragem e Protocolo de Avaliação Visual do Hábitat.

Para o desenvolvimento do trabalho foram necessários dados de um conjunto de riachos que possuíssem um gradiente de impacto, os quais incluíssem áreas sem impacto antrópico ou sem perturbação, consideradas de referência, áreas com impacto intermediário e áreas altamente degradadas.

A determinação das áreas de referência é de grande importância, já que é necessário saber como mudam as características da comunidade escolhida em relação à variação natural do ambiente. A escolha dos pontos de referência pode ser realizada de diferentes formas, por exemplo, de forma subjetiva, através de um vasto conhecimento da área; ou baseando em determinadas características como uso da terra, qualidade físico-química da água e qualidade e disponibilidade de hábitat. Alguns trabalhos também utilizam valores críticos de algumas variáveis abióticas, como demanda biológica de oxigênio, percentual de urbanização em relação à área total e extensão da mata ciliar, mas todos estes valores devem ser determinados através de um grande conhecimento da área de estudo (OLIVEIRA, 2009). Também é recomendável usar um conjunto de métodos quantitativos que reforcem a escolha *a priori* destes locais como, por exemplo, os Índices de Avaliação Visual do hábitat (BARBOUR et al., 1999; PETERSEN, 1992).

Diferentes protocolos de biomonitoramento rápido utilizados na Europa e nos EUA incluem índices de avaliação visual do hábitat para uma caracterização física do ambiente, sendo uma ferramenta importante para a escolha e classificação dos ambientes em relação ao grau de distúrbio. Muitos destes protocolos aplicam o Índice de Avaliação Visual (IAV) de BARBOUR et al. (1999), ou adaptações do mesmo ou de outros. No presente trabalho foi utilizado o IAV adaptado por

NESSIMIAN et al. (2008) para riachos de baixa ordem da Amazônia Central, como método quantitativo para reforçar a escolha *a priori* dos pontos de amostragem e como uma das variáveis indicativas do distúrbio.

O índice de avaliação visual adaptado por NESSIMIAN et al. (2008) baseia-se na medida de 12 características para descrever as condições do ambiente estudado, baseado e adaptado a partir do protocolo de PETERSEN (1992), para uma avaliação visual do uso da terra, as condições da mata ripária, as características do substrato do fundo do riacho e a morfologia do canal, para produzir um índice de integridade de hábitat. Cada um destes itens está composto por entre 4 e 6 alternativas ordenadas em relação aos aspectos percebidos da integridade do hábitat, desde melhor qualidade à pior qualidade.

Para que todos os itens (*i*) do índice de avaliação visual tivessem o mesmo peso na análise (p_i), os valores (a_o) foram padronizados utilizando a equação descrita abaixo (a_m , Eq. 1). O índice final é a somatória do valor médio de todas as características do hábitat amostradas (n , Eq. 2). Assim, o índice varia entre 0 e 1, sendo os valores mais próximos de 1 diretamente relacionado às boas condições da integridade do hábitat (NESSIMIAN et al., 2008).

$$p_i = a_o/a_m \quad (\text{Eq. 1})$$

$$\text{IVA} = \sum p_i/n \quad (\text{Eq. 2})$$

Para a análise descritiva da variação ambiental dos riachos amazônicos na área de estudo em relação as diferentes categorias de distúrbio, a descrição e comparação da sua fauna e o desenvolvimento e confecção do índice multimétrico proposto, foram amostrados e analisados 25 riachos de 1ª a 3ª ordem da categoria

“referência” (riachos sem nenhum tipo de distúrbio antrópico) (Foto 6), 18 riachos da categoria “impactado” (riachos que sofrem distúrbios por se encontrar em áreas em atividade) (Foto 7), 7 riachos da categoria “monitoramento” (riachos sujeitos a possíveis distúrbios de grau intermediários). Os mesmos foram amostrados no período de estiagem e no período chuvoso nos anos 2015 e 2016, somando no total 100 trechos de riachos amostrados entre os dois anos.

A classificação destes trechos de riachos foi estabelecida baseada em uma malha amostral do Projeto de monitoramento de Igarapés da Mineração Rio do Norte (MRN), que ocorre no local desde o ano de 2009. A mesma se baseia no desenvolvimento das atividades de mineração realizadas pela empresa ao longo dos anos e na demanda do órgão ambiental, que controla as atividades da mesma.

Em ambientes tropicais como a Amazônia, que possuem dois períodos hidrológicos bem marcados (chuvoso e de estiagem), poucos estudos têm incorporado informação de períodos de chuva e estiagem, embora a combinação de dados de período e/ou ano pode contribuir para o desenvolvimento de métricas robustas de biomonitoramento (Kay Chen *et al.*, 2013). Assim, para a construção do presente índice foi decidido utilizar dados de amostragem do período de estiagem, e para testar a estabilidade temporal e a validação do índice foram amostrados os mesmos 10 trechos de riachos no período chuvoso e no período de estiagem do ano de 2017.



Foto 6 - Riacho de Referência da FLONA Saracá-Taquera.
Foto de Arquivo Pessoal.



Foto 7 – Riacho impactado da FLONA Saracá-Taquera. Foto de arquivo pessoal.

3.3 Amostragem das variáveis abióticas

Em cada unidade amostral foram amostradas variáveis abióticas da coluna da água: temperatura, turbidez, pH, condutividade e concentração de oxigênio dissolvido na água, das quais algumas foram mensuradas em campo e outras no

laboratório (Foto 8). O método de amostragem de cada uma delas encontra-se na

Tabela 1.

Tabela 1- Variáveis abióticas da coluna da água que foram mesurados em cada ponto de coleta, o método utilizado para mesurar cada uma destas. NOTA: L - Laboratório; C - Campo.

Variável	Método	Local
Temperatura	Termômetro eletrônico. Precisão de 0,1°C (Oxímetro portátil YSI Mod. 550 ^a)	C
Turbidez	Turbidímetro portátil (LaMotte, 2008). Valores expressos em NTU	L
pH	pHmetro portátil QUIMIS (Mod.Q400MT) calibrado com tampões 4 e 7	L
Condutividade	Conductivímetro eletrônico portátil (Metrohm Herisau). Valores expressos em $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$	L
O ₂ Dissolvido	Oxímetro portátil YSI Mod. 550 ^a . Valores expressos em $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	C



Foto 8 - Amostragem de algumas variáveis abióticas dos riachos (temperatura, oxigênio dissolvido na água). Foto de arquivo pessoal.

Além disso, foram mesuradas variáveis estruturais do ambiente e da massa d'água como: Profundidade do ponto central do canal, Largura média do canal, Velocidade da água (m/s), Vazão (L/s), Cobertura do dossel (%) no ponto de

amostragem, e o Índice de Avaliação Visual do habitat (IAV), e a caracterização do substrato de cada trecho.

O objetivo de mensurar estas variáveis físicas, químicas e estruturais dos ambientes aquáticos é entender a variação natural dos ambientes e avaliar a mudança das métricas escolhidas para compor o índice multimétrico em relação às variáveis associadas ao gradiente de impacto (como, por exemplo, turbidez, oxigênio dissolvido na água, cobertura do dossel, etc.)

3.4 Coleta, triagem e identificação dos macroinvertebrados

Para a amostragem da comunidade bentônica foi utilizado um coletor tipo "Surber" (0,09 m² de área e 250 µm de abertura de malha) e foi considerada a fração superficial de 0 a 10 cm do sedimento, aproximadamente (Foto 9). Em cada local de amostragem foram coletadas três amostras nos substratos mais representativos, dependendo da disponibilidade dos mesmos no local. Os tipos de substrato coletados foram categorizados em: folhiço com areia, areia, matéria orgânica fina com areia, macrófitas, cascalho e raiz.

As amostras foram acondicionadas em sacos plásticos e transportadas para o laboratório, onde foram lavadas em peneira com abertura de malha 500µm e, posteriormente triadas a olho nu em bandejas brancas com contraste luminoso (Foto 10). Os indivíduos foram preservados em álcool a 70% para posterior identificação ao menor nível taxonômico possível, através de chaves de identificação específicas para cada grupo, mas principalmente baseada nas chaves de Hamada; Nessimian; Querino, (2014). As três amostras coletadas em cada trecho foram integradas em

uma só para caracterizar a comunidade de macroinvertebrados bentônicos no trecho de riacho amostrado (50 m).



Foto 9 – Coleta de macroinvertebrados com coletor tipo “Surber”. Foto de Arquivo Pessoal.



Foto 10 - Triagem de macroinvertebrados. Fonte: Arquivo pessoal.

3.5 Análise dos dados

3.5.1 Caracterização e análises físicas, químicas, físico-químicas e estruturais de riachos em diferentes categorias de degradação.

Primeiramente, foi realizada uma Análise de Componentes Principais (ACP), utilizando uma matriz de correlação, com os dados de caracterização do substrato dos trechos amostrados. Os scores que explicaram a separação dos pontos nesta ACP foram os utilizados como variáveis de característica do substrato dos trechos na ACP subsequente, com todas as variáveis físicas, químicas, físico-químicas e estruturais dos trechos amostrados.

Para caracterizar os riachos em função das suas variáveis físico-químicas e estruturais, foi realizada uma Análise de Componentes Principais (ACP) considerando todos os pontos e períodos de amostragem juntos. A partir da ordenação dos pontos de amostragem e as variáveis ambientais apresentada pela ACP, foi realizada uma análise de variância dos parâmetros físico-químicos para avaliar possíveis diferenças significativas entre as categorias de impacto. Antes de efetuar todas as ACP, realizou-se uma análise de correlação de Spearman para eliminar variáveis correlacionadas entre si que possam interferir na ordenação dos dados.

Em seguida, foi realizada uma ACP das variáveis ambientais para cada um dos períodos (chuvoso – estiagem) isoladamente, para identificar quais variáveis ambientais caracterizam as diferentes categorias de riachos amostrados em cada período. Para avaliar se a separação entre os pontos foi significativa, foi utilizada uma análise de variância.

3.5.2 Análise da comunidade de macroinvertebrados bentônicos em riachos com diferentes categorias de distúrbio.

Para comparar e avaliar a composição da comunidade de macroinvertebrados bentônicos entre as categorias de riacho Referência, Impactado e Monitoramento e as variáveis físico-químicas e estruturais dos ambientes foi realizada uma Análise de Correspondência Canônica (CCA), com permutações aleatórias para identificar se esta separação é significativa. Além disso foi realizada uma PERMANOVA e uma Análise de Similaridade (ANOSIM) da composição de macroinvertebrados, baseada em uma matriz de Bray-Curtis, entre cada uma das categorias de riacho amostrada para verificar se as mesmas diferiam significativamente entre elas. E para detectar quais táxons contribuíram mais para esta diferença foi realizada uma Análise de Porcentagem de Similaridade (SIMPER).

Além disso foi realizada uma análise de comparação de médias das métricas calculadas entre as categorias Referência e Impactados, tanto a nível de família quanto o nível de grupo funcional alimentar.

3.5.3 Avaliação das métricas referentes à comunidade de macroinvertebrados bentônicos em relação à sensibilidade ao distúrbio antrópico, redundância em relação à resposta frente ao distúrbio e em relação à variação natural do ambiente e a estabilidade temporal das métricas.

A análise dos dados se fará em quatro etapas:

- 1) verificar se a fauna de macroinvertebrados bentônicos reflete a escolha *a priori* dos igarapés com diferentes níveis de distúrbio.
- 2) seleção das métricas para formar o índice;
- 3) padronização das métricas

4) Estabilidade, construção e validação do índice.

3.5.3.1 Verificação da seleção *a priori* das classes de igarapés

A verificação serve para avaliar se a comunidade de macroinvertebrados corresponde à classificação *a priori* dos igarapés selecionados para cada classe, justificando o seu uso como bioindicadores da qualidade ambiental. Esta verificação foi realizada através de análise de similaridade (ANOSIM), utilizando uma matriz de similaridade através do índice distância de Bray Curtis, esperando diferenças significativas da fauna de macroinvertebrados bentônicos entre as categorias mais extremas de igarapés (referência e impactados). A análise foi realizada no programa estatístico Past 3.14.

3.5.3.2 Seleção das métricas

Primeiramente, foram escolhidas métricas da comunidade de macroinvertebrados relacionadas à riqueza, composição taxonômica, tolerância e as funções ecológicas dos macroinvertebrados. Logo, as mesmas foram avaliadas para a construção dos índices.

A escolha das métricas foi realizada a partir da bibliografia disponível, escolhendo-as a partir de estudos onde estas métricas tenham sido utilizadas em conjunto ou separadamente para caracterizar comunidades bióticas em outras regiões. Alguns estudos a partir dos quais serão escolhidas as métricas a serem avaliadas são Barbour *et al.* (1996a e b; 1999), Karr (1999), Baptista *et al.* (2007), Oliveira (2011 e 2013), Couceiro (2012).

As métricas escolhidas passaram por uma série de testes até restarem aquelas que conformarão o índice multimétrico. A seleção das mesmas foi feita em quatro etapas:

- 1) Teste de sensibilidade das métricas para diferenciar entre áreas de referência e áreas com perturbação antrópica. Isto se fez comparando os valores das métricas nas áreas de Referência com os valores das métricas nas áreas impactadas. Também foi avaliada a direção e intensidade da resposta da métrica com o aumento do impacto. Para testar este ponto foi utilizado o Test-t ou Mann-Whitney.
- 2) Análise de redundância entre as métricas foi avaliada através de um teste de correlação simples de Spearman.
- 3) Análise de correlação das métricas com a variação natural do ambiente, e com o gradiente de perturbação.
- 4) Teste de variabilidade temporal (estabilidade) foi realizado através do cálculo do índice proposto em riachos das diferentes categorias que foram amostrados no período de estiagem e no período chuvoso, comparando os valores dos índices de cada riacho em cada período, e através de uma análise de variância entre os valores dos índices calculados para cada categoria (Oliveira, 2008).

Aquelas métricas triadas que não cumpriram os requisitos citados acima foram descartadas para a formação do índice, ficando só aquelas que cumpriram com todos os requisitos.

3.5.3.3 Padronização das métricas

Uma vez selecionadas as métricas, foi necessária a padronização das mesmas, já que os valores brutos não podem ser somados diretamente porque as métricas diferem na amplitude dos seus valores. Uma vez padronizadas, foram combinadas em um valor final único do índice.

As métricas foram padronizadas na mesma escala (0-100). Métricas que diminuem com o impacto foram padronizadas com a formula A, e métricas que aumentam com o impacto foram padronizadas com a fórmula B (BAPTISTA, DF. *et al.*, 2014). Após o cálculo de cada métrica, a mesma foi multiplicada por 100 dividido pelo número de métricas selecionadas para fazer parte do índice.

Fórmula (A)

$$= \frac{\text{Valor da métrica calculada} - \text{percentil 25 de sítios impactados}}{\text{percentil 75 de sítios referência} - \text{percentil 25 de sítios impactados}} \times 10$$

Fórmula (B)

$$= \frac{\text{Valor da métrica calculada} - \text{percentil 75 de sítios impactados}}{\text{Percentil 25 de sítios referência} - \text{percentil 75 de sítios impactados}} \times 10$$

3.5.3.4 Construção do índice, estabilidade temporal e validação do mesmo

Uma vez que as métricas estejam padronizadas, a construção do índice será realizada através da somatória das métricas. Antes, o valor do índice será dividido em 4 subintervalos com igual tamanho para proporcionar 4 classes de qualidade: Ruim, Regular, Boa, Muito Boa.

Para testar a estabilidade do índice nos diferentes períodos hidrológicos e para validação do índice, foram amostrados dez riachos, classificados *a priori* em

relação à malha de biomonitoramento de riachos da Mineração Rio do Norte: 3 riachos referência, 4 riachos de monitoramento e 3 riachos impactados. Para cada um destes riachos foi calculado o índice no período de estiagem e no período chuvoso e comparou-se o valor do mesmo entre os períodos e classificou-os em relação ao índice desenvolvido para riachos tropicais de águas claras com influência de atividades de mineração de bauxita.

Além disso, foram mesuradas as variáveis físico-químicas, estruturais dos riachos, para validar a capacidade do índice de distinguir o distúrbio. Para isto foi realizada uma Análise de Componentes Principais para cada período utilizando as variáveis que caracterizam o impacto e os valores dos índices calculados de cada riacho.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO DA CARACTERIZAÇÃO BIOTICA E ABIÓTICA DOS RIACHOS

4.1 Caracterização e análise dos trechos amostrados em relação às variáveis físicas, químicas, físico-químicas e estruturais.

No presente estudo, todos os trechos de riachos amostrados apresentaram águas ácidas (pH médio de $4,70 \pm 0,51$), de baixa condutividade (condutividade média de $9,9 \pm 1,98 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), com temperatura média de $25,8 (\pm 0,58) ^\circ\text{C}$. No período de estiagem os riachos apresentaram um pH ácido com média de 4,9 ($\pm 0,60$), condutividade com média de $9,23 (\pm 1,9) \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, temperatura média de $26 (\pm 0,55) ^\circ\text{C}$. Já no período chuvoso, os riachos apresentaram uma tendência a ter valores de pH menor que o período seco (média $4,53 \pm 0,32$), uma condutividade maior (média $10,69 \pm 1,8$), e a temperatura média foi menor ($25,69^\circ\text{C} \pm 0,57$). Estes valores encontram-se dentro dos valores registrados na bibliografia sobre as águas da região de estudo (CALLISTO *et al.*, 1999; COUCEIRO, S. R.M. *et al.*, 2012; HAMADA; NESSIMIAN; QUERINO, 2014; LANDEIRO *et al.*, 2010; LEITÃO, 2015; NESSIMIAN *et al.*, 2008; ROQUE *et al.*, 2012a; SIOLI, 1985).

As Análises de Componentes Principais realizadas para caracterizar os pontos de amostragem em relação as suas variáveis físicas, químicas, físico-químicas da coluna da água e estruturais do ambiente para cada um dos períodos (período de

estiagem

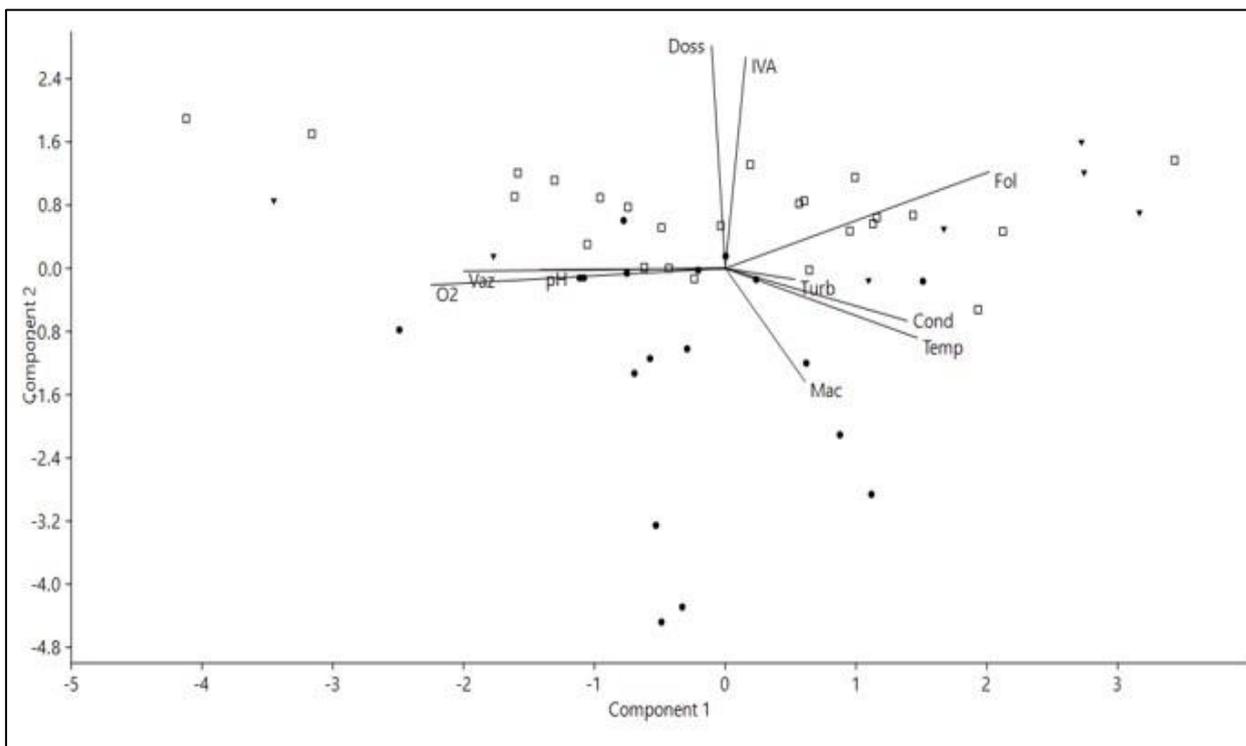


Figura 3, período chuvoso Figura 4) e para os dois períodos juntos (Figura 5) mostraram a mesma separação dos pontos em relação às variáveis. Os pontos de amostragem agruparam-se em relação às categorias de impacto predefinidas. Em todas as ACPs, os pontos da categoria de Referência agruparam-se associados ao índice de avaliação visual (IAV) e à Cobertura do Dossel (Doss), enquanto os pontos referentes à categoria impactados agruparam-se associados pela variável %Macrófita. Já a maioria dos pontos da categoria Monitoramento agruparam-se associados a baixas concentrações de oxigênio. Os eixos 1 e 2 explicaram 40% da variação dos dados.

Ao analisar as variáveis selecionadas pela Análise de Componentes Principais através de análise de variância entre as categorias dos trechos, foi observada uma diferença estatisticamente significativa do oxigênio dissolvido na água entre as categorias, sendo a categoria de monitoramento a que apresentou

diferença significativa das categorias restantes. Além disso, os valores do protocolo de Índice de Avaliação Visual (IAV), a cobertura de dossel e a composição do substrato (% macrófitas) foram significativamente diferentes entre os riachos de referência e impactados, (Kruskal-Wallis, $p < 0,05$).

Os valores de temperatura, pH e a condutividade tiveram diferença significativa entre os períodos hidrológicos (Teste-t, $p < 0,05$) (Figura 6), porém não foram significativamente diferentes entre as categorias de impacto dentro de cada período hidrológico.

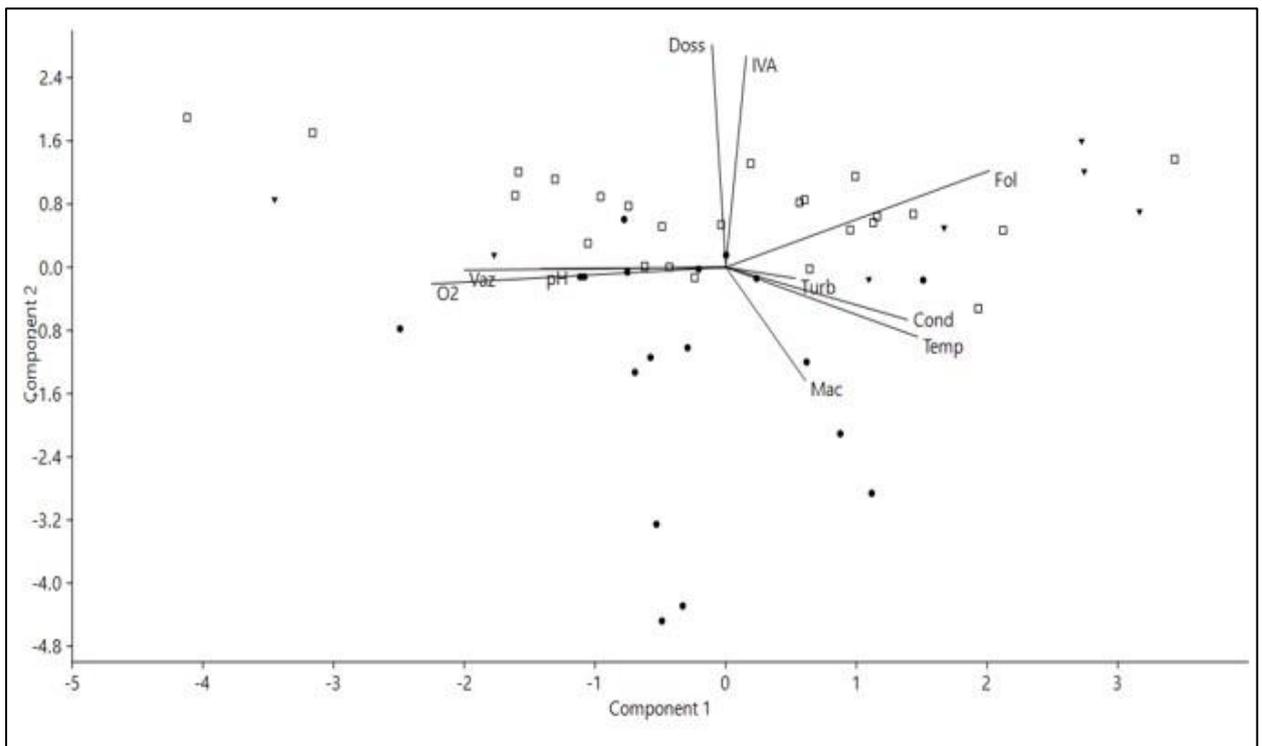


Figura 3 - Análise de Componentes Principais das variáveis abióticas da coluna da água (Temp - Temperatura; Cond - Condutividade; Turb - Turbidez; Vaz - Vazão; pH; e O₂ - Oxigênio dissolvido na água) e estruturais (Vaz - vazão; Índice de Avaliação Visual - IAV; Fol e Mac - Composição do substrato; e Doss - cobertura do dossel) de todos os pontos amostrais correspondentes ao período de estiagem em relação à sua categoria de distúrbio. □ pontos amostrais referentes à categoria referência, ● referente à categoria impactado, ▼ referente à categoria monitoramento.

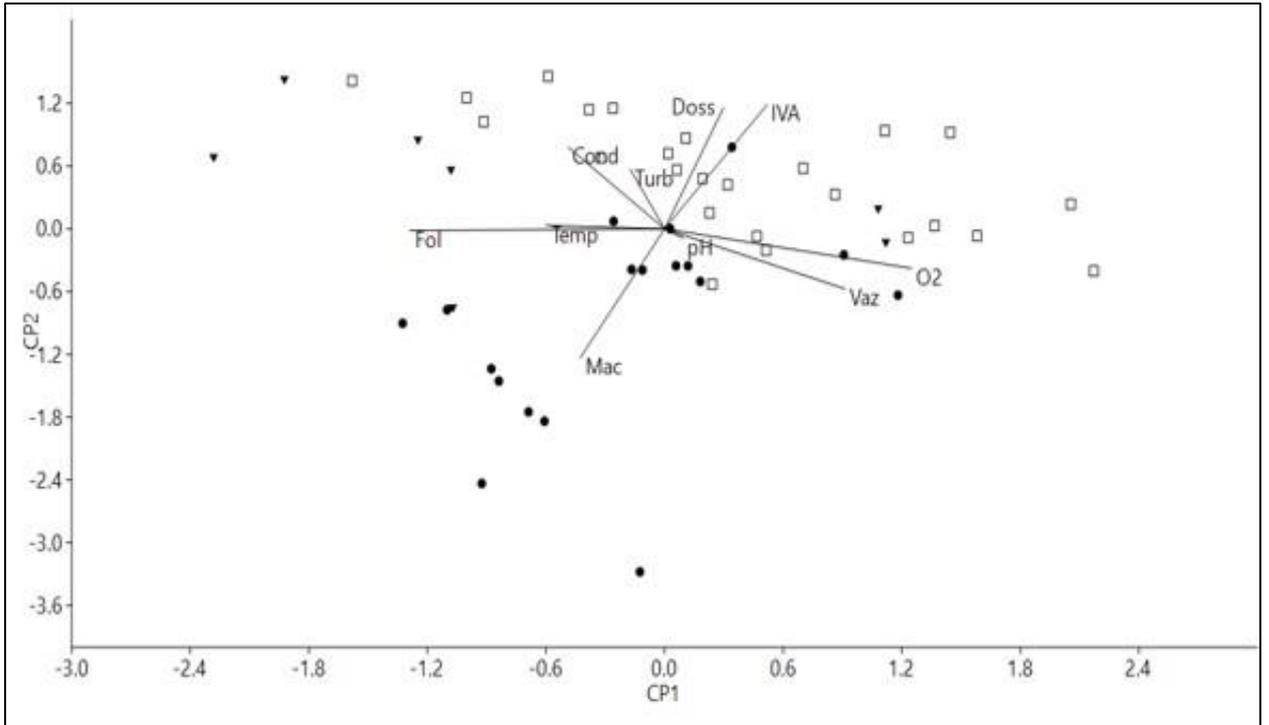


Figura 4 - Análise de Componentes Principais das variáveis abióticas da coluna da água (Temp -Temperatura; Cond – Condutividade; Turb – Turbidez; Vaz - Vazão; pH; e O2 - Oxigênio dissolvido na água) e estruturais (Vaz – vazão; Índice de Avaliação Visual - IAV; Fol e Mac - Composição do substrato; e Doss - cobertura do dossel) de todos os pontos amostrais correspondentes ao período chuvoso em relação à sua categoria de distúrbio. □ pontos amostrais referentes à categoria referência, ● referente à categoria impactado, ▼ referente à categoria monitoramento.

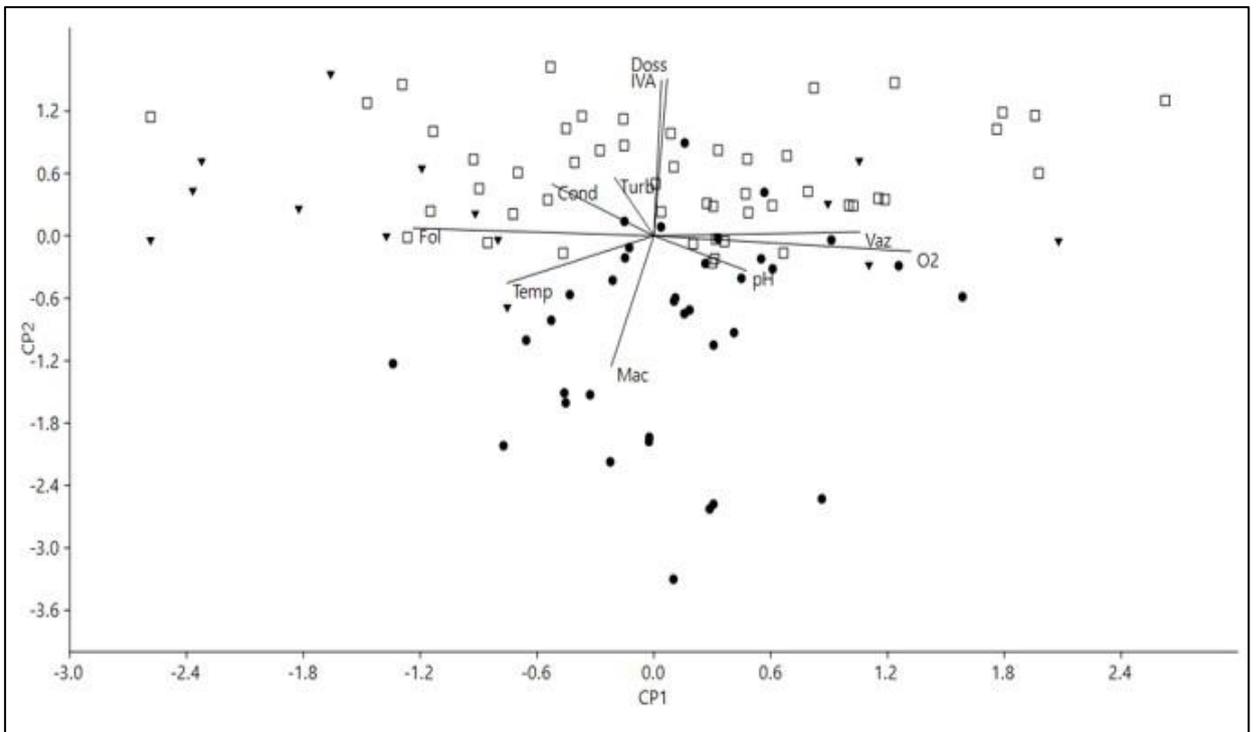


Figura 5- Análise de Componentes Principais das variáveis abióticas da coluna da água (Temp -Temperatura; Cond – Condutividade; Turb – Turbidez; Vaz - Vazão; pH; e O2 - Oxigênio dissolvido na água) e estruturais (Vaz – vazão; Índice de Avaliação Visual - IAV; Fol e Mac - Composição do substrato; e Doss - cobertura do dossel) de todos os pontos amostrais correspondentes a ambos os dois períodos em relação à sua categoria de distúrbio. □ pontos amostrais referentes à categoria referência, ● referente à categoria impactado, ▼ referente à categoria monitoramento.

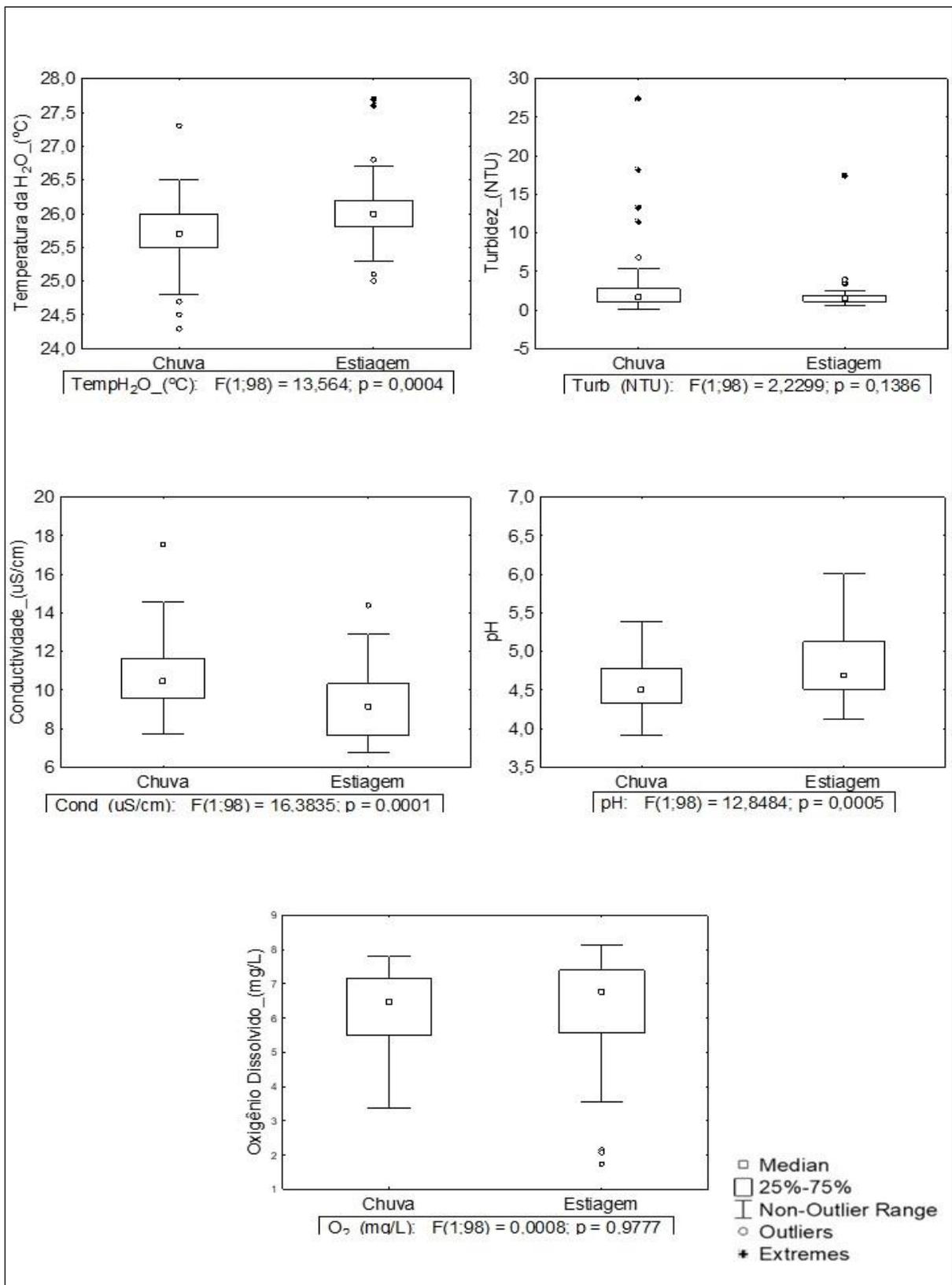


Figura 6- Gráficos Box-Plot das variáveis condutividade, pH, Vazão e Temperatura da água correspondente aos pontos amostrais do período chuvoso e de estiagem dos anos 2015 e 2016. □ – Mediana, ◻ – 25%-75%, I- intervalo no atípico, ° - Outliers, * - valores extremos.

A variação das variáveis da coluna da água entre os períodos é natural e esperada, sendo influenciadas pela variação no regime de chuvas entre um período e outro. As precipitações locais na região de estudo repercutem em um aumento da vazão dos riachos em ambos os períodos; porém durante o período chuvoso as precipitações locais tornam-se mais frequentes na região, aumentando a vazão média dos riachos. Durante este período intensificam-se os processos da lavagem do solo da floresta, aumentando a entrada de ácidos húmicos e fúlvicos nos corpos hídricos, de matéria orgânica particulada e sedimentos, resultando num leve aumento da turbidez da água e uma redução do pH, um aumento da condutividade e uma diminuição da temperatura nas águas da região, o que explicaria a diferença entre os períodos estudados (CALLISTO *et al.*, 1999; GIRARDI *et al.*, 2016).

Porém, embora os valores da temperatura, pH e condutividade tenham apresentado diferença estatisticamente significativa entre os períodos no presente trabalho, esta diferença deve-se, principalmente, a que a maioria dos valores destes parâmetros dentro de cada período encontram-se concentrados em uma pequena faixa de valores, e com uma diferença pequena entre os períodos, fazendo a diferença entre os mesmos significativa. Isto destaca a homogeneidade dos valores dos parâmetros dentro de cada período hidrológico e caracteriza uma marcada homogeneidade ambiental dos riachos amazônicos em relação às variáveis físicas e químicas da água, como observado por Sioli (1985).

A partir da ordenação das Análise de Componentes Principais e as análises de variância das variáveis selecionadas pela mesma, é possível inferir que a principal diferença entre as categorias de riachos amostrados recai, principalmente, na estrutura física dos riachos e em aspectos estruturais do trechos, avaliados visualmente e representados pelo índice de avaliação visual, encontrando diferença

estatisticamente significativa destas variáveis entre as categorias de impacto dos riachos.

No presente trabalho, os valores de cobertura de dossel, a cobertura do substrato por macrófitas, e os valores do índice de avaliação visual foram as variáveis que melhor caracterizaram os riachos segundo a PCA, sendo significativamente diferentes entre as categorias de distúrbio. Isto pode ser explicado como consequência das atividades de extração de bauxita que se desenvolvem na região de estudo. Na área de estudo, as atividades relacionadas à mineração de bauxita interferem diretamente no ambiente físico como, por exemplo, o desmatamento do topo de platô, a retirada de mata ciliar, revolvimento de solo para a construção de estradas, construção de tanques de decantação, efluentes provindos dos tanques de decantação que vertem para a floresta ou são direcionados para os riachos, poeiras, ruídos de alta intensidade e vibrações; e as mesmas exercem um efeito negativo sobre os ecossistemas aquáticos onde ocorrem.

Em alguns dos riachos impactados estudados, o desmatamento de topo de platô levou ao acúmulo de água na beira dos mesmos, gerando infiltrações no solo e provocando o deslizamento da encosta do platô para dentro dos riachos, levando ao assoreamento do mesmo. Estas mudanças também provocaram a abertura do dossel, levando a modificações do substrato dos corpos aquáticos e elevando a turbidez da água. Outros impactos nos riachos estudados foram a retirada da mata ciliar para construção de um duto de escoamento de água proveniente de uma estrada, levando a um aumento da luminosidade dentro do ambiente aquático, provocando modificação do substrato, criando novos micro e meso habitats ou resultando na homogeneidade estrutural. Ao mesmo tempo, a retirada da mata ciliar deixa o solo exposto, favorecendo o processo de erosão do mesmo e permitindo o

carreamento de partículas para o interior dos riachos que, dependendo da quantidade de aporte de sedimento, o mesmo pode vir a soterrar a matéria orgânica, interferindo assim no processo de decomposição da mesma, pois reduz sua disponibilidade para o acesso de potenciais decompositores. Isto também foi observado por MAFFIA (2011), onde a retirada de mata ciliar leva a modificações nas características do substrato, na disponibilidade e qualidade dos substratos do fundo, diminuição de entrada de matéria orgânica, soterramento de matéria orgânica pela entrada de sedimento, produto da erosão do solo.

Outra modificação observada nos riachos impactados na área de estudo é a diminuição dos dispositivos de retenção de matéria orgânica oriundos da mata circundante, como troncos, galhos e raízes. Estes componentes vegetais modificam a hidrologia do riacho, porque exercem a retenção e modificações na velocidade do fluxo d'água, criando meso e micro hábitat que servem como refúgio, superfície para deposição de ovos, e fonte de recursos alimentares para a fauna do riacho (RONI; BEECHIE, 2012). Já a ausência destes dispositivos de retenção geralmente leva a uma homogeneidade de micro e meso hábitats, influenciando na fauna do local.

No presente trabalho não foram observadas variações significativas das variáveis físicas, químicas e físico-químicas da coluna da água entre as categorias de referência e impactados, porém, houve uma diminuição significativa do oxigênio dissolvido nos riachos de monitoramento. Geralmente, ambientes contaminados com dejetos orgânicos tendem a sofrer uma diminuição na concentração de oxigênio, mudança no pH, condutividade, concentração de nutrientes, etc. Porém, na área de estudo, não ocorrem impactos orgânicos de origem antrópica em nenhum dos pontos amostrais, o que explicaria porque não foram observadas diferenças

significativas nas variáveis como o pH, condutividade da água, turbidez, e temperatura da água entre os trechos das diferentes categorias de impacto (COUCEIRO, S. R.M. *et al.*, 2012; COUCEIRO, SHEYLA R.M. *et al.*, 2011; NESSIMIAN *et al.*, 2008).

A diferença significativa na concentração de oxigênio registrada nos riachos de monitoramento em relação aos de referência e impactados pode estar associada a mudanças hidrodinâmicas no leito dos riachos, com a formação de poções ou áreas de baixa correnteza, que podem reduzir as concentrações de oxigênio dissolvido na água, sendo reestabelecido em trechos de correnteza a jusante. Esta baixa concentração de oxigênio nos riachos de monitoramento também pode estar associada a impactos indiretos que levam a uma modificação nos processos ecológicos que ocorrem dentro do riacho, levando-os, por exemplo, a um acúmulo de matéria orgânica no leito e, conseqüentemente, ao consumo de oxigênio pela atividade microbiana. Impactos indiretos como carregamento de partículas de solo para dentro dos riachos, a poeira, os ruídos e as vibrações da movimentação de maquinarias são impactos indiretos que não foram medidos e os mesmos não afetam as características estruturais como a cobertura do dossel da área de estudo, porém, podem vir a afetar a comunidade biótica das proximidades, afetando os processos ecológicos que ocorrem no ambiente terrestre e aquático (KUNC; MCLAUGHLIN; SCHMIDT, 2016). Estudos comprovam que ruídos antropogênicos podem afetar a comunidade de invertebrados e vertebrados de ambientes aquáticos ou semiaquáticos e terrestres, interferindo na sua capacidade de predação, localização e atração de parceiros, detecção de espécies hospedeiras, e deposição de ovos, vindo assim a influenciar nos processos ecológicos (HAWKINS; PEMBROKE; POPPER, 2014; MORLEY *et al.*, 2014;

VILLALOBOS-JIMÉNEZ; DUNN; HASSALL, 2017). Além disso, muitos dos invertebrados aquáticos possuem a sua fase adulta fora da água, por tanto, qualquer distúrbio que possa vir a afetar as proximidades dos riachos pode afetar também a fauna ao redor e dentro dos mesmos, interrompendo processos ecológicos importantes como a decomposição da matéria orgânica por invertebrados, a ciclagem de nutrientes, etc. Embora esta seja uma hipótese plausível, os efeitos dos impactos indiretos sobre as comunidades bióticas e seus efeitos sobre o ambiente aquático não foram abarcados no presente estudo, portanto, faz-se necessário um maior aprofundamento nesta área de estudo.

Conclui-se que os riachos tropicais da Amazônia Central da região de estudo possuem uma significativa homogeneidade nas suas características da coluna da água, evidenciando que estes parâmetros não evidenciam de forma contundente os impactos antrópicos da região. Assim, são as características estruturais do sistema as que caracterizam o gradiente de impacto entre os riachos, demonstrando que é de vital importância a integração de variáveis físicas, químicas e estruturais em ferramentas de análise que permitam a avaliação geral da qualidade dos ambientes aquáticos em questão.

4.2 Levantamento taxonômico de macroinvertebrados bentônicos em riachos da FLONA Saracá-Taquera.

No total, foram identificados 10329 macroinvertebrados bentônicos, identificados em 121 unidades taxonômicas. Todas as unidades taxonômicas registradas no presente trabalho encontram-se na tabela Tabela 2.

Tabela 2 – Lista das unidades taxonômicas identificadas nos trechos de riacho amostrados nos anos 2015 e 2016.

Unidades taxonômicas identificadas			
Ordem Coleóptera	Coleóptera n.i	Ordem Odonata (cont.)	Gomphidae n.i
	Dytiscidae n.i		<i>Archaeogomphus</i> sp.
	Dytiscidae(ad) n.i		<i>Agriogomphus</i> sp.
	Elmidae n.i		<i>Epigomphus</i> sp.
	Elmidae (ad) n.i		<i>Progomphus</i> sp.
	<i>Heterelmis</i> sp.		<i>Zonophora</i> sp.
	<i>Hexacylloepus</i> sp.		Libellulidae N.I.
	<i>Macrelmis</i> sp.		<i>Heteragrion</i> sp.
	<i>Neelmis</i> sp.		<i>Chalcopterix</i> sp.
	<i>Phanocerus</i> sp.		<i>Polythore</i> sp.
	<i>Phanoceroides</i> sp.		Protoneuridae n.i
	<i>Stegoelmis</i> sp.		Plecoptera n.i
	<i>Xenelmis</i> sp.		Perlidae n.i
	Gyrinidae n.i		Perlidae n.i
	Noteridae n.i		<i>Anacroneura</i> sp.
	Ptyodactilidae n.i		<i>Macrogynoplax</i> sp.
	Scirtidae n.i	Ordem Trichoptera	Trichoptera n.i
Ordem Díptera	Ceratopogonidae n.i		<i>Phylloicus</i> sp.
	Chironomidae n.i		<i>Austrotinodes</i> sp.
	Tanypodinae n.i		<i>Helicopsyche</i> sp.
	Orthoclaadiinae n.i		Hydropsychidae n.i
	Empididae n.i		Hydropsychidae n.i
	Lampyridae n.i		<i>Leptonema</i> sp.
	Psychodidae n.i		<i>Macronema</i> sp.
	Simuliidae n.i		<i>Macrostemum</i> sp.
	Stratyomidae n.i		<i>Smicridea</i> sp.
	Tabanidae n.i		Hydroptylidae n.i
	Tipulidae n.i		<i>Neotrichia</i> sp.
Ordem Ephemeroptera	Ephemeroptera n.i		Leptoceridae n.i
	<i>Campylocia</i> sp.		Leptoceridae n.i
	Leptophlebiidae n.i		<i>Amazonatolica hamadae</i>
	Leptophlebiidae n.i		Gênero A sp.
	<i>Askola</i> sp.		<i>Grumichella</i> sp.
	<i>Hagenulopsis</i> sp.		<i>Nectopsyche</i> sp.
	<i>Campsurus</i> sp.		<i>Oecetis</i> sp.
	<i>Tricorythopsis</i> sp.		<i>Triplectides</i> sp.
Ordem Hemíptera	Hemíptera n.i		<i>Marilia</i> sp.
	Corixidae n.i		Pupa Marilia
	<i>Heterocorixa</i> sp.		Philopotamidae N.I.
	Gerridae N.I.		<i>Chimarra</i> sp.
	<i>Rheumatobates</i> sp.		<i>Cernotina</i> sp.

	<i>Veliometria</i> sp.		<i>Cyrnellus</i> sp.
	Naucoridae n.i		<i>Polyplectropus</i> sp.
	<i>Ambrysus</i> sp.		<i>Machairocentron</i> sp.
	<i>Limnocoris</i> sp.		Blattaria n.i
	<i>Pelocoris</i> sp.	Ordem Blattaria	Hidracarina n.i
	Veliidae n.i		Decapoda n.i
	<i>Rhagovelia</i> sp.	Ordem Decapoda	<i>Macrobrachium</i> sp.
Ordem Lepidoptera	Lepidoptera n.i		Atyidae n.i
	Crambidae n.i		Oligochaeta n.i
	<i>Petrophila</i> sp.	Subclasse Oligochaeta	Naididae n.i
Ordem Megaloptera	Corydalidae n.i		<i>Nais communis</i>
	<i>Chloronia hieroglyphica</i>		<i>Pristina</i> sp.
	<i>Corydalis</i> sp.		<i>Pristina aequiseta</i>
	Neuroptera n.i		Tubificinae
	Odonata n.i		Enchytraeidae n.i
	Corduliidae n.i		Haplotaxidae n.i
	<i>Aeschnosoma</i> sp.		Lumbriculidae n.i
			Alluroididae n.i
			Hirudinae n.i
		Subclasse Hirudinea	Nematoda n.i
		Filo Nematoda	Turbellaria n.i
		Classe Turbellaria	

No **período de estiagem** foram identificados um total de 7.078 indivíduos de macroinvertebrados bentônicos. Os mesmos foram classificados em 128 unidades taxonômicas. Do total de unidades taxonômicas identificadas, as principais ordens registradas foram Trichoptera (20%), Coleóptera (14%), Odonata (13%), Hemíptera (10%), Díptera (9%), Oligochaeta (9%) e Ephemeroptera (8%). A relação de táxons em cada categoria de riacho pode ser observada na Figura 7. A Abundância relativa dos grupos mais característicos em cada categoria de distúrbio foi: nos riachos de referência os grupos predominantes foram Díptera (50%), Trichoptera (17%), Coleóptera (14,1%), Oligochaeta e Plecoptera (4% respectivamente), e Odonata e Ephemeroptera (3%). Nos riachos de monitoramento a abundancia relativa dos grupos mais característicos foi: Diptera (67%), Trichoptera (11%), Coleóptera e Odonata (7%) e Ephemeroptera (3%). Nos riachos impactados, os grupos com maior abundância relativa foram: Diptera (57%), Coleóptera (21%), Trichoptera (8%), Oligochaeta (5%) e Odonata (3%). O grupo

mais abundante em todas as categorias de riacho foi a ordem Díptera, seguida por Trichoptera nos riachos de referência e de monitoramento, enquanto o grupo dos Coleóptera é o segundo mais abundante nos riachos impactados.

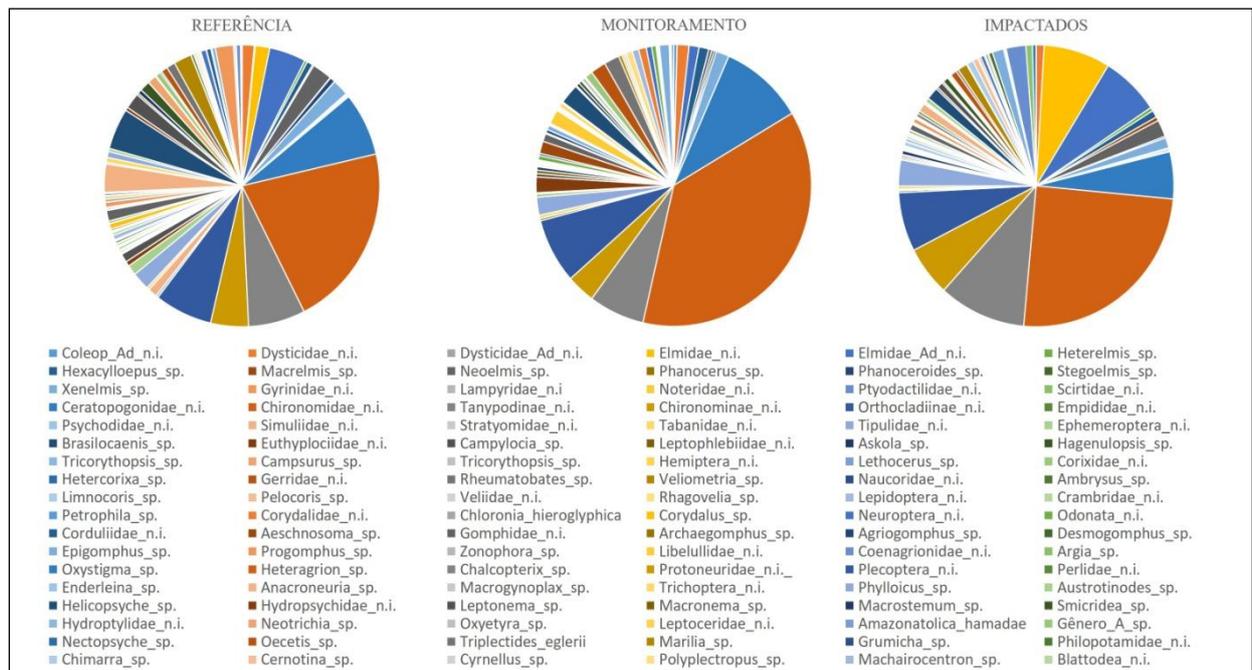


Figura 7 – Porcentagem relativa de grupos taxonômicos registrados em cada categoria de riacho durante o período de estiagem.

Durante o **período de estiagem**, os riachos de referência apresentaram uma média de riqueza taxonômica de 18,1 unidades taxonômicas, os riachos de monitoramento uma média de 16,3, e 15,9 nos riachos impactados. A abundância absoluta média de macroinvertebrados bentônicos foi menor em riachos de referência em relação aos riachos impactados (139,6 ind. e 148,3 ind. respectivamente) e maior que os de monitoramento (111,1 ind.). Já os valores de diversidade média do índice de Shannon e de Simpson foram maiores em riachos de referência que nos impactados (Tabela 3).

Tabela 3 – Valores da média e desvio padrão das métricas mais representativas da comunidade de macroinvertebrados bentônicos coletados nas categorias Referência, Monitoramento e Impactado no período de estiagem de 2015 e 2016.

<i>Categoria</i>	<i>Referência</i>				<i>Impactado</i>				<i>Monitoramento</i>			
<i>Métrica</i>	<i>Média</i>	<i>Desv. Pad</i>	<i>Máx.</i>	<i>Mín</i>	<i>Média</i>	<i>Desv. Pad</i>	<i>Máx.</i>	<i>Mín.</i>	<i>Média</i>	<i>Desv. Pad</i>	<i>Máx.</i>	<i>Mín.</i>
<i>Riqueza_S</i>	18,1	5,4	30,0	5,0	15,9	4,8	26,0	6,0	16,3	5,8	24,0	8,0
<i>Abundância</i>	139,6	85,4	296,0	11,0	148,3	113,7	387,0	23,0	111,1	115,4	354,0	30,0
<i>Dominância_D</i>	0,2	0,1	0,5	0,1	0,3	0,1	0,7	0,1	0,2	0,1	0,4	0,1
<i>Simpson_I-D</i>	0,8	0,1	0,9	0,5	0,7	0,1	0,9	0,3	0,8	0,1	0,9	0,6
<i>Shannon_H</i>	2,1	0,4	2,7	1,3	1,9	0,4	2,5	0,8	2,0	0,4	2,4	1,4
<i>Equitabilidade_J</i>	0,8	0,1	0,9	0,5	0,7	0,2	0,9	0,3	0,7	0,1	0,9	0,5

No **período chuvoso** foram coletados e identificados um total de 3.261 macroinvertebrados bentônicos. Os mesmos foram classificados em 123 unidades taxonômicas. Dos 123 táxons registrados, os grupos mais representativos foram a ordem Trichoptera (22%), seguido dos coleópteras (16%), Odonata (14%), Díptera (9%), Oligochaeta (9%), Ephemeroptera (7%) e Hemíptera (6%).

Em relação à abundância relativa, os táxons mais representativos nos riachos de referência foram a ordem Díptera (57%), Trichoptera (19%) e Coleóptera, Oligochaeta e Ephemeroptera (5%, respectivamente). Nos riachos de monitoramento, os grupos mais representativos foram: Díptera (47%), Coleóptera (18%), Trichoptera (14%), Odonata e Oligochaeta (5% respectivamente); e para os riachos impactados os grupos mais representativos foram: Díptera (62%), Trichoptera (12%), e Coleóptera e Oligochaeta (6% respectivamente) e Odonata (5%) (Figura 8). O grupo com maior abundância relativa foi a ordem Díptera, sofrendo um aumento de abundância relativa em relação à categoria de distúrbio.

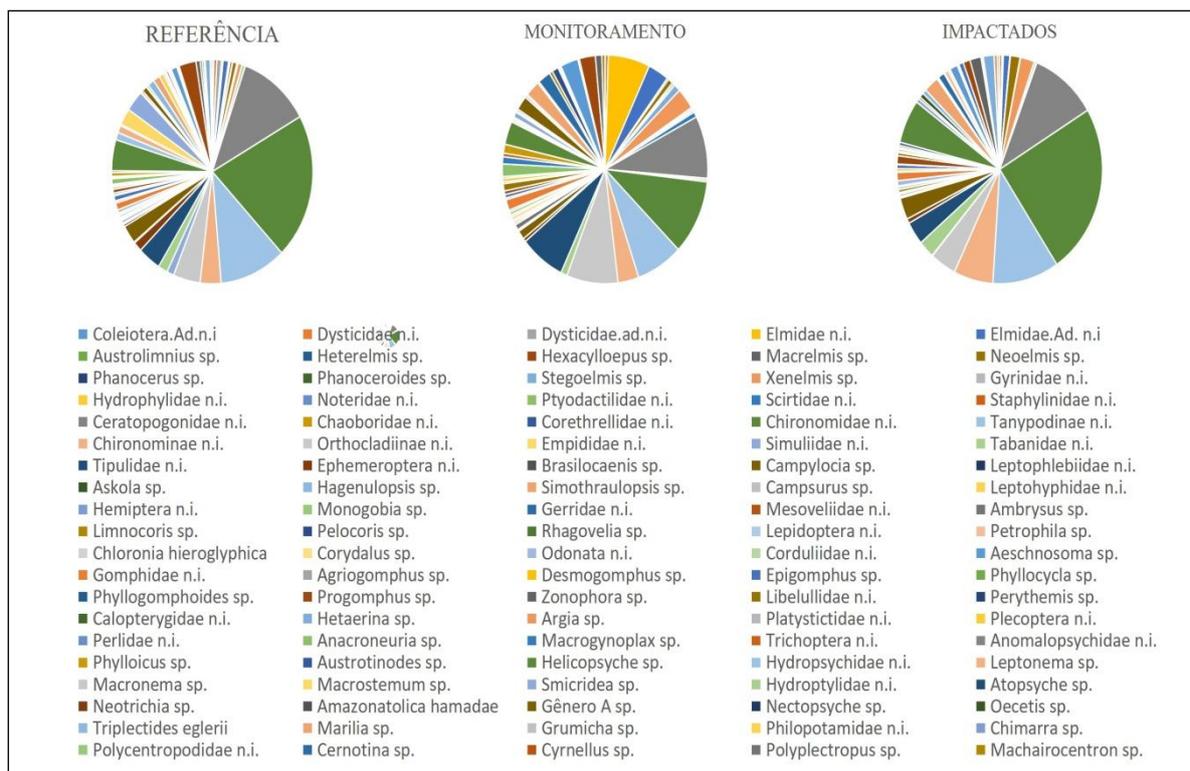


Figura 8 – Abundância relativa de grupos taxonômicos registrados em cada categoria de riacho durante o período chuvoso

No período chuvoso, os valores das métricas descritivas da comunidade mais utilizadas não mostraram grandes diferenças entre as categorias de distúrbio. Para os riachos de referência, a média de riqueza foi 15,85; e 16 nos riachos impactados e de monitoramento. A abundância absoluta média de macroinvertebrados bentônicos foi menor em riachos de referência que em riachos impactados (57,54 ind. e 76,06 ind. respectivamente), porém maior que os riachos de monitoramento (49,5 ind.). Já os valores de diversidade média do índice de Shannon e de Simpson foram maiores em riachos de referência que nos impactados (Tabela 4).

Foram registradas diferenças significativas da riqueza e a abundância de indivíduos entre os períodos hidrológicos (Teste t, $p > 0,05$). A análise de comparação de médias também evidenciou diferenças significativas na riqueza e abundância de indivíduos entre o período chuvoso e o período de estiagem nos

trechos de referência, e na abundância de indivíduos nos trechos impactados ($p < 0,05$). As outras métricas não apresentaram variação significativa entre os períodos hidrológicos dentro de cada categoria.

No presente trabalho, a maior abundância e riqueza de macroinvertebrados bentônicos registrada no período de estiagem na região de estudo é esperada. Isto pode ser explicado pela maior concentração e aumento da abundância de indivíduos no período de estiagem, quando os eventos de pluviosidade exercem menor efeito sobre a comunidade bentônica. Isto corrobora o exposto por diversos autores que tem registrado maiores valores de abundância e riqueza de macroinvertebrados bentônicos no período de estiagem em riachos tropicais devido à contração do hábitat e um menor distúrbio hidrológico (BAPTISTA, D.F. et al., 2001; BUSS, D.F. et al., 2014; PEARSON et al., 2017).

Na região amazônica, durante o período de estiagem as chuvas são menos frequentes, a vazão dos riachos é menor e as alterações de fluxo ocorrem menos frequentemente que na estação chuvosa. Segundo PEARSON (2014), o período de estiagem leva a uma contração da coluna da água e a um aumento na densidade de indivíduos por área, aumentando assim a chance de registrar espécies raras, e aumentando a riqueza de táxons neste período. Além disso, o substrato e os micro e meso habitat que se estruturam no leito dos riachos são mais estáveis, permitindo a colonização e estabilização da comunidade bentônica. Já no período chuvoso, com o aumento da frequência de precipitações locais, há modificações do fluxo mais frequentes que alteram a estrutura física dos riachos, influenciando na comunidade a cada evento hidrológico, diminuindo assim a riqueza e abundância de indivíduos durante este período (DE CASTRO; DOLÉDEC; CALLISTO, 2017).

Tabela 4 – Valores da média e desvio padrão das métricas mais representativas da comunidade de macroinvertebrados bentônicos coletados nas categorias Referência, Monitoramento e Impactado no período chuvoso de 2015 e 2016.

<i>Métrica</i>	<i>Referência</i>				<i>Impactado</i>				<i>Monitoramento</i>			
	<i>Médi a</i>	<i>Desv. Pad</i>	<i>Máx.</i>	<i>Min</i>	<i>Média</i>	<i>Desv. Pad</i>	<i>Máx.</i>	<i>Mín.</i>	<i>Médi a</i>	<i>Desv. Pad</i>	<i>Máx.</i>	<i>Mín.</i>
<i>Riqueza_S</i>	14,85	6,55	25,00	3,00	16,00	7,77	34,00	2,00	16,00	9,24	32,00	6,00
<i>Abundância</i>	57,54	41,90	158,00	9,00	76,06	51,39	207,00	2,00	49,50	29,07	98,00	12,00
<i>Dominância_D</i>	0,21	0,14	0,63	0,07	0,23	0,17	0,70	0,07	0,17	0,08	0,32	0,08
<i>Simpson_1-D</i>	0,79	0,14	0,93	0,37	0,77	0,17	0,93	0,30	0,83	0,08	0,92	0,68
<i>Shannon_H</i>	2,05	0,55	2,81	0,68	2,03	0,65	2,99	0,69	2,19	0,52	2,86	1,63
<i>Equitabilidade_J</i>	0,79	0,13	0,98	0,42	0,77	0,16	1,00	0,33	0,84	0,07	0,91	0,71

Dentro de cada período, as análises evidenciaram que no período chuvoso não houve diferença significativa das métricas da comunidade entre as categorias dos riachos. Já no período de estiagem, os trechos da categoria de referência mostraram diferença significativa com os trechos impactados em relação as métricas Riqueza, Diversidade de Shannon, Diversidade de Simpson e Dominância ($p < 0,05$) (Figura 9).

A Análise de Correspondência Canônica do período chuvoso não mostrou separação significativa da comunidade de macroinvertebrados entre as categorias de riacho e em relação às variáveis físicas, químicas e estruturais do ambiente, porém evidenciou uma tendência à diferenciação das comunidades entre as categorias (Figura 10). Já no período de estiagem, a Análise de Correspondência Canônica evidenciou uma separação significativa entre as categorias de riacho e à composição da comunidade de macroinvertebrados e as variáveis físicas, químicas e físico-químicas dos trechos amostrados ($p < 0,05$) (Figura 11). Neste período, a Análise de Correspondência Canônica explicou aproximadamente 50% da variação dos dados.

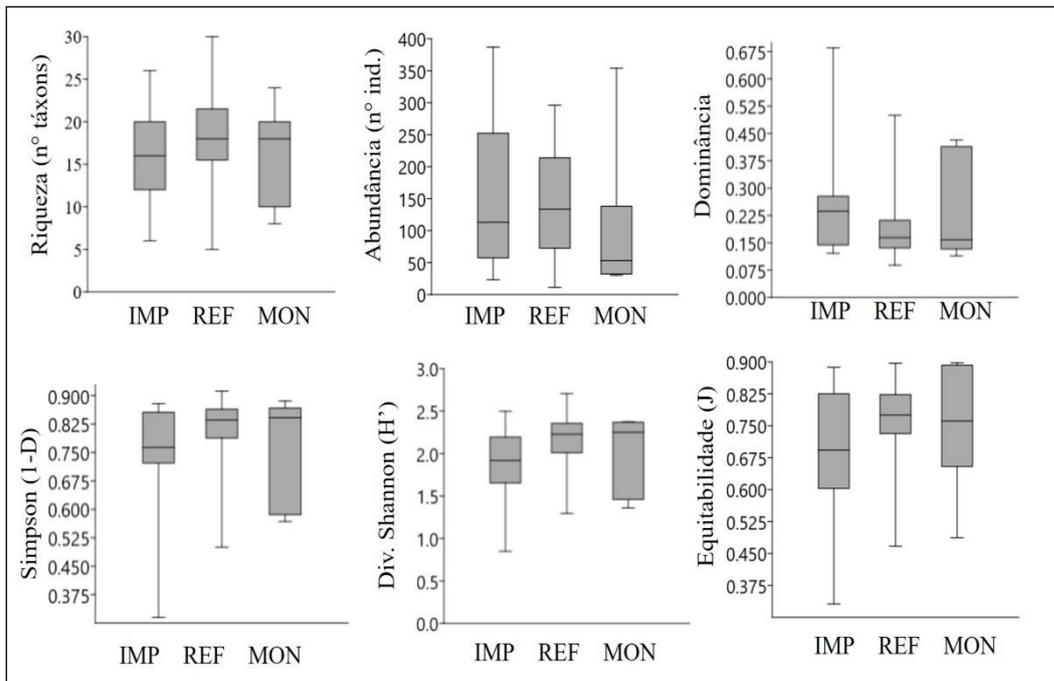


Figura 9 - Gráficos de Box-Plot das métricas Riqueza, Diversidade de Shannon, Diversidade de Simpson, Equitabilidade, Abundância e Dominância da comunidade de macroinvertebrados bentônicos significativamente diferentes entre as categorias referência e impactados do período de estiagem. □ – Mediana, □□ - 25%-75%, I - Non-Outlier Range, ° - Outliers, * - Extremos.

Esta diferença na comunidade de macroinvertebrados entre as categorias de riachos durante o período de estiagem foi confirmada através da Análise de Similaridade (ANOSIM, $p=0,03$) e a PERMANOVA ($p=0,04$), que evidenciaram que existe diferença significativa entre as comunidades registradas em cada categoria de riacho. A análise de SIMPER evidenciou que os *taxa* que mais contribuíram para esta diferença foram: a família Chironomidae (Diptera; 26%) e a família Elmidae (Coleóptera; 14%), efeito causado principalmente pela variação de abundância e riqueza dos mesmos, já que são dois dos três grupos mais abundantes nestes riachos tropicais.

A diferença entre as categorias de riacho registrada no período de estiagem pode ser explicada pela maior estabilidade deste período em relação aos eventos de chuva. A redução nas pluviosidades locais permite a formação de substratos mais estáveis, mais acúmulo de matéria orgânica no fundo, galhadas e raízes, e micro e

meso habitat, como poças e corredeiras, mais marcados, assim como também com os eventos de pluviosidade menos frequentes, isto permite um maior tempo para o reestabelecimento e consolidação da comunidade de macroinvertebrados bentônicos.

Além disso, riachos preservados apresentam uma melhor estrutura e diversidade de micro e meso-habitats como o acúmulo de folhas, galhos, frutos, matéria orgânica fina, raízes, troncos e cascalhos acumulados em uma sequência de poças e corredeiras, o que favorece a colonização de táxons raros ou mais específicos e sensíveis às perturbações. Já em riachos deteriorados, os micro e meso habitats são mais homogêneos, levando a uma homogeneidade da comunidade bentônica (NESSIMIAN *et al.*, 2008), o que poderia explicar a diferença entre as categorias dos riachos durante o período de estiagem.

No gráfico da CCA foi possível observar que os pontos impactados estão associados às variáveis de substrato com muitas macrófita, turbidez e condutividade, com certos grupos bióticos associados a estas variáveis como: Hirudínea, Alluroididae, Nematoda, Corixidae, Tubificinae, Hemíptera e Megapodagrionidae. Segundo autores como PAVÉ e MARCHESE (2005), grupos como hirudíneos, oligoquetos, nematódeos e hemípteros são considerados grupos resistentes às mudanças ambientais. Principalmente oligoquetos e hirudíneos possuem uma tendência a se tornar dominantes em ambientes impactados, principalmente com aumento de nutrientes provocados por esgoto doméstico, agroquímicos em áreas rurais. Porém, impactos físicos como o aumento de sedimentos finos no leito parece não influenciar na abundância destes grupos (COUCEIRO *et al.*, 2009).

Já os indivíduos do grupo Megapodagrionidae (Odonata) foram registrados associados, principalmente, a riachos impactados da região de estudo, o que difere da bibliografia que destaca que indivíduos deste grupo são registrados maiormente associados a folhice em áreas de remanso ou nas margens de riachos preservados (DAAM; BRINK, 2010; NEISS; HAMADA, 2014).

Já os trechos de referência estiveram correlacionados com as variáveis estruturais de dossel, IAV e oxigênio dissolvido na água. Os grupos taxonômicos associados a estes trechos foram famílias de Ephemeroptera (Leptophlebiidae e Euthyplociidae), Trichoptera (Hydropsychidae, Xiphocentronidae, Leptoceridae e Helicopsychidae) e Plecoptera (Perlidae), camarões (Palaeomonidae) e caranguejos (Trichodactylidae), entre outros grupos como Odonata (Polythoridae e Coenagrionidae) e alguns Díptera (Simuliidae e Lampyridae). Muitos destes grupos são considerados bons indicadores da qualidade ambiental como, por exemplo, o grupo dos Ephemeroptera, Trichoptera e Plecoptera, que são extremamente sensíveis às mudanças na qualidade do ambiente aquático, diminuindo a abundância e riqueza em ambientes mais degradados. Estes grupos são usados, frequentemente, para avaliar a qualidade biótica dos ambientes lóticos através do índice biótico Ephemeroptera-Plecoptera-Trichoptera (EPT) (MASESE; RABURU, 2017).

A família Simuliidae (Diptera), segundo DOCILE et al. (2015) e CIADAMIDARO et al. (2016), possui um amplo gradiente de tolerância aos impactos ambientais, principalmente aqueles que estão associados à poluição orgânica, mas também a ausência dos mesmos torna-se um bom indicador ambiental da qualidade ecológica para riachos impactados por sedimentos inorgânicos finos que interferem nas suas estruturas de filtração. Por outro lado, NEISS e HAMADA (2014) identificaram a família Polythoridae (Odonata) como

bom indicador de qualidade ambiental de riachos amazônicos, encontrando-se indivíduos deste grupo, principalmente, em locais com floresta primária. A ocorrência destes grupos associados aos riachos de referência e às variáveis de cobertura do dossel, altos valores do índice de avaliação visual, pode vir a indicar uma boa qualidade biótica dos ambientes aquáticos estudados.

Conclui-se que quando analisados os períodos hidrológicos separadamente, durante o período de estiagem é possível observar uma maior diferenciação da comunidade de macroinvertebrados bentônicos entre os riachos das diferentes categorias de distúrbio, influenciado possivelmente pela maior estabilidade dos riachos durante este período. Além disso, os riachos das diferentes categorias mostraram uma comunidade significativamente diferente entre eles, com táxons mais sensíveis associados a riachos de referência e táxons considerados mais resistentes associados a riachos impactados.

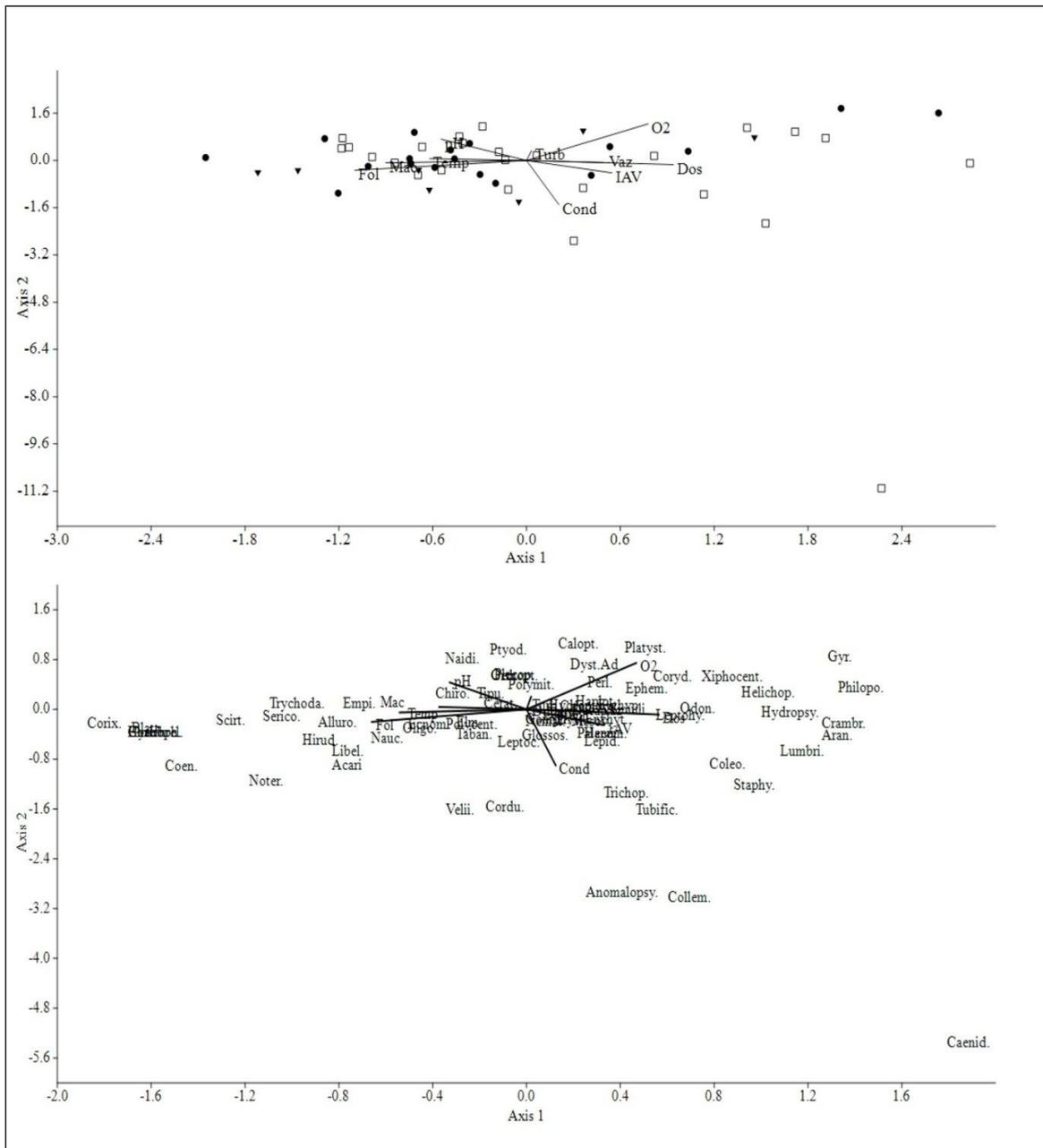


Figura 10 - Análise de Correspondência Canônica. Gráfico superior mostrando a separação dos pontos amostrados em relação às variáveis ambientais referente aos estudos realizados nos anos de 2015 e 2016 em riachos da FLONA Saracá-Taquera durante o período de estiagem. Gráfico inferior mostrando as mesmas variáveis ambientais em relação à comunidade de macroinvertebrados bentônicos. ● - categoria impactados, □ - categoria referência, ▼ - categoria monitoramento. Nome da família de macroinvertebrados abreviada. **Col.Ad** - Coleóptera n.i dulto, **Dyst.** - Dysticidae, **Elmid.** - Elmidae, **Gyrin-** Gyrinidae, **Lampy.** - Lampyridae, **Noter.** - Noteridae, **Ptyodac.** - Ptylodactilidae, **Scirt.** - Scirtidae, **Ceratop.** - Ceratopogonidae, **Tanypo.** Tanypodinae, **Chiron.** - Chironominae, **Empid.** - Empididae, **Psychod.** - Psychodidae, **Simul.** - Simuliidae, **Stratyo.** - Stratyomidae, **Taban.** - Tabanidae, **Tipul.** - Tipulidae, **Ephem.** - Ephemeroptera n.i, **Caenid.** - Caenidae, **Euthyp.** - Euthyplociidae, **Leptophleb.** - Leptophlebiidae, **Polymit.** - Polymitarciidae, **Hemipt** - Hemíptera n.i., **Belostom.** - Belostomatidae, **Corixi.** - Corixidae, **Gerri.** - Gerridae, **Hydrom.** - Hydrometridae, **Naucor.** - Naucoridae, **Veli.** - Veliidae, **Lepid.** - Lepidoptera n.i. - **Crambri.** - Crambridae, **Corydal.** - Corydalidae, **Neuropt.** - Neuroptera n.i, **Odon.** - Odonata n.i, **Cordul.** - Cordulidae, **Gomphi.** - Gomphidae, **Libelul.** - Libellulidae, **Coenagr.** - Coenagrionidae, **Megapod.** - Megapodagrionidae, **Polyth.** - Polythoridae, - **Protone.** - Protoneuridae, **Plecop.** - Plecoptera n.i., **Perli.** - Perlidae, **Trichop.** - Trichoptera, **Calamoc.** - Calamoceratidae, **Ecnom.** - Ecnomidae, **Helicopsy.** - Helicopsychidae, **Hydropsy.** - Hydropsychidae, **Hydropty.** - Hydroptylidae, **Leptoce.** - Leptoceridae, **Odonto.** - Odontoceridade, **Sericostom.** - Sericostomatidae, **Philopot.** - Philopotamidae, **Polycentrop.** - Polycentropodidae, **Xiphocen.** - Xiphocentronidae, **Blatt.** - Blattodea, **Collem.** - Collembola, **Acari** - Acari, Decap. - Decapoda n.i, **Paleom.** - Paleomonidae, **Atyi.** - Atyidae, **Oligoch.** - Oligochaeta n.i, **Naid.** - Naidinae, **Tubif.** - Tubificinae, **Enchy.** - Enchytraeidae, **Haplot.** - Haplotaxidae, **Lumbric.** - Lumbriculidae, **Alluroid.** - Alluroididae, **Hirud.**, - Hirudinae, **Nemat.** - Nematoda, **Turbel.** - Turbellaria.

4.3 Levantamento funcional de macroinvertebrados bentônicos no período de estiagem em riachos da FLONA Saracá-Taquera.

A proporção de **Grupos Funcionais Alimentares** no período de estiagem em cada categoria de riacho amostrado podem ser observados nos gráficos de pizza e Box-Plots (Figura 12, Figura 13, respectivamente). Em todas as categorias de riacho foram registrados os seguintes grupos funcionais: coletores catadores (CC), coletores filtradores (CF), predadores (P), fragmentadores (F), sugador/herbívoro (S/H) e raspadores (R).

Os riachos de referência apresentaram a seguinte porcentagem relativa de grupos funcionais: coletor-catador (48%), predador (28%), raspador (12%), coletor-filtrador (6%), fragmentador (5%) e sugador-herbívoro (1%). Esta porcentagem relativa de grupos funcionais corresponde com a registrada por MERRITT; CUMMINS; CAMPBELL (2014) para riachos amazônicos da região de Manaus, onde compararam a composição funcional de riachos do bioma amazônico com riachos do bioma Mata Atlântica da região do estado de Paraná, encontrando proporções semelhantes na composição de grupos funcionais entre os mesmos. Os autores atribuem esta semelhança na proporção da composição de grupos funcionais alimentares à evolução convergente da morfologia e comportamento dos táxons em cada grupo funcional.

Porém, estes resultados diferem dos resultados de COUCEIRO, S.R.M. *et al.* (2011) que registrou uma relação de proporção diferente de grupos funcionais alimentares em riachos do oeste da Amazônia. Estes autores também registraram uma dominância de coletores-catadores nos riachos, porém, o segundo grupo mais importante foi o grupo dos raspadores, seguido pelo grupo dos predadores. Além disso, registrou uma redução significativa de todos os grupos funcionais em riachos

da mesma região impactados por entrada de partículas de solos finos originados da erosão causada pelo desmatamento. Isto concorda com o observado no presente trabalho, onde os riachos impactados evidenciaram uma redução de todos os grupos funcionais em relação aos riachos de referência, com exceção do grupo coletor-catador que tiveram um aumento considerável em riachos impactados.

A diferença registrada por COUCEIRO, S.R.M. *et al.* (2011) pode estar baseada no tipo de classificação funcional utilizada para caracterizar cada indivíduo. Estudos com diversidade funcional e sua classificação são relativamente novos nas últimas décadas, havendo algumas contradições na classificação de determinados grupos de macroinvertebrados bentônicos, além de existir uma grande lacuna de conhecimento quando adentramos nos níveis inferiores de classificação como gênero e família de regiões tropicais. No presente trabalho foi utilizada a classificação feita por MERRITT; CUMMINS; CAMPBELL (2014), o que justifica a semelhança encontrada com o trabalho destes autores.

Nos riachos de monitoramento e impactados do presente estudo, a proporção de coletores-catadores aumentou consideravelmente em relação aos riachos de referência, havendo uma redução de aproximadamente 50% do grupo dos fragmentadores, coletores-filtradores e raspadores. Porém, o único grupo funcional que apresentou uma diferença estatisticamente significativa foram os Raspadores (Figura 13).

Os indivíduos raspadores consomem uma diversidade de recursos, incluindo bactérias, fungos, algas que cobrem substratos consolidados nos corpos aquáticos ou partes da vegetação submersa. Devido ao fato de que riachos são ecossistemas lóticos, a cada entrada esporádica de partículas finas de solo, a maior parte é

arrastada a jusante pela correnteza, dificultando assim a sedimentação destas partículas no fundo. Em outros casos, entradas mais constantes de sedimentos finos podem levar a uma deposição de sedimentos finos nas margens e no leito dos corpos hídricos, recobrando os diferentes substratos com uma camada de partículas finas de sedimento, impedindo assim a colonização de fungos, bactérias e algas perifíticas sobre os substratos consolidados do riacho. Isto diminui a quantidade e qualidade de recursos disponível para os indivíduos deste grupo funcional, o que explicaria a diminuição da porcentagem de raspadores nos riachos impactados do presente estudo. É importante destacar que a diminuição na abundância deste grupo poderia resultar em efeitos negativos sobre a biomassa de algas e a produção primária (RAMÍREZ; GUTIÉRREZ-FONSECA, 2014).

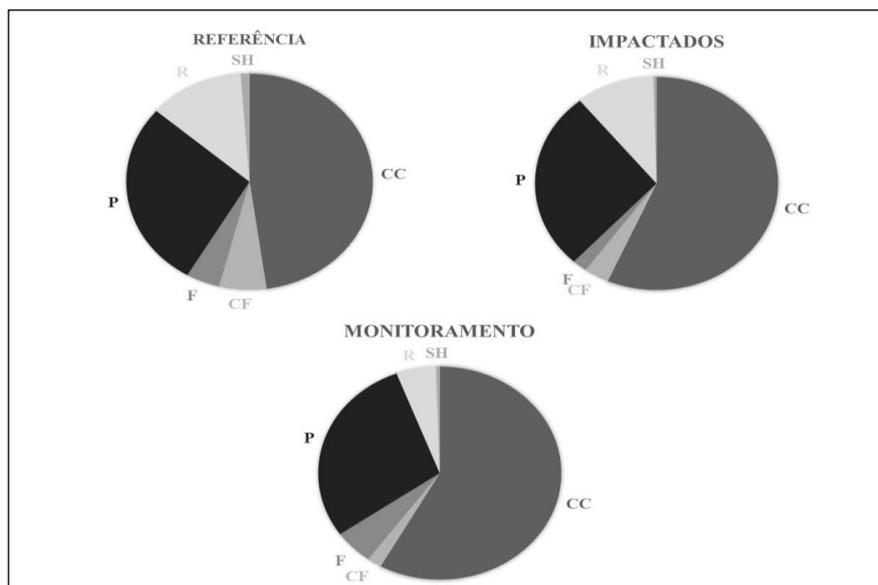


Figura 12 - Gráfico de pizza da proporção de Grupos Funcionais Alimentares nos riachos das categorias referência, monitoramento e impactado no período de estiagem. % C/C – abundância relativa de coletor-catador, %C/F – Abundância relativa de coletor-filtrador, %P – abundância relativa de predadores, %F – abundância relativa de fragmentadores, %S/H – abundância relativa de sugador/herbívoro, %R – abundância relativa de raspadores.

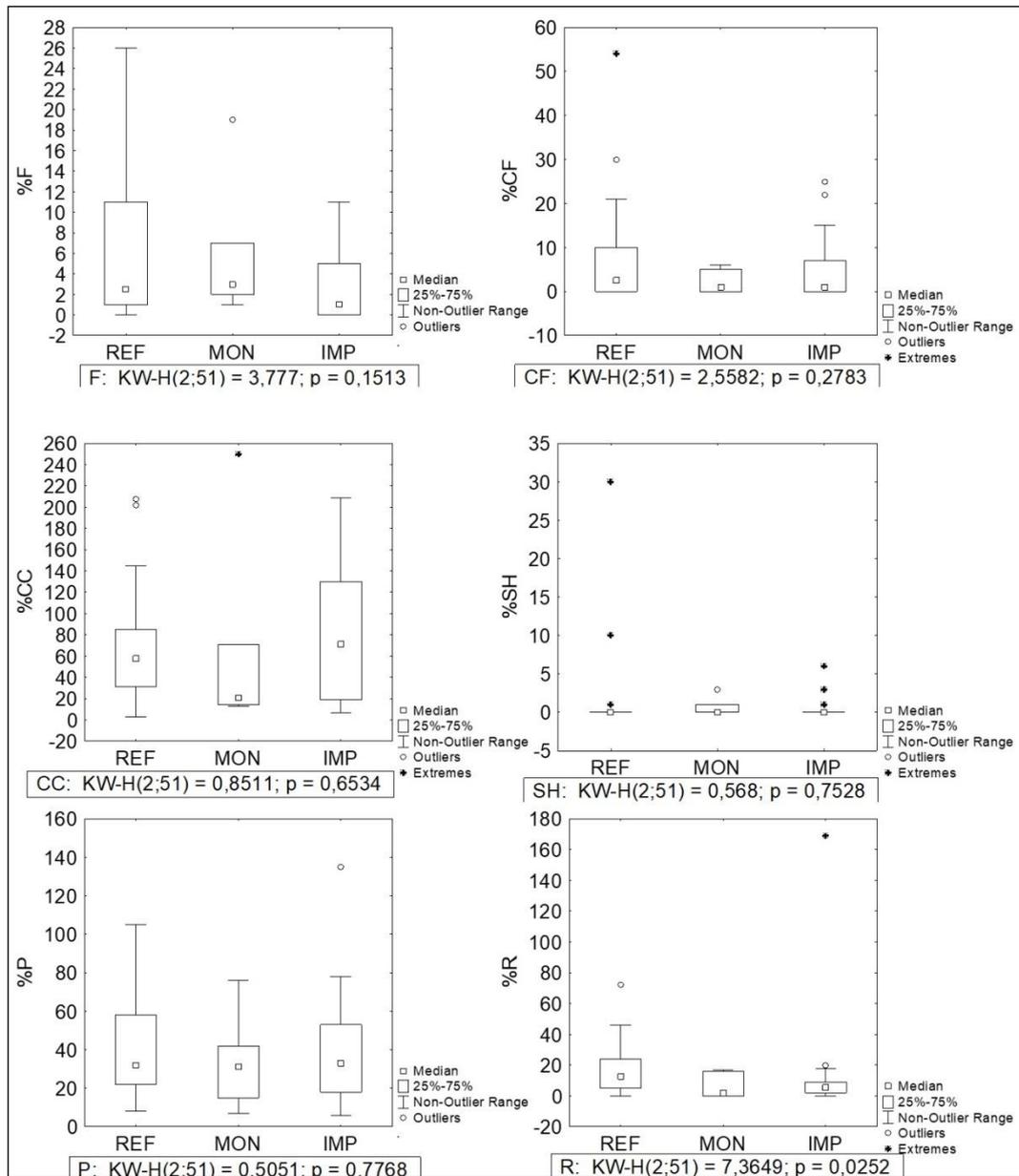


Figura 13- Gráficos Box-Plot comparando a proporção de cada Grupo Funcional Alimentar entre as categorias referência e impactados e seus respectivos valores do estatístico Kruskal-Wallis para o período de estiagem. % C/C – abundância relativa de coletor-catador, %C/F – Abundância relativa de coletor-filtrador, %P – abundância relativa de predadores, %F – abundância relativa de fragmentadores, %S/H – abundância relativa de sugador/herbívoro, %R – abundância relativa de raspadores.

Mesmo não havendo apresentado diferença estatisticamente significativa da porcentagem de fragmentadores entre as diferentes categorias de riacho (Figura 13), é possível observar que a redução deste grupo foi de 50% nos riachos impactados. Estudos indicam que o aumento de sedimentos finos dentro de riachos reduz a quantidade de matéria orgânica particulada grossa dentro dos mesmos levando a

uma redução de grupos taxonômicos fragmentadores (DORETTO *et al.*, 2016; RABENÍ; DOISY; ZWEIG, 2005). Considerando que um dos principais impactos na área de mineração é a entrada de sedimentos finos dentro dos riachos, seja proveniente da entrada de partículas por efeito da erosão do solo provocada pelas chuvas ou provinda do escoamento ou a poeira, poderiam estar contribuindo para esta diferença na abundância de fragmentadores dentro dos riachos.

Da mesma forma que houve uma diminuição do número de fragmentadores, também houve uma redução dos organismos coletores-filtradores entre os riachos referência para os impactados. A entrada esporádica de partículas de solo também poderia explicar a redução deste grupo funcional em riachos impactados, pelo entupimento das estruturas de filtração.

Já organismos fragmentadores consomem folhiço e matéria orgânica grossa acumulada no leito sendo afetados também por sedimentos finos, os quais cobrem esse recurso. Isto dificulta a percepção do recurso pelos seus consumidores, mesmo este sendo abundante. Isto corrobora a ideia de autores como RABENÍ *et. al* (2005) que afirmam que os grupos funcionais alimentares possuem maior sensibilidade ao sedimento depositado no fundo dos riachos, mais que ao sedimento fino em suspensão.

No período chuvoso encontrou-se uma razão de grupos funcionais alimentares semelhante ao período de estiagem nos riachos de referência, sendo predominantes os grupos de coletores-catadores e predadores, porém, seguidos de uma maior proporção de coletores-filtradores e depois os raspadores e fragmentadores (

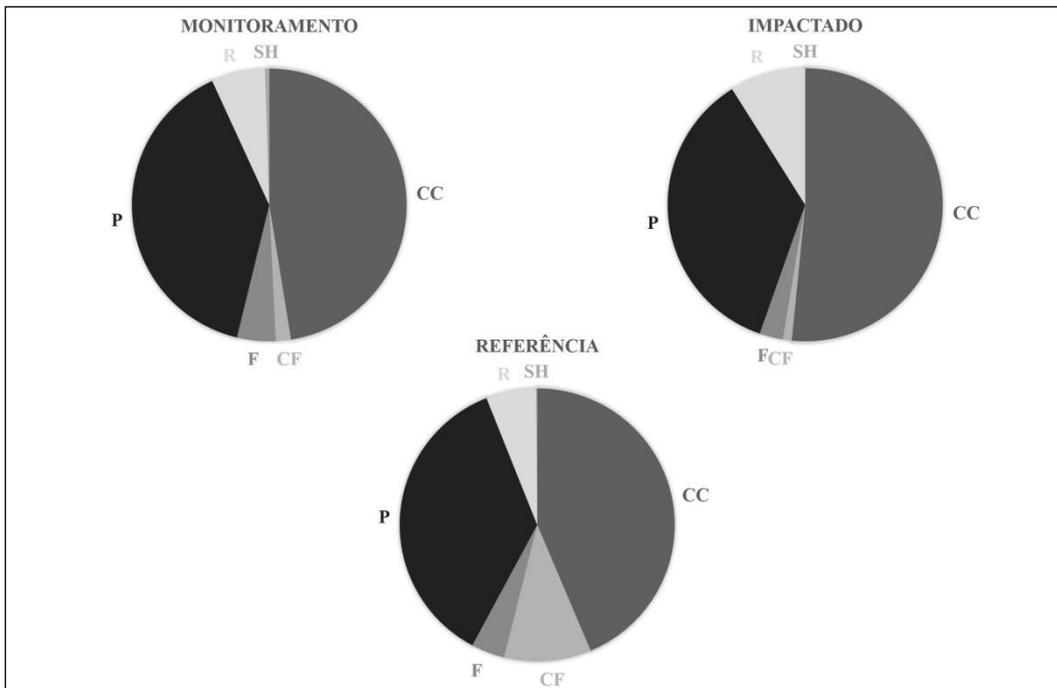


Figura 14). A diferença da composição funcional entre os riachos de referência e os da categoria monitoramento e impactados é a mesma que no período de estiagem, exceto pelo grupo dos raspadores, que no período chuvoso tende a haver um aumento deste grupo nos riachos impactados. Porém, só foi registrada uma diferença significativa entre as categorias dos riachos em relação ao grupo de coletores-filtradores (Kruskal Wallis, $p < 0,05$).

Com o aumento na frequência de pluviosidade, a carga de sedimentos finos dentro dos riachos impactados deve aumentar consideravelmente, dando pouco tempo de recuperação à comunidade deste grupo funcional, levando a uma diferença marcada da presença destes organismos em relação aos riachos de referência, onde a entrada de matéria orgânica é maior que de partículas de sedimentos estéreis, favorecendo o desenvolvimento deste grupo funcional.

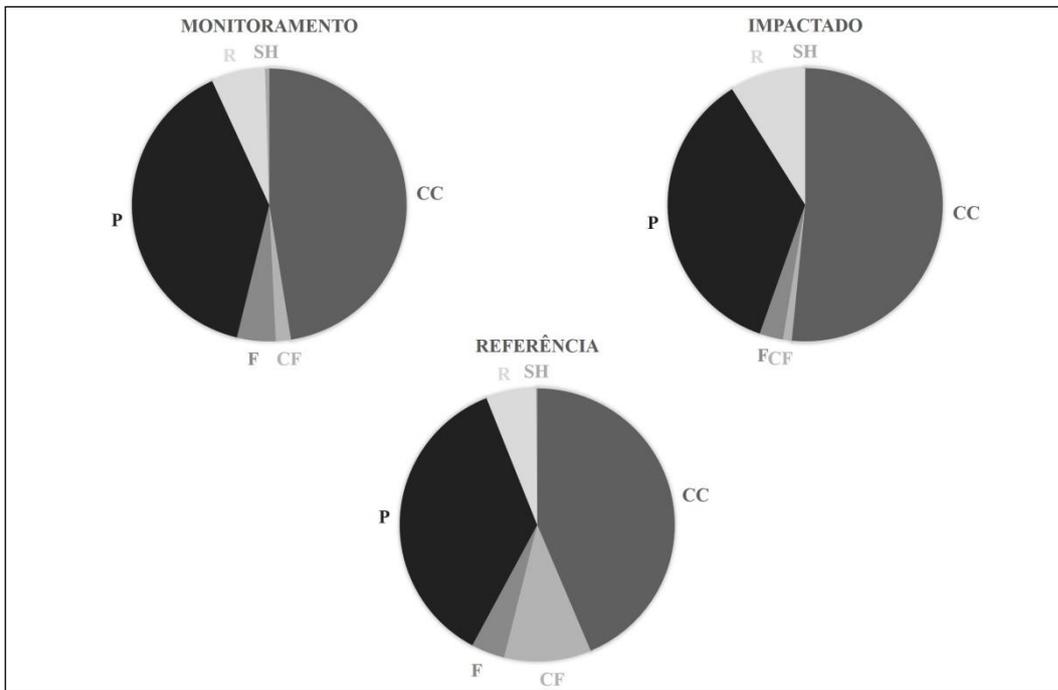


Figura 14 - Gráfico de Pizza da proporção de Grupos Funcionais Alimentares nos riachos das categorias referência, monitoramento e impactado no período de chuvoso. % C/C – abundância relativa de coletor-catador, %C/F – Abundância relativa de coletor-filtrador, %P – abundância relativa de predadores, %F – abundância relativa de fragmentadores, %S/H – abundância relativa de sugador/herbívoro, %R – abundância relativa de raspadores.

5. DESENVOLVIMENTO DE UM ÍNDICE MULTIMÉTRICO PARA RIACHOS TROPICAIS IMPACTADOS POR ATIVIDADES DA MINERAÇÃO DE BAUXITA.

5.1 Seleção das métricas e construção do índice

Passo 1 – Sensibilidade das métricas ao distúrbio

O teste de **sensibilidade** ao distúrbio de cada uma das métricas realizado a partir da análise de Mann-Whitney (Teste U) verificou uma diferença significativa de certas métricas entre as áreas de referência e as áreas impactadas. A Tabela 5 apresenta as métricas calculadas, divididas em grupos que classificam os diferentes tipos de cada uma delas (métricas diversidade e riqueza, tolerância, composição e composição trófica), a resposta ao impacto esperada, a sensibilidade ao impacto (valor do teste de Mann-Whitney e valor de **p**), e se foi considerada válida ou não para a construção do índice. Foram consideradas válidas as métricas que obtiveram um valor de **p** menor a 0,05 (ou seja, que conseguem distinguir o impacto significativamente).

Neste teste de sensibilidade, nenhuma das métricas da categoria trófica foi validada estatisticamente. Das métricas de tolerância, só a métrica de razão Chironomidae/EPT foi validada. Já das métricas de composição, só a métrica de percentual de EPT (%EPT) foi validada. Das métricas de riqueza e diversidade, riqueza de taxa de EPT (#EPT taxa), riqueza de Trichoptera (#Trichoptera), riqueza de família de Trichoptera (#fam. Trichoptera), riqueza de família de EPT (#fam. EPT) e o índice de Shannon com base em todos os táxons identificados e no nível de família foram as métricas válidas desta categoria.

Tabela 5 - Métricas avaliadas para a construção do índice multimétrico, identificando a sensibilidade para identificar o impacto através do teste pareado de Mann-Whitney (Teste U) e o tipo de resposta ao impacto de cada métrica e se a mesma foi validada ou não.

<i>Sensibilidade</i>					
<i>Métrica</i>	Resposta esperada	Teste U	p	Validação	Resposta ao distúrbio
<i>#taxa</i>	Decresce	133	0,05397	não	
<i>#EPT taxa</i>	Decresce	111	0,0078125	sim	Decresceu
<i>#Família</i>	Decresce	157	0,09508	não	
<i>#Ephemeroptera</i>	Decresce	128	0,13141	não	
<i>#Plecoptera</i>	Decresce	45,5	0,63894	não	
<i>#Trichoptera</i>	Decresce	101,5	0,0092287	sim	Decresceu
<i>#Fam. Ephemeroptera</i>	Decresce	122	0,15714	não	
<i>#Fam. Plecoptera</i>	Decresce	132,5	9,15E-05	sim	Decresceu
<i>#Fam. Trichoptera</i>	Decresce	132,5	0,021587	sim	Decresceu
<i>#Fam. EPT</i>	Decresce	135,5	0,027273	sim	Decresceu
<i>Índice de Margalef (taxa)</i>	Decresce	114	0,0065218	sim	Decresceu
<i>Índice de Margalef (Fam)</i>	Decresce	139	0,035303	sim	Decresceu
<i>índice de Shannon (taxa)</i>	Decresce	126	0,015313	sim	Decresceu
<i>índice de Shannon (Fam)</i>	Decresce	122	0,01162	sim	Decresceu
<i>Índice de Simpson (taxa)</i>	Decresce	129,5	0,019335	sim	Decresceu
<i>índice de Simpson (Fam)</i>	Decresce	143	0,044815	sim	Decresceu
<i>%EPT</i>	Decresce	134,5	0,02671	sim	Decresceu
<i>%Ephemeroptera</i>	Decresce	164	0,13209	não	-
<i>%Plecoptera</i>	Decresce	201,5	0,54295	não	-
<i>%Trichoptera</i>	Decresce	152	0,074289	não	-
<i>%Coleóptera</i>	Decresce	186	0,34321	não	-
<i>%Díptera</i>	Aumenta	167	0,15691	não	-
<i>%Odonata</i>	Decresce	189,5	0,38826	não	-

<i>Abundância total</i>	Aumenta	206,5	0,65764	não	-
<i>Abundância Chironomidae</i>	Aumenta	220	0,91176	não	-
<i>Chironomidae/Díptera</i>	Aumenta	219,5	0,90201	não	-
<i>Chironomidae/EPT</i>	Aumenta	138	0,048855	sim	Aumentou
<i>Hydropsychidae/Trichoptera</i>	Decresce	195,5	0,46111	não	-
<i>%Não-Insetos</i>	Aumenta	223,5	0,98033	não	-
<i>EPT/Chironomidae</i>	Decresce	156	0,091715	não	-
<i>%Chironomidae</i>	Variável	185,5	0,33696	não	-
<i>%Coletores</i>	Variável	219	0,8923	não	-
<i>%Filtradores</i>	Decresce	178	0,2457	não	-
<i>%Trituradores</i>	Decresce	149	0,061869	não	-
<i>%Predadores</i>	Variável	219	0,89229	não	-
<i>%Raspadores</i>	Decresce	146	0,053266	não	-

Passo 2 – Teste de redundância das métricas

A análise de correlação de Spearman realizado com as métricas consideradas válidas para ver a redundância das mesmas em relação à resposta ao impacto, mostrou uma forte correlação entre as métricas de riqueza e diversidade (coeficiente de correlação de Spearman $> 0,8$; $p < 0,001$). A seleção das métricas a seguir prezou pela seleção de, pelo menos, uma métrica de cada categoria, não sendo possível este objetivo com as métricas da categoria trófica, devido ao fato de que nenhuma respondeu significativamente ao impacto.

Entre as métricas que foram redundantes em relação à resposta ao impacto, foram escolhidas aquelas que mostraram o menor valor de p, para depois selecionar aquelas que são mais fáceis e rápidas de implementar para deixar o cálculo do índice mais simples.

Após a avaliação da redundância e triagem das métricas, as que foram selecionadas para formar parte do índice foram: #riqueza de famílias de Trichoptera (#Fam. Trichoptera), #riqueza de família de EPT (#Fam. EPT), índice de diversidade de Shannon com base nos táxons e o índice de Shannon com base no nível de família, percentual de EPT (%EPT) e a razão Chironomidae/EPT.

A Análise de Componentes Principais (Figura 15) evidenciou a correlação entre as métricas selecionadas (#Fam. Trichoptera, #Fam. EPT, índice de Shannon-taxa, índice de Shannon – Fam, %EPT, Chironomidae/EPT) e as variáveis físicas e estruturais dos ambientes que caracterizam o impacto (IAV, cobertura do dossel e porcentagem de macrófitas, vazão e turbidez). As variáveis associadas ao impacto estiveram altamente correlacionadas com o eixo 1. A ACP explicou 52% da variação dos dados apresentados.

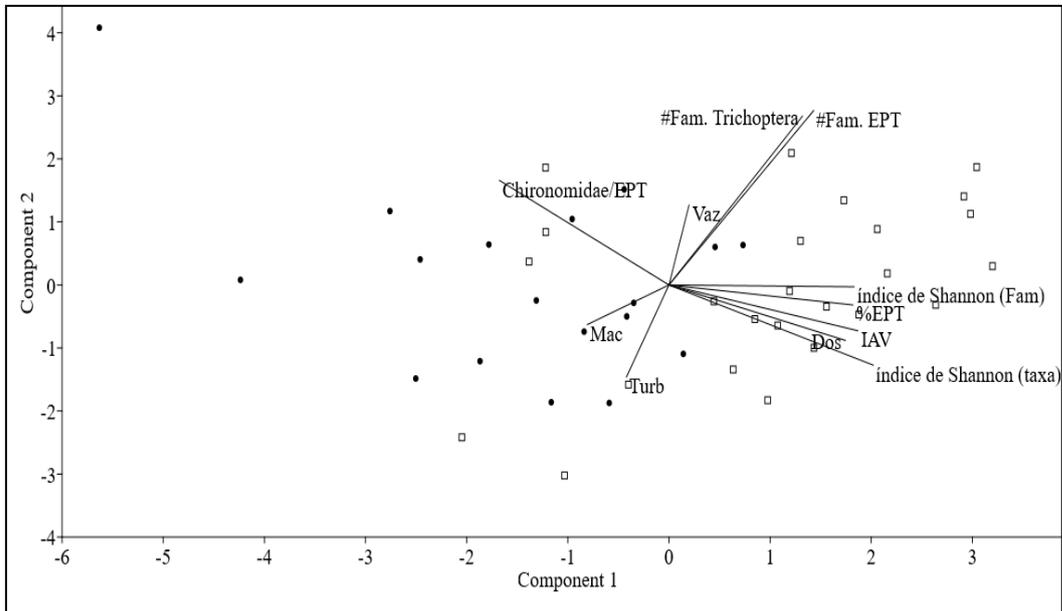


Figura 15 – Análise de Componentes Principais para ver a correlação entre as variáveis que caracterizam o distúrbio e as métricas selecionadas para compor o índice multimétrico proposto em relação aos pontos amostrais da categoria referência e impactados.

No gráfico da ACP é possível observar que as métricas que diminuem com o impacto encontram-se do lado direito (positivo) do gráfico sobre o eixo 1,

intimamente associadas àquelas variáveis que diminuem com o impacto e que caracterizam uma boa qualidade ambiental (cobertura do dossel, índice de avaliação visual). Enquanto métricas que aumentam com o impacto encontram-se associadas ao lado negativo do eixo 1, associadas a variáveis que caracterizam o impacto, como a presença e cobertura de macrófitas e o aumento da turbidez.

Passo 3 - Padronização das métricas

Após estes testes, as métricas selecionadas foram padronizadas utilizando as fórmulas descritas na metodologia. A Tabela 6 possui os valores que foram utilizados para a padronização de cada métrica. As métricas padronizadas variam de 0 a 16,97. Para que cada métrica variasse de 0 a 10, foi realizada uma interpolação considerando o valor máximo obtido como 10, e para que o índice variasse de 0 a 100 pontos, o valor de cada métrica padronizada deve ser multiplicado pela razão 100/60, já que foram selecionadas seis métricas.

Tabela 6 - Valores dos percentis utilizados para a padronização de cada métrica.

	<i>Mín</i>	<i>Máx</i>	<i>25 quartil Referência</i>	<i>75 quartil Referência</i>	<i>25 quartil Impactado</i>	<i>75 quartil Impactado</i>	<i>Valor mínimo padronizado</i>	<i>Valor máximo padronizado</i>
<i>#Fam. Trichoptera</i>	0	7	3,5	6	2	5	5,0	12,5
<i>#Fam. EPT</i>	0	11	5	9	3	6	0,0	14,5
<i>Índice de Shannon (taxa)</i>	1	2,9	2	3	1,9	2,5	13,0	13,4
<i>Índice de Shannon (Fam)</i>	1	2,7	2,0	2	1,6	2,1	3,9	14,6
<i>%EPT</i>	0	60,2	9,9	37,6	5,1	27,3	1,5	16,9
<i>Chironomidae/EPT</i>	0	10,3	0,5	3,7	1,1	12,9	4,2	2,1

Passo 4 – Aplicação do índice

O índice foi dividido em 4 categorias de qualidade, divididos em intervalos de 25 pontos cada uma. As categorias são: Ruim (0-25), Regular (26-50), Bom (51-75) e Muito Bom (76-100). A aplicação deste índice em riachos da FLONA Saracá-Taquera, mediante a posse dos dados de macrofauna bentônica, deve ser realizada da seguinte maneira:

1. Calcular as métricas selecionadas para o índice.
2. Padronizar as métricas utilizando as fórmulas propostas na metodologia (considerando sempre se a métrica cresce ou diminui com o distúrbio) e os valores dos quartis proporcionados na tabela 6.
3. Após a padronização, valores padronizados com valores abaixo de zero devem ser considerados zero, e valores acima de dez devem ser considerados 10.
4. O valor final de cada métrica padronizada deve ser multiplicado pela razão 100/60.
5. Somatória dos valores das 6 métricas para obtenção do valor final do índice.

Passo 5 – Estabilidade e validação do índice

Através da Figura 16 foi possível observar que os riachos de referência e os riachos impactados tiveram uma alta estabilidade temporal, e o mesmo foi comprovado pelo Test t, que mostrou valores de p não significativos quando comparados os valores do índice entre os dois períodos (**t=0,22; p=0,83**). Mesmo obtendo valores um pouco diferentes entre os dois períodos, o valor dos índices

calculados para o período de estiagem e para o período chuvoso conseguiram classificar os riachos dentro da mesma categoria de qualidade nos dois períodos. Já para os riachos de monitoramento, observou-se estabilidade em três dos riachos amostrados, conseguindo separar os riachos de intermediários de distúrbio (monitoramento) em duas subcategorias, aqueles que possuem uma melhor qualidade (bons) e aqueles que possuem uma pior qualidade (regular). Porém, um dos riachos de monitoramento sofreu uma grande diferença entre os períodos, categorizando o riacho na categoria ruim no período chuvoso e bom no período de estiagem (Figura 16). Devido ao fato de que a maioria dos dez riachos tiveram uma variação temporal pouco expressiva, considera-se que o índice é estável temporalmente, porém parece não haver um padrão em relação a se o valor do índice aumenta ou diminui em relação ao período.

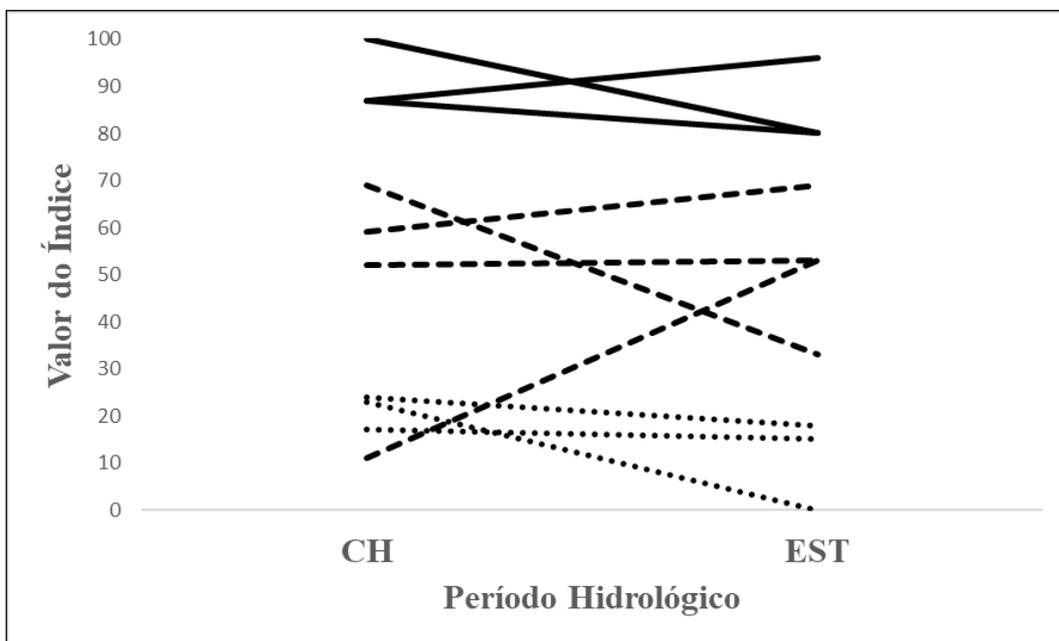


Figura 16 -Valor do Índice multimétrico calculado para os mesmos riachos em dois períodos hidrológicos diferentes para testar a estabilidade das métricas selecionadas para compor o índice. Chuvoso – CH, e Estiagem – EST. Linha contínua representa os riachos de Referência, linha tracejada indica riachos de Monitoramento, e linha pontilhada indica riachos impactados.

Além disso, houve uma diferença significativa dos valores do índice entre as categorias dos riachos (Período Chuvoso - $F=89.59$, $p=0.0004$; Período de Estiagem - $F=40.67$, $p=0.001$), e ficou demonstrado através do teste de Tukey que os valores dos índices dos riachos de referência foram significativamente diferentes dos registrados para os riachos de monitoramento e impactados, para ambos os períodos do ciclo hidrológico.

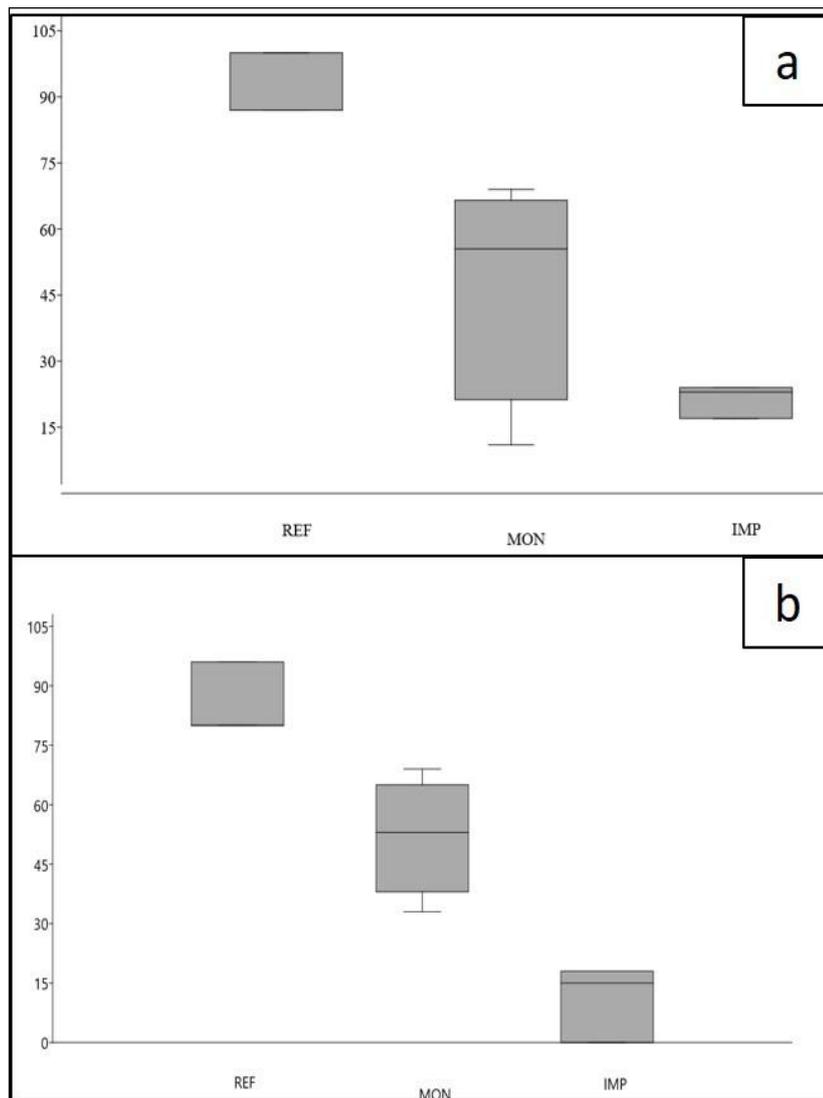


Figura 17 - Gráfico de box Plot representando a diferença significativa entre os valores do índice multimétrico calculado para cada categoria de riacho no período de estiagem (a) e no período chuvoso (b). Ref. - referência, Mon. - Monitoramento, Imp. - Impactado. Sendo que a linha representa a mediana.

A ACP realizada para o período chuvoso e o período de estiagem (Figura 18) mostrou que há uma separação dos riachos amostrados e as variáveis que caracterizam o distúrbio em relação ao eixo principal. É possível observar que do lado direito (positivo) do gráfico encontram-se associadas as variáveis que caracterizam ambientes conservados (maior cobertura do dossel, altos valores de IAV e maiores valores do índice multimétrico desenvolvido) onde se agruparam os riachos de referência e alguns de monitoramento. Já o lado esquerdo do gráfico mostrou uma associação dos riachos impactados e alguns de monitoramento com as variáveis que caracterizam o distúrbio nos riachos, como a turbidez e a cobertura de macrófitas, como assim também associados a baixos valores do índice multimétrico e da cobertura do dossel. Isto denota que o índice foi capaz de distinguir e classificar os riachos em relação ao gradiente de distúrbio, sendo capaz de distinguir a categoria de monitoramento em duas subcategorias (regular e bom), sendo os mesmos riachos com grau intermediário de distúrbios, alguns com maior grau de impacto e outros mais parecidos com os de referência, porém com um pouco menos de qualidade. Isto pode ser observado na ACP, onde os riachos de monitoramento com menores valores de índice multimétrico encontram-se mais associados a riachos impactados, e aqueles com maior valor de índice multimétrico encontram-se mais perto dos riachos de referência.

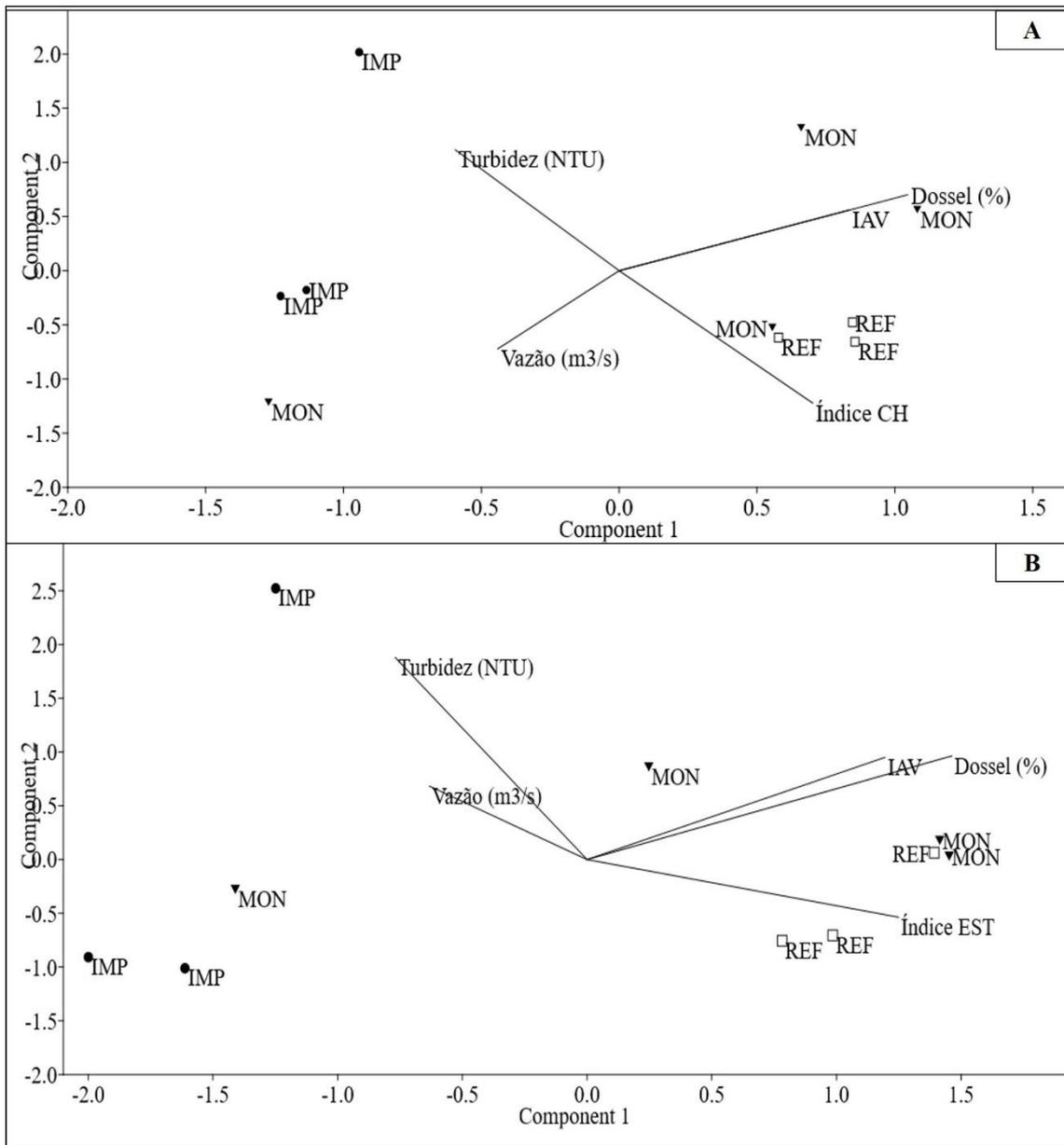


Figura 18 - Análise de Componentes Principais para avaliar se os valores do índice respondem ao gradiente de distúrbio dos riachos utilizados para teste. Variáveis: Ref. – Referência, Mon. – Monitoramento, Imp. – Impactados, IAV – Índice de avaliação visual, Cobertura do dossel, Índice EST - valores do índice no período de estiagem (a), Índice CH – valores do índice no período chuvoso (b), Turbidez, Vazão.

5. DISCUSSÃO SOBRE O DESENVOLVIMENTO DO ÍNDICE MULTIMÉTRICO DESENVOLVIDO.

O uso de um índice desenvolvido em determinada região pode não ser útil quando aplicado em regiões diferentes daquelas para a qual o mesmo foi construído (JUN *et al.*, 2012). Estes podem precisar de ajustes e adaptações que considerem fatores como os gradientes de altura, climáticos e geomorfológicos, etc. que influenciam a fauna de macroinvertebrados e as características do ambiente, para os mesmos poderem ser aplicado em outras regiões (SILVEIRA, MARIANA P. *et al.*, 2005). Porém, autores como BAPTISTA, DF. *et al.* (2014), diante da diferença da composição da comunidade de macroinvertebrados entre duas regiões pertencentes a mesma ecoregião, optaram pela criação de um novo índice multimétrico para avaliação da qualidade dos riachos para a região da Serra da Bocaina.

Atualmente, para o bioma amazônico existem poucos índices multimétricos utilizando a comunidade de macroinvertebrados para avaliação da qualidade de riachos (COUCEIRO *et al.*, 2012; CHEN *et al.*, 2017). CHEN *et al.* desenvolveram um índice para riachos de terras baixas da região leste da Amazônia, utilizando peixes e macroinvertebrados. A utilização da comunidade de peixes para compor o índice já inviabiliza a utilização deste índice para os fins a que é proposto o presente trabalho. Por outro lado, COUCEIRO *et al.* (2012) desenvolveu um índice para riachos vadeáveis da região de Manaus, especificamente de águas escuras sob influências antrópicas como descarga de efluentes domésticos *in natura* e desmatamento. Considerando que estudos demonstram que existe uma diferença significativa da estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos entre riachos de águas claras, brancas e escuras da Amazônia (DEDIEU *et al.*, 2015;

ROQUE *et al.*, 2012b; WALKER, 1995), o uso do índice de COUCEIRO *et al.* (2012) para a região amazônica seria inviável de ser aplicado na região do presente estudo. A diferença nas características físicas, químicas e físico-químicas da água como, por exemplo, no pH, condutividade, concentração de matéria orgânica em suspensão, concentração de nutrientes, etc. entre as águas claras e as águas pretas influenciam nos padrões de distribuição de macroinvertebrados aquáticos em riachos amazônicos. Por exemplo, o filo Molusca é um grupo restritivo a águas neutras, já que o processo de produção da concha requer um pH neutro ou básico para o seu desenvolvimento (MERRITT; CUMMINS, 1996). Porém, este grupo não é registrado em pequenos riachos de cabeceira da área de estudo, devido ao baixo pH dos mesmos, indicando que este tipo de diferença limita o uso de índices criados em regiões com características físicas e químicas diferentes a da área de estudo. Assim, o uso de outros índices multimétricos desenvolvidos para a região amazônica é inviável para a região de estudo, onde as características principalmente físicas, químicas e físico-químicas dos riachos diferem significativamente das regiões para a qual foram desenvolvidos estes índices, podendo levar a equívocos na classificação da qualidade dos riachos avaliados.

Além disso, o índice criado por COUCEIRO *et al.* (2012) foi desenvolvido para um gradiente de impactos antrópicos de áreas de agricultura e despejo de esgoto *in natura* dentro dos corpos hídricos. Estes impactos geralmente têm associados um aumento da carga de nutrientes e matéria orgânica no corpo hídrico impactado, provocando a eutrofização e acarretando modificações na comunidade de macroinvertebrados bentônicos específica deste tipo de impacto, como aumento na densidade de grupos taxonômicos como os quironomídeos e oligoquetos. Porém, a resposta da comunidade será diferente dependendo do tipo de impacto; por

exemplo, impacto por aumento de partículas inorgânicas provindas da erosão dos solos expostos possivelmente não influenciam a comunidade de macroinvertebrados bentônicos da mesma maneira. Sedimentos inorgânicos finos afetam a comunidade de macroinvertebrados bentônicos dificultando ou impossibilitando a escavação, diminuindo a disponibilidade de recursos como refúgio e alimento, e entupindo as estruturas respiratórias (CHAMBERS *et al.*, 2006).

Portanto, como os índices multimétricos refletem a estrutura da comunidade a um determinado gradiente de distúrbio, é possível que as métricas selecionadas para compor o índice multimétrico para riachos da Amazônia Central criado por COUCEIRO *et al.* (2012), não reflitam as mudanças da comunidade de macroinvertebrados dos riachos da área de estudo do presente trabalho, derivando na classificação errônea da qualidade do ambiente estudado. No trabalho de COUCEIRO *et al.* (2012) as métricas selecionadas para índice foram #EPT, #Família %EPT, EPT/Chironomidae, #taxas sensíveis, %Coletores-Catadores e %Fragmentadores. Já no presente trabalho, as métricas de composição funcional não mostraram sensibilidade ao distúrbio quando comparadas entre as categorias de impacto, sendo descartadas do índice a ser proposto. Isto indica que a utilização do índice de COUCEIRO *et al.* (2012) é inviável na presente área de estudo, motivando o desenvolvimento de um índice multimétrico baseado na comunidade de macroinvertebrados bentônicos próprio para os riachos da região da FLONA Saracá-Taquera, baseado no impacto local das atividades de mineração de bauxita como gradiente de impacto dos riachos.

O índice desenvolvido no presente trabalho consegue distinguir entre riachos fortemente impactados e riachos prístinos, considerando que também possui

a capacidade de diferenciar sítios com impactos intermediários. Considera-se que um dos pontos principais no desenvolvimento de um índice multimétrico é a definição de áreas de referência e áreas impactadas *a priori* da construção do índice (HUGHES *et al.* 2004), porém, o uso de metodologias quantitativas para corroborar a escolha *a priori* são essenciais para validar a escolha.

No presente estudo, os riachos são classificados em três categorias em relação ao desenvolvimento das atividades de mineração e os objetivos definidos pelo órgão ambiental em relação aos sítios de referência, classificando riachos como Impactados quando claramente sofreram algum tipo de distúrbio (como desabamento de talude, construção de estrada, receptores de tanques de sedimentação de material fino, desmatamento para mineração ou construção de ducto, etc.). Porém, a classificação de riachos de “Monitoramento” encontra-se em um meio termo entre estas duas categorias, já que são riachos que se encontram em áreas susceptíveis a impacto porém não sofrem grandes distinções dos riachos preservados em relação a variáveis como a cobertura de dossel, turbidez, pH, condutividade, e temperatura; para o qual precisar-se-ia de um longo tempo de monitoramento dos mesmos para definir a saúde ambiental dos mesmos. O índice multimétrico desenvolvido permite definir de forma mais rápida qual a real condição de um riacho, permitindo mais tempo para a gestão e mitigação de possíveis impactos sobre este tipo de riacho que, pela atual metodologia, deveriam ser estudados por mais tempo para definir a sua qualidade.

Porém, valores diferentes do índice multimétrico desenvolvido no presente trabalho foi registrado nos riachos de monitoramento, variando de uma qualidade Ruim a uma qualidade Boa entre o período chuvoso e o período de estiagem, respectivamente, em um dos riachos de teste. Devido ao fato de que o índice se

mostrou estável entre os períodos nas outras categorias de riacho e na maioria dos riachos de monitoramento, possivelmente o valor baixo do índice multimétrico neste riacho pode ser explicado por um evento de chuva extraordinário, aumentando a lavagem do solo de sua microbacia, afetando a abundância e riqueza de macroinvertebrados localmente de forma drástica. Diante disso, o índice aparenta certas limitações em relação período hidrológico do ano, sendo necessários estudos posteriores para ajustar o índice a esta variabilidade temporal de riachos amazônicos.

Outro ponto importante a ser considerado na construção de índices multimétricos é a confusão do gradiente de variação natural com os efeitos antrópicos sobre a comunidade de macroinvertebrados bentônicos, o que pode acarretar problemas importantes no desenvolvimento e efetividade dos índices multimétricos (MOYA et al., 2011). Existem fatores na escala de paisagem e em âmbito regional que podem influenciar na biologia de macroinvertebrados bentônicos. Um dos fatores mais representativos é a diferença entre o tipo de águas da mesma região (Amazônia Central). Este fator regional foi excluído quando considerado que todos os pontos de amostragem utilizados para a construção do índice proposto pertencem à mesma ecoregião, eliminando o efeito de mudanças regionais sobre o índice. Já outros fatores como altitude e de microclima, os mesmos são homogêneos na área de estudo e, portanto, não foram considerados como variáveis com potencial para mudar a comunidade de macroinvertebrados bentônicos na área de estudo.

Além disso, no presente estudo os riachos foram estudados numa escala local. Os mesmos evidenciaram grande homogeneidade em relação às variáveis físicas, químicas, físico-químicas, exibindo maior diferença em relação a variáveis

estruturais do ambiente, geralmente afetadas por aspectos antrópicos e não naturais. Em regiões prístinas da presente área de estudo, todas as variáveis ambientais mensuradas são praticamente homogêneas. É importante destacar que a cobertura de floresta natural em uma região determinada é um fator decisivo para a conservação de ambientes aquáticos, pois a ausência da mesma está intimamente relacionada ao aumento de transporte de sedimentos e poluentes para dentro dos corpos hídricos. Além disso, a cobertura florestal está intimamente relacionada com a formação de micro e meso-habitats, aumentando a complexidade de ambientes dentro dos riachos e, em consequência, aumentando a diversidade (MACEDO *et al.*, 2016). A mudança estrutural dos riachos leva a modificações na estrutura interna do riacho (NESSIMIAN *et al.*, 2008), modificando os recursos disponíveis (alimento e refúgio) e as interações tróficas dentro dele, levando a uma modificação da fauna local.

No presente estudo as variáveis que caracterizaram melhor o gradiente de distúrbio entre os riachos para o desenvolvimento do índice multimétrico foram a estrutura do dossel e o Índice de Avaliação Visual, que em conjunto consideram as características da mata ripária e os adensados de floresta ao redor dos riachos, bem como as características do substrato dos riachos, concordando com os resultados registrados por MACEDO *et al.* (2016) no desenvolvimento do índice para riachos da savana brasileira.

Outra variável estrutural que caracterizou o gradiente de impacto foi a cobertura de macrófitas no leito do riacho. Riachos amazônicos da região de estudo em bom estado de conservação tendem a ter limitada ou nenhum crescimento de macrófitas, sendo que a presença natural das mesmas se encontra em riachos de ordem maior, devido à maior abertura do dossel. Porém, pequenos riachos de cabeceira da área

de estudo só possuem este tipo de cobertura de macrófitas e algas pela abertura do dossel provocada pela retirada da mata ripária, favorecendo a incidência de luz e permitindo o crescimento desses produtores primários.

As métricas selecionadas para o índice desenvolvido no presente trabalho também se encontram intimamente relacionadas com as principais variáveis características do impacto. Três das métricas selecionadas para o índice desenvolvido estiveram baseadas na composição e abundância de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (%EPT, #Fam. EPT, e #Fam. Trichoptera), sendo indicadas também por DORETTO *et al.* (2018) para compor o índice para os riachos afetados por sedimentos finos nos Alpes. A retirada da mata ciliar e a remoção ou movimentação de solo em áreas próximas aos riachos leva a modificações nestes ambientes, como aumento de temperatura da água, modificação do substrato pelo crescimento de macrófitas e algas, e uma maior entrada de sedimentos finos dentro dos corpos hídricos, podendo levar ao assoreamento do corpo aquático. Este assoreamento por entradas constantes de sedimentos finos nos riachos foi estudado por COUCEIRO *et al.*, (2009) nos riachos do estado de Amazonas, e por DORETTO *et al.*, (2018, 2016) em riachos alpinos. Estes autores destacam a importância de métricas de riqueza e abundância de EPT para a avaliação da qualidade do ambiente, pela sensibilidade dos mesmos a este tipo de distúrbio, corroborando as métricas selecionadas no presente estudo.

Por outro lado, as métricas de diversidade Shannon, baseados no nível de família e em nível de todos os táxons registrados, não foram registradas por outros trabalhos de desenvolvimento de índices, mas são as métricas da comunidade mais comumente utilizadas para detectar mudanças em comunidades biológicas. Diante do distúrbio, certos grupos tolerantes tendem a se tornar dominantes, enquanto

grupos sensíveis tendem a diminuir consideravelmente, ou a desaparecer do ambiente estudado, dando lugar a outros grupos ou levando a uma redução da riqueza, e evidenciando uma mudança na diversidade do ambiente estudado.

DORETTO et al. (2018) e COUCEIRO et al. (2009) também destacam algumas métricas da categoria trófica para avaliar o impacto pela entrada de sedimentos finos em riachos, porém, nenhuma destas métricas foi selecionada no presente trabalho. Observou-se uma redução da maioria dos grupos funcionais registrados (filtradores, predadores, fragmentadores) e só o grupo dos raspadores evidenciou uma diferença significativa entre as categorias de riacho, porém a mesma não foi selecionada para compor o índice. A identificação por grupo funcional é bem definida para algumas regiões como a América do Norte (MERRITT; CUMMINS, 1996); porém, na região neotropical esta classificação ainda é confusa e pode levar a conclusões divergentes dependendo da classificação utilizada (RAMÍREZ; GUTIÉRREZ-FONSECA, 2014). Possivelmente, as diferenças registradas a nível funcional nestes trabalhos estejam principalmente baseadas numa diferença na classificação dos diferentes táxons na sua categoria funcional, sendo que muitos grupos de macroinvertebrados bentônicos ainda possuem muitas dúvidas neste quesito.

Por outro lado, a turbidez é uma variável, geralmente, indicadora de impacto pois a mesma aumenta com altas concentrações de partículas de sedimentos inorgânicos e matéria orgânica particulada na água, evidenciando entrada destes componentes, ou aumenta com o aumento de fitoplâncton, etc. Porém, a turbidez não foi registrada como variável importante para avaliar o grau de distúrbio entre os riachos. Porém, Isto não quer dizer que não há entrada de sedimentos finos nos riachos, porém, observações em campo mostram que os ingressos são esporádicos produzidos por eventos de chuvas locais, sendo a maior parte das partículas

carregadas para jusante dos riachos após o evento de chuva, aumentando a turbidez da água momentaneamente. COUCEIRO et al. (2009) fez observações semelhantes no seu trabalho, especificando que riachos de 2^a e 3^a ordens sofrem com uma menor deposição de sedimentos finos no leito, devido a correnteza, que não permite que se depositem. Por tanto o distúrbio não é tão marcado como quando há uma grande entrada de sedimento por desmoronamento de talude ou acontecimentos semelhantes, porém o impacto é constante a cada evento de chuva, dificultando o reestabelecimento completo da comunidade bentônica.

6. DISCUSSÃO GERAL

Atividades de mineração de bauxita acarretam impactos como desmatamento e a movimentação de solo com diferentes tipos de objetivo na exploração. Estes tipos de impactos deixam o solo exposto e mais inconsolidado, facilitando a erosão e escoamento superficial da água, carreando partículas de solo para dentro dos riachos e provocando, entre outras coisas, aumento da turbidez, assoreamento, modificações na composição granulométrica dos substratos do leito e, por consequência, afetando a macrofauna bentônica. Além disso, outros distúrbios do meio físico, como o aumento da carga de poeira e de som são pouco considerados na hora de avaliar os ambientes que apresentam boas condições visualmente. Estes impactos são mais sutis de serem detectados, mas também podem vir a afetar a fauna aquática dos corpos hídricos da região de exploração.

Assim, os riachos de monitoramento, que se encontram em áreas perto das áreas de lavra ou em áreas mais susceptíveis a impacto sofrem com estes impactos difusos, podendo ou não ser significativamente afetados. Para isso, estes riachos são monitorados de forma constante, assim como também os de referência e os que possuem impacto direto, para poder avaliar a variação dos mesmos ao longo do tempo sob efeito das atividades de mineração. Porém, o monitoramento de ambientes aquáticos possui objetivos de avaliação dos riachos em longo prazo, e demora certo tempo para dar respostas sobre os ambientes que, às vezes, precisam ser imediatas.

Por isso, ferramentas como os índices multimétricos baseado na comunidade de macroinvertebrados bentônicos são de vital importância para subsidiar programas de biomonitoramento de ambientes aquáticos, onde às vezes o

distúrbio não é evidente. Porém, as condições do ambiente denotam uma baixa qualidade biótica, mostrando que o ambiente está sofrendo algum tipo de impacto e destaca a necessidade de gestão sobre o mesmo. Assim, este tipo de ferramenta proporciona uma resposta rápida sobre a qualidade do ambiente, o que permite agilizar as estratégias de mitigação para evitar a degradação total destes ambientes.

É importante destacar que o presente índice desenvolvido foi baseado na metodologia padronizada e estabelecida para o biomonitoramento de riachos da FLONA Saracá-Taquera, que é realizado desde o ano 2009 na região. É frequente observar na literatura que os índices multimétricos são criados para serem utilizados no biomonitoramento rápido dos ambientes. Porém os métodos de coleta, triagem, identificação, etc utilizados para a construção destes índices muitas vezes não condizem com a praticidade e logística estipulada pelos projetos de biomonitoramento como o realizado atualmente na região de estudo. Portanto, acredita-se que este índice seja uma ferramenta útil e adequada para o tipo de biomonitoramento estabelecido para a FLONA Saracá-Taquera, que demanda uma logística complexa e um grande investimento para cumprir as demandas requeridas.

7. CONCLUSÕES

Riachos amazônicos de águas claras da região da Amazônia central são homogêneos em relação às variáveis físicas, químicas e físico-químicas da coluna da água, sendo altamente dependentes, energética e estruturalmente, da floresta circundante como provedor de matéria orgânica como recurso (alimento e refúgio). Porém, o conjunto das características hidro morfológicas dos riachos, também influenciadas pela floresta, contribuem na formação de micro e meso habitats para a colonização das diferentes comunidades bióticas.

Embora exista uma influência sazonal sobre algumas variáveis ambientais como o pH e a condutividade da água, em decorrência do período hidrológico, as características ácidas e de baixa condutividade são constantes nestes riachos, da mesma forma que a temperatura e o oxigênio dissolvido na água, sendo as características físicas as que mais influenciam na qualidade dos ambientes aquáticos estudados.

O principal impacto sobre os riachos é de tipo físico, sendo o desmatamento o principal dos mesmos, porém, impactos difusos como o som e a poeira provindos das áreas de lavra podem vir a influenciar os corpos hídricos da região de estudo que, mesmo aparentando condições estruturais preservadas, podem estar sendo afetados indiretamente por estes impactos, influenciando, ao mesmo tempo, na fauna que neles habita e, por consequência, nos processos ecossistêmicos dos mesmos.

A fauna de macroinvertebrados bentônicos foi significativamente diferente entre as categorias de riachos estudados. A mesma mostrou uma variação em

relação ao gradiente de impacto, permitindo assim a utilização desta comunidade como base do índice multimétrico desenvolvido para subsidiar o biomonitoramento na área de estudo.

As métricas selecionadas pelo índice multimétrico estão baseadas, principalmente, na riqueza e abundância de Ephemeroptera, Trichoptera e Plecoptera (EPT), assim como no índice de diversidade de Shannon estimado com base em todas as unidades taxonômicas e no nível de família, e na razão Chironomide/EPT e abundancia relativa de EPT.

O presente índice multimétrico foi desenvolvido exclusivamente para a região de estudo e o gradiente de distúrbio descrito acima. O mesmo foi enquadrado dentro da metodologia e procedimentos realizados no programa de biomonitoramento realizado na área de estudo, sendo necessária à sua adequação para locais e metodologias de coleta diferentes da estabelecida no presente trabalho.

Conclui-se que o índice proposto é uma ferramenta com grande potencial a ser incorporada ao programa de biomonitoramento realizado na FLONA Saracá-Taquera, sendo sensível ao grau de impacto e, principalmente, consegue distinguir a qualidade de riachos de monitoramento em duas subcategorias, “Regular” e “Bom”. Isso o torna uma ferramenta capaz de prever a qualidade dos riachos da área de estudo, de modo simplificado, considerando um conjunto menor de métricas.

No entanto, mais testes devem ser realizados para avaliar a validade deste índice em outros anos/períodos de estudo e/ou em outros rios com características semelhantes da Amazônia Central de modo a verificar seu grau de generalidade e

viabilidade de utilização dentro do programa de monitoramento de igarapés amazônicos da região de estudo.

Estas duas partes finais precisam melhorar muito!!!!

8. REFERÊNCIAS

BAILEY, Robert C; LINKE, Simon; YATES, Adam G. Comparing Established and New Methods with Common Data Sets Bioassessment of freshwater ecosystems using the Reference Condition Approach : comparing established and new methods with common data sets. *Freshwater Science*, v. 33, n. 4, p. 1204–1211, 2014.

BAPTISTA, D.F. *et al.* Spatial and temporal organization of aquatic insects assemblages in the longitudinal gradient of a tropical river. *Revista Brasileira de Biologia*, v. 61, n. 2, p. 295–304, 2001.

BAPTISTA, Darcilio F. *et al.* A multimetric index based on benthic macroinvertebrates for evaluation of Atlantic Forest streams at Rio de Janeiro State, Brazil. *Hydrobiologia*. [S.l: s.n.], , 2007

BAPTISTA, DF. *et al.* Development of a benthic multimetric index for the Serra da Bocaina bioregion in Southeast Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, v. 73, n. 3, p. 573–583, 2014.

BARBOUR, Michael T. *et al.* Benthic macroinvertebrate protocols. *Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish*, p. 1–35, 1999.

BRASIL/MMA. *Plano Amazônia Sustentável: diretrizes para o desenvolvimento sustentável da Amazônia Brasileira*. Brasil, Ministério do Meio Ambiente. [S.l: s.n.], 2008.

BUSS, D.F. Desenvolvimento De Um Índice Biológico Para Uso De Voluntários Na Avaliação Da Qualidade Da Água De Rios. *Oecologia Brasiliensis*, v. 12, n. 3,

p. 516–526, 2008. Disponível em:
<https://www.researchgate.net/profile/Daniel_Buss/publication/40836296_Desenvolvimento_de_um_indice_biologico_para_uso_de_voluntarios_na_avaliacao_da_qualidade_da_agua_de_rios/links/02e7e52d7f91586228000000.pdf>.

BUSS, D.F. *et al.* Substrate specificity, environmental degradation and disturbance structuring macroinvertebrate assemblages in neotropical streams. v. 518, p. 179–188, 2014.

BUSS, Daniel F *et al.* Stream biomonitoring using macroinvertebrates around the globe: a comparison of large-scale programs. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 187, p. 4132, 2015.

BUSS, Daniel Forsin; BAPTISTA, Darcílio Fernandes; NESSIMIAN, Jorge Luiz. Bases conceituais para a aplicação de biomonitoramento em programas de avaliação da qualidade da água de rios. *Cadernos de Saúde Pública*, v. 19, n. 2, p. 465–473, 2003. Disponível em:
<http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0102-311X2003000200013&lng=pt&tlng=pt>.

CALLISTO, M.; ESTEVES, F.A; GONÇALVES, J.F; LEAL, J.J.F. Impact of Bauxite Tailings on the Distribution of Benthic Macrofauna in a Small River (“Igarapé”) in Central Amazonia, Brazil. *Journal of the Kansas Entomological Society*, v. 71, n. 4, p. 447–455, 1999.

CALLISTO, M., GONÇALVES, J.F. and MORENO, P. Invertebrados Aquáticos como Bioindicadores. In GOULART, EMA. (Eds.). *Navegando o Rio das Velhas das Minas aos Gerais*. p. 555-567. 2005

CASATTI, L.; FERREIRA, C.P.; LANGEANI, F. A fish-based biotic integrity index for assessment of lowland streams in southeastern Brazil. *Hydrobiologia*, v. 623, n. 1, p. 173–189, 2009.

CHAMBERS, P.A. Changes in nutrient loading in an agricultural watershed and its effects on water quality and stream biota. *Hydrobiologia*, v. 556, p. 399–415, 2006.

CHEN, K. A multi-assemblage, multi-metric biological condition index for eastern Amazonia streams. *Ecological Indicators*, v. 78, p. 48–61, 2017. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.03.003>>.

CIADAMIDARO, S.; MANCINI, L.; RIVOSECCHI, L. Black flies (Diptera , Simuliidae) as ecological indicators of stream ecosystem health in an urbanizing area (Rome , Italy). *Ann Ist Super Sanità*, v. 52, n. 2, p. 269–276, 2016.

COUCEIRO, S. R.M. A macroinvertebrate multimetric index to evaluate the biological condition of streams in the Central Amazon region of Brazil. *Ecological Indicators*, v. 18, p. 118–125, 2012. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.11.001>>.

COUCEIRO, S. R. M. A macroinvertebrate multimetric index to evaluate the biological condition of streams in the Central Amazon region of Brazil. *Ecological Indicators*, v. 18, p. 118–125, 2012. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.11.001>>.

COUCEIRO, S.R.M. Trophic structure of macroinvertebrates in Amazonian streams impacted by anthropogenic siltation. *Austral Ecology*, v. 36, n. 6, p. 628–637, 2011.

COUCEIRO, S.R.M.. Effects of anthropogenic silt on aquatic macroinvertebrates

and abiotic variables in streams in the Brazilian Amazon. *Journal of Soils and Sediments*, v. 10, n. 1, p. 89–103, 2009.

DA LUZ, A B; FREITAS LINS, F A. *Rochas & Minerais Industriais*. Rio de Janeiro: CETEM – Centro de Tecnologia Mineral, 2008.

DAAM, Michiel A; BRINK, Æ Paul J Van Den. Implications of differences between temperate and tropical freshwater ecosystems for the ecological risk assessment of pesticides. p. 24–37, 2010.

DE CASTRO, Diego M.P.; DOLÉDEC, Sylvain; CALLISTO, Marcos. Landscape variables influence taxonomic and trait composition of insect assemblages in Neotropical savanna streams. *Freshwater Biology*, v. 62, n. 8, p. 1472–1486, 2017.

DE LIMA, Marcelo G.; GASCON, Claude. The conservation value of linear forest remnants in central Amazonia. *Biological Conservation*, v. 91, n. 2–3, p. 241–247, 1999.

DEDIEU, Nicolas *et al.* Invertebrate communities delineate hydro-ecoregions and respond to anthropogenic disturbance in East-Amazonian streams. *Hydrobiologia*, v. 742, n. 1, p. 95–105, 2015.

DNPM. *Brazilian Mineral Yearbook*. Departamento Nacional De Produção Mineral. [S.l: s.n.], 2016. Disponível em: <<http://www.dnpm.gov.br>>.

DOCILE, Tatiana N *et al.* Water pollution and distribution of the black fly (Diptera : Simuliidae) in the Atlantic Forest , Brazil. v. 63, n. September, p. 683–693, 2015.

DORETTO, Alberto *et al.* Fine sedimentation affects CPOM availability and

shredder abundance in Alpine streams. *Journal of Freshwater Ecology*, v. 31, n. 2, p. 299–302, 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1080/02705060.2015.1124297>>.

DORETTO, Alberto *et al.* How to assess the impact of fine sediments on the macroinvertebrate communities of alpine streams? A selection of the best metrics. *Ecological Indicators*, v. 84, n. May 2017, p. 60–69, 2018. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.08.041>>.

FERREIRA, Fabíola; CRUZ BOMFIM, Zulmira Áurea. Sustentabilidade Ambiental : visão antropocêntrica ou biocêntrica ? *ambientalMENTEsustentable*, v. I, n. 9- 10I, p. 37–51, 2010.

FIDELIS, Luana. *Estrutura da comunidade de insetos aquáticos em igarapés na Amazônia Central , com diferentes graus de preservação da cobertura vegetal e apresentação de chave de identificação para gêneros de larvas da ordem Odonata.* 2006. 77 f. Universidade Federal do Amazonas - Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, 2006.

GALUCH, Adnre Vieira. Adaptação de um índice de integridade biótica para igarapés da Amazônia Central, com base em atributos ecológicos da comunidade de peixes. *Programa Integrado de Pos Graduação em Biologia Tropical e Recursos Naturais e Programa de Pós Graduação em Biologia de Água Doce e Pesca Interior*, v. Instituto, p. 53, 2007.

GIRARDI, Rubia *et al.* Water quality change of rivers during rainy events in a watershed with different land uses in Southern Brazil. *Brazilian Journal of Water Resources*, v. 21, n. 3, p. 514–524, 2016.

HAMADA, Neusa; NESSIMIAN, Jorge Luiz; QUERINO, Ranyse Barbosa. *Insetos Aquáticos na Amazônia Brasileira: Taxonomia, biologia e ecologia*. Manaus: Editora do INPA, 2014.

HAWKINS, Anthony D.; PEMBROKE, Ann E.; POPPER, Arthur N. Information gaps in understanding the effects of noise on fishes and invertebrates. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, v. 25, n. 1, p. 39–64, 2014.

HERMAN, Matthew R.; NEJADHASHEMI, Amir Pouyan. A review of macroinvertebrate- and fish-based stream health indices. *Ecohydrology and Hydrobiology*, v. 15, n. 2, p. 53–67, 2015. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecohyd.2015.04.001>>.

JUN, Yung Chul *et al.* A multimetric benthic macroinvertebrate index for the assessment of stream biotic integrity in Korea. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, v. 9, n. 10, p. 3599–3628, 2012.

JUNK, Wolfgang J. Aquatic Habitats in Amazonia. *The Environmentalist*, v. 3, n. 5, 1983.

JUNK, Wolfgang Johannes; FURCH, K. Química da água e macrófitas aquáticas de rios e igarapés na Bacia Amazônica e nas áreas adjacentes. Parte I: Trecho Cuiabá - Porto Velho - Manaus. *Acta Amazonica*, v. 10, n. 3, p. 611–633, 1980.

JUNQUEIRA, V.M.; CAMPOS, S.C.M. Adaptation of the BMWP method for water quality evaluation to Rio das Velhas watershed (Minas Gerais, Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensis*, v. 10, n. 2, p. 125–135, 1998.

KARR, J. R.; CHU, E. W. Sustaining living rivers. *Hydrobiologia*, v. 422, p. 1–14, 2000. Disponível em:

<http://apps.webofknowledge.com.proxy.lib.uwaterloo.ca/full_record.do?product=UA&search_mode=MarkedList&qid=30&SID=2FDmWL9S5XPnF16dL4n&excludeEventConfig=ExcludeIfFromFullRecPage&page=1&doc=4>.

KARR, James R.; DUDLEY, Daniel R. Ecological perspective on water quality goals. *Environmental Management*, v. 5, n. 1, p. 55–68, 1981.

KUNC, Hansjoerg P.; MCLAUGHLIN, Kirsty Elizabeth; SCHMIDT, Rouven. Aquatic noise pollution: Implications for individuals, populations, and ecosystems. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, v. 283, n. 1836, 2016.

LANDEIRO, Victor L *et al.* Effects of litter patch area on macroinvertebrate assemblage structure and leaf breakdown in Central Amazonian streams. *Hydrobiologia*, v. 649, p. 355–363, 2010.

LEITÃO, RAFAEL PEREIRA. *Estrutura Funcional e Conservação de Assembleias de Peixes de Riachos na Amazônia Brasileira*. 2015. 391–397 f. Instituto Nacional de Pesquisa da Amazônia, 2015.

LENTINI, M. *et al.* *Fatos Florestais da Amazônia 2005*. [S.l: s.n.], 2005.

MACEDO, Diego R. *et al.* Development of a benthic macroinvertebrate multimetric index (MMI) for Neotropical Savanna headwater streams. *Ecological Indicators*, v. 64, p. 132–141, 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.12.019>>.

MALMQVIST, Björn; RUNDLE, Simon. Threats to the running water ecosystems of the world. *Environmental Conservation*, v. 29, n. 02, 21 jun. 2002. Disponível em: <http://www.journals.cambridge.org/abstract_S0376892902000097>.

MASESE, F. O.; RABURU, P. O. Improving the performance of the EPT Index to accommodate multiple stressors in Afrotropical streams. *African Journal of Aquatic Science*, v. 42, n. 3, p. 219–233, 2017.

MERRITT, Richard W.; CUMMINS, Kenneth W. *An Introduction of the Aquatic Insects of North America*. 3rd ed. ed. Dubuque, IA.: Kendall & Hunt Publishing Company, 1996.

MERRITT, Richard W.; CUMMINS, Kenneth W.; CAMPBELL, Emily Y. Uma abordagem funcional para a caracterização de riachos brasileiros. In: COHN-HAFT, MARIO; KOSSMANN FERRAZ, ISOLDE DOROTHEA (Org.). . *Insetos Aquáticos na Amazônia Brasileira: taxonomia, biologia e ecologia*. 1. ed. Manaus]: Editora do INPA, 2014. p. 723.

MORLEY, Erica L *et al.* The importance of invertebrates when considering the impacts of anthropogenic noise. *Proceedings of The Royal Society B*, v. 281, 2014.

MOYA, Nabor *et al.* Macroinvertebrate-based multimetric predictive models for evaluating the human impact on biotic condition of Bolivian streams. *Ecological Indicators*, v. 11, n. 3, p. 840–847, 2011.

MOYA, Nabor; TOMANOVA, Sylvie; OBERDORFF, Thierry. Initial development of a multi-metric index based on aquatic macroinvertebrates to assess streams condition in the Upper Isiboro- Sécuré Basin, Bolivian Amazon. *Hydrobiologia*, v. 589, n. 1, p. 107–116, 2007.

MUGNAI, R *et al.* *Adaptation of the Índice Biotico Esteso (IBE) for water quality assessment in rivers of Serra do Mar, Rio de Janeiro State, Brazil. Tropical Zoology*. [S.l: s.n.], , 2008

NESSIMIAN, J.L. *et al.* Land use, habitat integrity, and aquatic insect assemblages in Central Amazonian streams. *Hydrobiologia*, v. 614, n. 1, p. 117–131, 2008.

NESSIMIAN, J L *et al.* Relation between flood pulse and functional composition of the macroinvertebrate benthic fauna in the lower Rio Negro, Amazonas, Brazil. *Amazoniana*, v. 15, n. January, p. 35–50, 1998. Disponível em: <<http://www.scopus.com/inward/record.url?eid=2-s2.0-0039381917&partnerID=40&md5=4d1abf071f15c662eda462f3f0d36dea>>.

OBERDORFF, Thierry *et al.* Development and validation of a fish-based index for the assessment of “river health” in France. *Freshwater Biology*, v. 47, n. 9, p. 1720–1734, 2002.

OLIVEIRA, Renata B.S. *Desenvolvimento de um Índice Multimétrico Rápido Baseado na Comunidade de Macroinvertebrados Bentônicos para Avaliação da Integridade Ecológica de Riachos do Complexo Guapiaçu-Macaé, RJ.* 2009. Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2009.

PEARSON, Richard G. *et al.* Stream macroinvertebrate assemblage uniformity and drivers in a tropical bioregion. *Freshwater Biology*, v. 62, n. 3, p. 544–558, 2017.

PETERSEN, ROBERT C. The RCE: a Riparian, Channel, and Environmental Inventory for small streams in the agricultural landscape. *Freshwater Biology*, v. 27, n. 2, p. 295–306, 1992.

PINTO, B. C T; ARAUJO, F. G.; HUGHES, R. M. *Effects of landscape and riparian condition on a fish index of biotic integrity in a large southeastern Brazil river.* *Hydrobiologia*. [S.l: s.n.], , 2006

RABENÍ, Charles F.; DOISY, Kathy E.; ZWEIG, Leanna D. Stream invertebrate

community functional responses to deposited sediment. *Aquatic Sciences*, v. 67, n. 4, p. 395–402, 2005.

RAMÍREZ, Alonso; GUTIÉRREZ-FONSECA, Pablo E. Functional feeding groups of aquatic insect families in Latin America: A critical analysis and review of existing literature. *Revista de Biología Tropical*, v. 62, n. May, p. 155–167, 2014.

REYNOLDS, T. B. *et al.* The Reference Condition: A Comparison of Multivariate and Multivariate Approaches to Assess Water-Quality Impairment Using Benthic Macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society*, v. 16, n. 4, p. 833–852, 1997. Disponível em: <<http://www.journals.uchicago.edu/doi/10.2307/1468175>>.

RONI, Philip; BEECHIE, Tim. *Stream and watershed restoration : a guide to restoring riverine processes and habitats*. [S.l.]: John Wiley & Sons, 2012.

ROQUE, Fabio de Oliveira *et al.* Concordance between macroinvertebrate communities and the typological classification of white and clear-water streams in Western Brazilian Amazonia. *Biota Neotropica*, v. 12, n. 2, p. 83–92, 2012a. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1676-06032012000200009&lng=en&tlng=en>.

ROQUE, Fabio de Oliveira *et al.* Concordance between macroinvertebrate communities and the typological classification of white and clear-water streams in Western Brazilian Amazonia. *Biota Neotropica*, v. 12, n. 2, p. 83–92, 2012b.

SALLES-FALCÃO, Frederico; FERREIRA-JÚNIO, Nelson. Hábitat e Hábitos. In: COHN-HAFT, MARIO; KOSSMANN FERRAZ, ISOLDE DOROTHEA (Org.). . *Insetos Aquáticos na Amazônia Brasileira: Taxonomia, biologia e ecologia*.

Manaus: Editora do INPA, 2014. p. 723.

SILVA, Déborah R.O. *et al.* An improved macroinvertebrate multimetric index for the assessment of wadeable streams in the neotropical savanna. *Ecological Indicators*, v. 81, n. June, p. 514–525, 2017. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.06.017>>.

SILVEIRA, M P *et al.* Integrity Assessment in South-East Brazil. p. 117–128, 2005.

SILVEIRA, Mariana P. *et al.* Application of biological measures for stream integrity assessment in south-east Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 101, n. 1–3, p. 117–128, 2005.

SIOLI, Harald. Amazônia: Fundamentos da Ecologia da maior região de Florestas Tropicais. Editora Vozes Ltda., p. 74, 1985. Disponível em: <<http://www.sidalc.net/cgi-bin/wxis.exe/?IsisScript=BIBA.xis&method=post&formato=2&cantidad=1&expression=mfn=006146>>.

TAVARES MARTINS, Renato; CAMPOS DE OLIVEIRA, Vivian; MOREYRA SALCEDO, Ana Karina. Uso de insetos aquáticos na avaliação de impactos antrópicos em ecossistemas aquáticos. In: NESSIMIAN, JORGE LUIZ; HAMADA, NEUSA; QUERINO, RANYSE BARBOSA (Org.). . *Insetos Aquáticos na Amazônia Brasileira: taxonomia, biologia e ecologia*. 1ra. ed. Manaus: Editora do INPA, 2014. p. 724.

VIANA, Diego. Macroinvertebrados em igarapés de águas claras e brancas no oeste Amazônico (Acre , Brasil): implicações para elaboração de estratégias de biomonitoramento Dissertação de Mestrado. *Universidade Federal do Acre Pos*

Graduação em Ecologia e Manejo de Recursos Naturais, 2008.

VILLALOBOS-JIMÉNEZ, Giovanna; DUNN, Alison M.; HASSALL, Christopher. Environmental noise reduces predation rate in an aquatic invertebrate. *Journal of Insect Conservation*, v. 21, n. 5–6, p. 839–847, 2017. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1007/s10841-017-0023-y>>.

WALKER, I. Amazonian streams and small rivers. In: J.G. TUNDISI, C.E.M. BICUDO, T. MATSUMURA TUNDISI. (Org.). . *Limnology in Brazil*. Rio de Janeiro: ABC/ SBL, 1995. p. 376.