



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO OESTE DO PARÁ
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA, PÓS-GRADUAÇÃO E INOVAÇÃO
TECNOLÓGICA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO DOUTORADO SOCIEDADE, NATUREZA E
DESENVOLVIMENTO**

DIEGO RAMOS PIMENTEL

**ESTRUTURA DA COMUNIDADE DE MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS DE
IGARAPÉS DE SANTARÉM-PA E REGIÃO**

**Santarém, PA
Fevereiro, 2017**

DIEGO RAMOS PIMENTEL

**ESTRUTURA DA COMUNIDADE DE MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS DE
IGARAPÉS DE SANTARÉM-PA E REGIÃO**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação Doutorado Sociedade, Natureza e Desenvolvimento da Universidade Federal do Oeste do Pará, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Ciências Ambientais.

Orientador: Prof. Dr. Sérgio de Melo
Coorientadora: Prof^ª. Dr^ª. Sheyla Regina Marques Couceiro

**Santarém, PA
Fevereiro, 2017**

Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)
Sistema Integrado de Bibliotecas – SIBI/UFOPA

P644e Pimentel, Diego Ramos
Estrutura da comunidade de macroinvertebrados aquáticos de igarapés de Santarém – Pa e região. / Diego Ramos Pimentel. – Santarém, Pa, 2017. 93 fls.: il.
Inclui bibliografias.

Orientador Sérgio de Melo
Coorientadora Sheyla Regina Marques Couceiro
Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Oeste do Pará, Pró-Reitoria de Pesquisa, Pós-graduação e Inovação Tecnológica, Programa de Pós-graduação Doutorado em Sociedade Natureza e Desenvolvimento.

1. Bioindicação. 2. Assembleia aquática. 3. Níveis tróficos. 4. Sensibilização ambiental. I. Melo, Sérgio de, *orient.* II. Couceiro, Sheyla Regina Marques, *coorient.* III. Título.

CDD: 23 ed. 591.98115

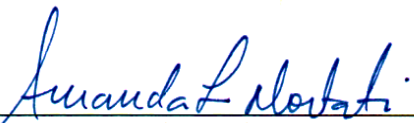
DIEGO RAMOS PIMENTEL

**ESTRUTURA DA COMUNIDADE DE MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS DE
IGARAPÉS DE SANTARÉM-PA E REGIÃO**

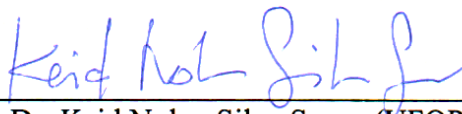
Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação Doutorado Sociedade, Natureza e Desenvolvimento da Universidade Federal do Oeste do Pará, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Ciências Ambientais.

Aprovada em Santarém/PA
Em 24 de fevereiro de 2017

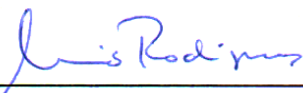
Por:



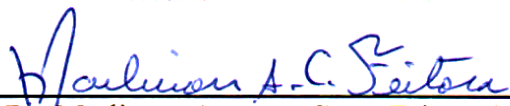
Prof. Dr.ª Amanda Frederico Mortati (UFOPA)



Prof. Dr. Keid Nolan Silva Sousa (UFOPA)



Prof. Dr. Luís Reginaldo Ribeiro Rodrigues (UFOPA)



Prof. Dr. Marlisson Augusto Costa Feitosa (UFOPA)



Prof. Dr. Ruy Bessa Lopes (UFOPA)

Aos meus pais Paulino e Valda
Aos meus irmãos Anna Paula e Paulo Henrique
A minha tia Maria Florinda
A minha esposa Pamela
In memoriam aos meus avós Paulino, Maria, Waldo e Leonir
dedico

AGRADECIMENTOS

À Deus pelo dom da vida, fonte de inspiração, proteção e fortaleza.

À minha família que é uma das pontes no meu caminho, que torce e acredita em mim, sempre estando ao meu lado para o que der e vier.

À Universidade Federal do Oeste do Pará, especialmente ao Programa de Pós-Graduação Sociedade, Natureza e Desenvolvimento da UFOPA por me proporcionar crescimento educacional e humano. Além do auxílio logístico ao desenvolvimento de meu estudo.

A Fundação Amazônia Paraense de Amparo à Pesquisa (FAPESPA) pela concessão da bolsa de estudos nessa jornada do doutorado. Ao CNPq pelo financiamento do projeto Categorização trófica de insetos aquáticos através de caracteres morfológicos, conteúdo estomacal e isótopos estáveis, de onde deriva parte do meu estudo.

Ao Prof. Dr. Sérgio de Melo, por acreditar em mim desde o início quando me aceitou para orientar e me ajudou na construção do pré-projeto. Pela amizade e por sempre me trazer boas notícias. E a Prof^a. Dr^a. Sheyla Regina Marques Couceiro, por me coorientar neste trabalho, por exigir de mim o meu melhor e pela aprendizagem ao longo desse processo.

A Prof^a. Dr^a. Ana Karina Moreyra Salcedo pela ajuda nas coletas e triagem dos macroinvertebrados.

Ao Juventino “Jovem” mateiro que nos guiou e também ajudou nas coletas nos igarapés.

Aos meus grandes amigos Felipe Gomes e Lucas Lima que não mediram esforços em me ajudar nas coletas nos igarapés.

Ao Seu “Maranhão” da comunidade Castela pela ajuda nas coletas dos igarapés do Maicá.

Aos Docentes e discentes do Programa Sociedade, Natureza e Desenvolvimento.

A todos os colegas e amigos do Laboratório de Ecologia e Taxonomia de Invertebrados Aquáticos - LETIA (Andréa, Aline, Ana Clara, Anderson, Arthur, Cassio, Diego Godinho, Fabricia, Hilda Raquel, Marcelo, Marcos, Mauriceia, Timóteo, Waldilene), pela ajuda na triagem, nas coletas, nas análises, pelas brincadeiras e incentivo.

A todos os colegas e amigos do Laboratório de Ecologia de Ictioplâncton (Adria, Aparecida “Cida”, David, Prof. Dr. Diego Zacardi, Diego, Liliane, Max, Silvana), pela torcida, companheirismo e amizade construída ao longo desses anos.

A Pamela Cristina, minha grande companheira, pela parceria e paciência comigo.

Enfim, agradeço a todos que de alguma maneira contribuíram para o desenvolvimento deste trabalho.

“É graça divina começar bem. Graça maior persistir na caminhada certa. Mas graça das graças é não desistir nunca”
Dom Hélder Câmara

RESUMO

Os macroinvertebrados aquáticos funcionam como bioindicadores da qualidade de água, da ecologia trófica e são usados como ferramenta para educação ambiental. Assim, com o objetivo de avaliar a qualidade das águas de igarapés, propondo uma correta classificação trófica destes organismos e, utilizando-os para sensibilização ambiental de crianças em idade escolar, amostragens foram feitas em 23 igarapés de Santarém-PA e região, nove na Área de Proteção Ambiental Alter do Chão, nove na Floresta Nacional do Tapajós, quatro na microbacia do Maicá, e um na microbacia do Urumari, considerando a riqueza, abundância, composição e estrutura trófica dos invertebrados aquáticos desses igarapés e relações com algumas variáveis abióticas (pH, oxigênio dissolvido, temperatura, condutividade elétrica, abertura de dossel, largura, profundidade, velocidade e vazão) em dois períodos, considerando a sazonalidade, período menos chuvoso (julho a setembro de 2013) e chuvoso (abril e maio de 2014). Os principais resultados foram que ao considerar as três áreas de estudo para o biomonitoramento as variáveis abióticas não apresentaram diferenças significativas. Os dados bióticos para cada área de estudo também não apresentaram muita variação sazonal. Entretanto quando comparadas as áreas entre si, tanto a riqueza e abundância revelaram diferenças significativas, já como efeito de alterações ambientais pelo uso antrópico do solo na bacia do Maicá. As variáveis abióticas que mais contribuíram para a distribuição da fauna de macroinvertebrados aquáticos foram pH, temperatura, profundidade e vazão. Os igarapés mostraram diferenças na composição taxonômica, principalmente, entre os igarapés da APA Alter do Chão com os da bacia do Maicá. A categorização trófica a MOPF foi o item alimentar mais abundante no conteúdo estomacal dos táxons, não havendo variação entre os grupos tróficos entre os períodos sazonais, nem variação entre os estádios larvais e entre substratos. A análise de conteúdo estomacal revelou uma dieta alimentar significativamente detritívora, indicando a importância da MOPF em igarapés tropicais. Em relação ao igarapé do Urumari que foi utilizado para o trabalho de educação ambiental, constatamos que ele está tendo uma perda de diversidade na fauna devido a impactos ambientais e, os macroinvertebrados se mostraram como bons instrumentos para a prática de educação ambiental de crianças. O presente estudo revelou que os macroinvertebrados são excelentes bioindicadores de ecossistemas por meio do biomonitoramento, ecologia trófica e instrumento de educação ambiental, porém mais pesquisas devem ser realizadas integrando diversos aspectos das comunidades de macroinvertebrados para melhor conhecimento dos ambientes aquáticos.

Palavras-chave: Bioindicação, Assembleia Aquática, Níveis Tróficos, Sensibilização Ambiental.

ABSTRACT

Aquatic macroinvertebrates function as bioindicators of water quality, from trophic ecology and are used as tools for environmental education. Thus, with the objective of evaluating the quality of the waters of streams, proposing a correct trophic classification of these organisms and, using them for environmental sensitization of school-age children, samples were taken in 23 streams of Santarém-PA and region, nine in Environmental Protection Area (APA) Alter do Chão, nine in the Tapajós National Forest (FLONA), four in the Maicá watershed, and one in the Urumari watershed, considering the richness, abundance, composition and trophic structure of the aquatic invertebrates of these streams and relations with some abiotic variables (pH, dissolved oxygen, temperature, electrical conductivity, canopy opening, width, depth, velocity and flow) in two periods, considering the seasonality, less rainy season (july to september 2013) and rainy season (april and may 2014). The main results were that when considering the three areas of study for biomonitoring the abiotic variables did not present significant differences. The biotic data for each study area also did not show much seasonal variation. However, when comparing the areas with each other, both richness and abundance revealed significant differences, already as effect of environmental changes by the anthropic use of the soil in the Maicá watershed. The abiotic variables that contributed the most to the fauna distribution of aquatic macroinvertebrates were pH, temperature, depth and flow. The streams showed differences in taxonomic composition, mainly between APA Alter do Chão and Maicá watershed. The trophic categorization of MOPF was the most abundant food item in the stomach contents of the taxa, with no variation between the trophic groups between the seasonal periods, nor variation between larval stages and between substrates. The stomach content analysis revealed a significantly detritivore diet, indicating the importance of MOPF in tropical streams. In relation to the Urumari stream that was used for environmental education work, we find that it is having a loss of diversity in the fauna due to environmental impacts, and macroinvertebrates have proved to be good instruments for the practice of environmental education of children. The present study revealed that macroinvertebrates are excellent bioindicators of ecosystems through biomonitoring, trophic ecology and environmental education instrument, but more research should be done integrating several aspects of macroinvertebrates communities to better knowledge of aquatic environments.

Key words: Bioindication, Aquatic Assembly, Trophic Levels, Environmental Awareness.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Associação da temática abordada na presente Tese com o PPG-SND.....	18
Figura 2 - Localização dos igarapés nas três áreas de coletas.....	25
Figura 3 - Imagens dos igarapés amostrados na APA Alter do Chão, Santarém/PA.....	26
Figura 4 - Imagens dos igarapés amostrados na Flona Tapajós, Oeste do Pará.....	27
Figura 5 - Imagens dos igarapés amostrados na bacia do Maicá, Santarém/PA.....	28
Figura 6 – Exemplo de fotografias antes (a) e após a classificação para estimar a porcentagem da abertura do dossel (b) de um dos igarapés amostrados.....	29
Figura 7 - Esquema de coleta dos macroinvertebrados nos igarapés.....	30
Figura 8 - Análise de Coordenadas Principais dos igarapés do Oeste do Pará. Pontos azuis = Igarapés da APA Alter do Chão; pontos verdes = Igarapés da Flona Tapajós, pontos vermelhos = Igarapés da bacia do Maicá, Pará.....	39
Figura 9 - Análise de correlação canônica sobre variáveis abióticas e os igarapés. Pontos azuis= Igarapés da APA Alter do Chão; pontos verdes= Igarapés da Flona Tapajós, pontos vermelhos= Igarapés da bacia do Maicá, Pará.....	42
Figura 10 - Dendrograma representando a similaridade na dieta de macroinvertebrados e os grupos tróficos a que pertencem. A linha tracejada representa o corte de similaridade de 90% usado para definir os grupos tróficos.....	54
Figura 11 - Estádios larvais dos 10 gêneros baseados no comprimento do corpo. A= <i>Macrobrachium</i> ; B= <i>Macronema</i> ; C= <i>Campilocya</i> ; D= <i>Leptonema</i> ; E= <i>Cernotina</i> ; F= <i>Macrogynoplax</i> ; G= <i>Caenis</i> ; H= <i>Smicridea</i> ; I= <i>Gomphoides</i> ; H= <i>Heteragrion</i>	56
Figura 12 - Consumo de MOPF entre os estádios larvais de <i>Macrobrachium</i>	57
Figura 13 - Consumo de tecido vegetal entre os estádios larvais de <i>Macrobrachium</i>	57
Figura 14 - Consumo de invertebrados entre os estádios larvais de <i>Leptonema</i>	58
Figura 15 - Consumo de MOPF por substratos dos estádios larvais de <i>Leptonema</i>	58
Figura 16- Consumo de tecido vegetal por substratos dos estádios larvais de <i>Leptonema</i>	59
Figura 17- Consumo de tecido vegetal por substratos dos estádios larvais de <i>Macrogynoplax</i>	59
Figura 18- Consumo de invertebrados por substratos dos estádios larvais de <i>Macrogynoplax</i>	60
Figura 19 - Consumo de MOPF entre os estádios larvais de <i>Smicridea</i>	60
Figura 20 - Consumo de tecido vegetal entre os estádios larvais de <i>Smicridea</i>	61
Figura 21 - Consumo de invertebrados entre os estádios larvais de <i>Gomphoides</i>	61
Figura 22 - Consumo de MOPF por substratos dos estádios larvais de <i>Gomphoides</i>	62
Figura 23 - Consumo de invertebrados por substratos dos estádios larvais de <i>Gomphoides</i>	62

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Áreas de estudo, seus respectivos pontos de coletas e suas coordenadas geográficas.....	24
Tabela 2 - Valores médios e desvios padrões para as variáveis abióticas estudadas nos igarapés da APA Alter do Chão, Pará.	32
Tabela 3 - Valores médios e desvio padrão para as variáveis abióticas estudadas nos igarapés da Flona Tapajós, Pará.....	32
Tabela 4 - Valores médios e desvio padrão para as variáveis abióticas estudadas nos igarapés da bacia do Maicá, Pará.....	32
Tabela 5 - Comparação dos valores médios das variáveis abióticas amostradas nos igarapés da APA Alter do Chão, Flona Tapajós e bacia do Maicá, Pará.	33
Tabela 6 - Abundâncias (Ab.) e frequências de ocorrência dos táxons [FO (%)] coletados em igarapés de Santarém-PA e região, entre período menos chuvoso (julho a setembro/2013) e chuvoso (abril a maio/2014).	34
Tabela 7 - Comparação das abundâncias médias de macroinvertebrados aquáticos entre os períodos sazonais para os igarapés da APA Alter do Chão, Flona Tapajós e bacia do Maicá, no Pará.	38
Tabela 8 - Comparação da riqueza média de invertebrados aquáticos entre períodos sazonais para os dos igarapés da APA Alter do Chão, Flona Tapajós e bacia do Maicá, Pará.	38
Tabela 9 - Teste de Mann-Whitney para os dados de abundâncias de macroinvertebrados dos igarapés das três áreas de estudo APA Alter do Chão, Flona Tapajós e bacia do Maicá, Pará.	38
Tabela 10 - Teste de Mann-Whitney para os dados de riqueza de macroinvertebrados dos igarapés das três áreas de estudo APA Alter do Chão, Flona Tapajós e bacia do Maicá, Pará.	39
Tabela 11 - Teste de Mann-Whitney da Análise de Similaridade dos igarapés das três áreas de estudo APA Alter do Chão, Flona Tapajós e bacia do Maicá, Pará.	40
Tabela 12 - Correlação de Pearson entre variáveis abióticas e variáveis bióticas de macroinvertebrados aquáticos amostrados nos igarapés da APA Alter do Chão, Pará.....	40
Tabela 13 - Correlação de Pearson entre variáveis abióticas e variáveis bióticas de macroinvertebrados aquáticos amostrados nos igarapés da Flona Tapajós, Pará.....	41
Tabela 14 - Correlação de Pearson entre variáveis abióticas e variáveis bióticas de macroinvertebrados aquáticos amostrados nos igarapés da bacia do Maicá, Pará.....	41
Tabela 15 - Correlação das variáveis abióticas com os eixos gerados na análise de correspondência canônica, considerando a fauna de macroinvertebrados e as variáveis abióticas amostradas nos igarapés da APA Alter do Chão, Flona Tapajós e bacia do Maicá..	42
Tabela 16 - Classificação trófica utilizada por MERRITT; CUMMINS; BERG (2008) e nível trófico observado nos dois períodos amostrais, com base na análise de conteúdo estomacal dos táxons coletados nos igarapés amostrados na APA Alter do Chão e Flona Tapajós, Oeste do Pará.	51

Tabela 17 - Comparação do consumo de itens alimentares (%) entre os períodos sazonais para os 10 gêneros mais abundantes dos igarapés da APA Alter do Chão e Fona Tapajós, Oeste do Pará	63
--	----

LISTA DE APÊNDICES

Apêndice A - O USO DE MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS COMO FERRAMENTA DE EDUCAÇÃO AMBIENTAL EM DUAS ESCOLAS MUNICIPAIS DE SANTARÉM-PA.....	81
INTRODUÇÃO.....	81
OBJETIVO	82
Área de Estudo: Microbacia do Igarapé do Urumari.....	83
Coleta dos Macroinvertebrados e Avaliação da qualidade das águas	84
Trabalho nas Escolas	85
RESULTADOS	86
Avaliação do igarapé Urumari.....	86
Sensibilização	86
DISCUSSÃO.....	87
CONCLUSÃO.....	88

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO GERAL	15
2 CARACTERIZAÇÃO DA COMUNIDADE DE MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS E VARIÁVEIS ABIÓTICAS EM IGARAPÉS DE SANTARÉM-PA E REGIÃO.....	20
2.1 INTRODUÇÃO.....	20
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	21
2.3 MATERIAL E MÉTODOS.....	22
2.3.1 Área de Estudo	22
2.3.2 Floresta Nacional do Tapajós	22
2.3.3 Área de Proteção Ambiental Alter do Chão	23
2.3.4 Bacia do lago do Maicá	23
2.3.5 Métodos de Campo.....	28
2.3.5.1 Variáveis Abióticas.....	28
2.3.5.2 Amostragem dos macroinvertebrados aquáticos	29
2.3.5.3 Triagem e identificação dos organismos	30
2.3.5.4 Análise dos Dados	30
2.4 RESULTADOS	31
2.4.1 Variáveis Abióticas.....	31
2.4.2 Macroinvertebrados Aquáticos.....	33
2.5 DISCUSSÃO	43
2.6 CONCLUSÃO.....	45
3 CATEGORIZAÇÃO TRÓFICA DE MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS EM IGARAPÉS DE SANTARÉM-PA E REGIÃO.....	46
3.1 INTRODUÇÃO.....	46
3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	48
3.3 MATERIAIS E MÉTODOS.....	49
3.3.1 Macroinvertebrados aquáticos	49
3.3.2 Análise dos Dados	49
3.4 RESULTADOS	50
3.5 DISCUSSÃO	63
3.6 CONCLUSÃO.....	65
4 - CONSIDERAÇÕES FINAIS	66

APÊNDICE	81
ANEXOS	89

1 INTRODUÇÃO GERAL

A região Amazônica possui a maior bacia hidrográfica do mundo ($7 \times 10^6 \text{ Km}^2$), sendo formada pelo rio Amazonas e por um incontável número de outros rios e pequenos igarapés (SANTOS & FERREIRA, 1999). Com exceção dos rios maiores de águas brancas, cujas nascentes se encontram nas altas cadeias de montanhas andinas, quase todos os rios amazônicos são resultantes da junção de pequenos igarapés que drenam a floresta (WALKER, 1991).

Os igarapés (nome regional no Norte do país para córregos ou riachos) são corpos d'água de pequeno porte, caracterizados pelo leito bem delimitado, meandroso, em geral arenoso, com presença de bancos de folhiços e troncos caídos (LOWE-MCCONNELL, 1999), com correnteza relativamente acentuada, temperatura pouco variável ao longo do ano ($\sim 26^\circ\text{C}$); tendo os cursos médios e superiores cobertos pelo dossel da floresta. Esses elementos associados a floresta de terra-firme criam uma heterogeneidade regional marcante (JUNK, 1983; LIMA & GASCON, 1999), com uma alta diversidade de habitats (ARAÚJO-LIMA et al., 1999), que abriga uma biota diversa ainda pouco conhecida (AGOSTINHO; THOMAS; GOMES, 2005).

O desconhecimento de parte da biota e de processos ecossistêmicos reforça a necessidade e a urgência de estudos sobre a ecologia dos igarapés amazônicos (PROJETO IGARAPÉS, 2016) e, conseqüentemente, de suas condições ambientais, visto que estes são ambientes extremamente vulneráveis às perturbações antropogênicas como desmatamento, construção de estradas, expansão urbana desordenada, represamento, assoreamento e poluição (COUCEIRO; HAMADA; LUZ, 2007; COUCEIRO & HAMADA, 2011). Como consequência destas perturbações, a degradação de igarapés pode comprometer a comunidade de organismos aquáticos, ocasionando até mesmo a extinção de espécies ainda desconhecidas (GOULART & CALLISTO, 2003).

Uma maneira de se avaliar a “saúde” dos ecossistemas aquáticos e, conseqüentemente, a qualidade de suas águas, é o monitoramento, que pode ser físico-químico, biológico ou ambos (BUSS, 2003; BAPTISTA, 2008). Diversos conceitos de indicadores ambientais foram propostos, mas o proposto por Heink e Kowarik (2010, p. 592), devido ao seu caráter abrangente e a interface entre ciência e tomada de decisão é bem pertinente:

Um indicador em estudo e planejamento ambiental é um componente ou uma medida de um fenômeno ambientalmente relevante, usado para descrever ou avaliar condições ambientais, mudanças ambientais ou um conjunto de objetivos.

Nesse sentido, organismos aquáticos vêm sendo utilizados no monitoramento ambiental há aproximadamente um século, onde a premissa básica é que a presença destes em números elevados significa que suas necessidades físicas, químicas e nutricionais estão sendo supridas (JOHNSON; WIEDERHOLM; ROSENBERG, 1993). Assim, os organismos refletem a qualidade do ambiente e podem ser utilizados para indicar efeitos específicos ou complexos, sendo particularmente vantajosos por registrarem continuamente as condições ambientais (BARBOUR et al., 1999).

Bioindicadores podem ser espécies ou ainda grupos de espécies ou comunidades biológicas cuja presença, quantidade e distribuição indicam a magnitude de impactos ambientais em um ecossistema aquático e sua bacia de drenagem (CALLISTO & GONÇALVES, 2002). Nesse sentido, os macroinvertebrados aquáticos têm sido utilizados como indicadores das condições ambientais, em programas de biomonitoramento ambiental, em muitos países como Estados Unidos, Nova Zelândia, Austrália (BAPTISTA, 2008; BUSS; OLIVEIRA; BAPTISPA, 2008).

O termo “macroinvertebrados aquáticos” refere-se aos animais aquáticos invertebrados, cujo tamanho permite sua visualização a olho nu. A maioria deles pertence aos filos Arthropoda (insetos e crustáceos), Mollusca (caracóis e bivalves), Annelida (minhocas e sanguessugas), Nematoda (vermes cilíndricos) e Platyhelminthes (vermes planos) (CUMMINS & KLUG, 1979). Seu tamanho é geralmente maior que 0,22 mm de diâmetro e ficam retidos em malha com abertura que varia de 200 a 500 micrômetros (ROSENBERG & RESH, 1993; ROQUE et al., 2003; MUGNAI; NESSIMIAN; BAPTISTA, 2010; LI et al., 2016). Estes organismos são importantes no fluxo de energia e constituem recurso alimentar de outros insetos, peixes e algumas aves insetívoras, sendo sua distribuição relacionada às características morfológicas, físicas e químicas do hábitat, à disponibilidade de recursos alimentares e ao hábito das espécies (MERRITT & CUMMINS, 1996).

A utilização de macroinvertebrados para biomonitoramento de ecossistemas aquáticos é fundamentada nos seguintes argumentos: 1) a maior parte dos macroinvertebrados são bentônicos (vivem e se alimentam dentro, sobre, e próximo aos sedimentos) e possuem hábito sedentário; 2) apresentam ciclos de vida relativamente curtos em relação aos ciclos dos peixes e irão portanto refletir mais rapidamente as modificações do ambiente através de mudanças na estrutura das populações e comunidades; 3) as comunidades de macroinvertebrados bentônicos apresentam elevada diversidade biológica; e 4) formam elo entre os produtores primários e servindo como alimento para muitos peixes, além de apresentar papel importante no processamento de matéria orgânica e ciclagem de nutrientes (ROSENBERG & RESH,

1993). Muitos desses organismos são sensíveis às variações físicas e químicas que ocorrem nos corpos hídricos. E suas características morfofisiológicas, fácil visualização e identificação atribuem a estes organismos uma grande capacidade de bioindicação de qualidade ambiental (HEPP & RESTELLO, 2007).

Os primeiros estudos com biomonitoramento no Brasil datam do início dos anos 90, quando começam a ser utilizados macroinvertebrados como bioindicadores da qualidade da água (BARBOSA, 1994; TUNDISI & BARBOSA, 1995). Inicialmente, foram medidos, nesses estudos, os intervalos de tolerância de organismos bentônicos que viviam em rios do estado de Minas Gerais em diferentes níveis de sabroidade da água (JUNQUEIRA & CAMPOS, 1991). Ainda na década de 90 foram também realizados estudos da distribuição de macroinvertebrados em um lago amazônico (lago do Batata) no Pará impactado por rejeitos de bauxita (CALLISTO & ESTEVES, 1995, 1996).

Alguns estudos com macroinvertebrados como bioindicadores resultaram em índices monométricos (e.g. MUGNAI et al., 2008, JUNQUEIRA; FRIEDRICH; PEREIRA DE ARAUJO, 2010), multimétricos (e.g. BAPTISTA et al., 2007) ou multivariados preditivos (e.g. MORENO et al., 2009; MOLOZZI et al., 2012 para reservatórios). Muitos destes índices incluem como métrica um ou mais grupos funcionais tróficos (GFTs), especialmente fragmentadores, filtradores e coletor-apanhadores (p. ex. JUNQUEIRA & CAMPOS, 1998; JUNQUEIRA et al., 2000; SILVEIRA et al., 2005; BAPTISTA et al., 2007; MUGNAI et al., 2008; COUCEIRO et al., 2012).

A estrutura trófica complementa informações de composição taxonômica (STATZNER; HILDREW; RESH, 2001), uma vez que as comunidades variam em composição entre locais, mas as espécies possuem correspondentes tróficos em quaisquer localidades de estudo, garantindo assim que processos ecológicos realizados por um determinado grupo trófico sejam mantidos. Além de representar as condições tróficas do ambiente e de outros atributos ecossistêmicos (e.g. relação entre matéria orgânica grossa e fina) sem a necessidade de medi-los (MERRITT et al., 2002; CUMMINS; MERRITT; ANDRADE, 2005).

Porém, para a região tropical a classificação em grupos funcionais tróficos, ou grupos tróficos, precisa ser vista com cautela (CALLISTO & ESTEVES, 1998; CHESHIRE; BOYERO; PEARSON, 2005, TOMANOVA; GOITIA; HELESIC, 2006; FERREIRA et al., 2015), pois considerando diferenças nas disponibilidades de recursos alimentares, temperatura e outras variáveis entre ambientes temperados para onde a classificação foi moldada e o ambiente de clima tropical, esta pode não ser adequada. Essas diferenças inclusive

justificariam uma baixa densidade de fragmentadores, em ecossistemas de regiões tropicais. Assim, a grande importância dos insetos na estrutura trófica de riachos, em contraste com os dados escassos disponíveis, na literatura sobre seus hábitos alimentares, indica a necessidade de estudos sobre este assunto na região tropical (MOTTA & UIEDA, 2004; LI & DUDGEON 2008; DOCILE, 2014), de modo que se torne uma ferramenta cada vez mais eficiente para o monitoramento ambiental.

Apesar da ressalva acima, devido ao seu potencial bioindicador e facilidade de coleta e identificação de muitos táxons de macroinvertebrados, esse grupo vem sendo utilizado como ferramenta de educação ambiental para proteção de mananciais e sensibilização de crianças e jovens sobre a importância ecológica de preservação dos recursos hídricos. No Brasil, guias (cartilhas ou manuais) como de Sonoda (2009) e de Nascimento e Hamada (2012) abordam a temática de educação ambiental, envolvendo os organismos aquáticos e sua interação com o ambiente, no qual ressaltam a importância da temática ser cada vez mais trabalhada em todos os âmbitos de ensino, principalmente, nas escolas de ensino básico e médio.

Tendo exposto a importância dos macroinvertebrados para os sistemas aquáticos, inclusive seu uso como ferramenta de biomonitoramento e de educação ambiental, essa Tese versa sobre três temáticas: 1) a avaliação da qualidade das águas de igarapés de Santarém-PA e região, baseada em variáveis abióticas e na fauna de macroinvertebrados; 2) A caracterização trófica de macroinvertebrados aquáticos baseada em uma análise do conteúdo estomacal; e 3) O uso de macroinvertebrados aquáticos na sensibilização de alunos de escolas de ensino fundamental na cidade de Santarém, como um relato de experiência. Essas temáticas estão embutidas nos alicerces do Programa de Pós-Graduação Sociedade Natureza e Desenvolvimento (Figura 1).

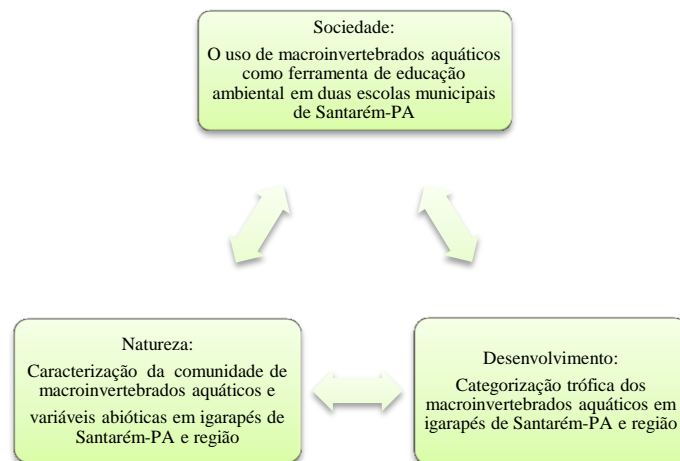


Figura 1 - Associação da temática abordada na presente Tese com o PPG-SND.

1.1 OBJETIVO GERAL

Analisar a comunidade de macroinvertebrados aquáticos e variáveis abióticas visando o biomonitoramento das águas de igarapés de Santarém-PA e região, a caracterização trófica destes organismos e promoção de educação ambiental para crianças em idade escolar.

2 CARACTERIZAÇÃO DA COMUNIDADE DE MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS E VARIÁVEIS ABIÓTICAS EM IGARAPÉS DE SANTARÉM-PA E REGIÃO.

2.1 INTRODUÇÃO

As sociedades humanas dependem dos recursos hídricos não apenas para satisfação de suas necessidades domésticas, agrícolas e industriais, mas também para saúde e bem-estar (COPPATI; SCHIRMER; MACHADO, 2010). Assim, a proteção dos mananciais deve ter uma alta prioridade, na sociedade moderna (GOULART & CALLISTO, 2003). Sendo para isso necessário o estudo dos ecossistemas aquáticos e de sua biota, com a finalidade de planejamento de uso, manutenção ou recuperação (CARDOSO & NOVAES, 2013).

A qualidade das águas superficiais depende do clima, da litologia da região, da vegetação circundante e da influência do homem. A expressão “qualidade da água” não se refere a um grau de pureza absoluto ou mesmo próximo do absoluto, mas sim a um padrão tão próximo quanto possível do “natural”. Isto é, da água tal como se encontra nos rios e nascentes sem interferência humana (ESPÍNDOLA et al., 2000).

A habilidade de proteger os ecossistemas depende da capacidade de distinguir os efeitos das ações humanas das variações naturais (CAIRNS JR.; McCORMICK; NIEDERLEHNER, 1993). Nos ambientes naturais, as características das águas tendem a ser bem estabelecidas, sofrendo apenas variações sazonais que se repetem regularmente ao longo do tempo, alterando muito lentamente esta condição à medida que o sistema evolui. Assim, o biomonitoramento pode ser utilizado sistematicamente, prevendo respostas de organismos vivos às mudanças ocorridas no ambiente, geralmente causadas por ações antrópicas (MATTHEWS; BUIKEMA; CAIRNS JR., 1982).

Rios e igarapés são os ecossistemas mais ameaçados em todo o mundo devido à pressão humana associada a atividade urbana, industrial ou agrícola e, por outros desequilíbrios resultantes do desmatamento, poluição e do uso indevido do solo (ALLAN & CASTILLO, 2007; MALONEY & WELLER, 2011). Os diversos impactos antrópicos incluem assoreamento, introdução de espécies exóticas, eutrofização artificial, homogeneização da calha do rio, construção de barragens, aumento do desmatamento e extração de recursos naturais (GOULART & CALLISTO, 2003; HALL; KILLEN; ANDERSON, 2006).

Todas essas atividades antrópicas ocorrem na Amazônia (COUCEIRO et al., 2010). Nos centros urbanos, em geral, os cursos d'água recebem aporte de esgotos domésticos e industriais *in natura*, além de sedimentos e lixo, resultando na modificação da sua estrutura física, química e biológica (SILVA, 2007; COUCEIRO et al., 2006, 2007). Tais impactos diminuem consideravelmente a biodiversidade de macroinvertebrados aquáticos presentes nos ecossistemas, modificando a biota e ocasionando desequilíbrio ecológico (COUCEIRO et al., 2007; MENEZES, 2016).

Macroinvertebrados aquáticos são os organismos mais usados, em programas de monitoramento, em todo o mundo por apresentarem respostas identificáveis a impactos múltiplos ou específicos, difusos ou pontuais, podendo ser estabelecidas relações de causa-efeito entre os estressores ambientais e a composição e estrutura desta comunidade (ROSENBERG & RESH 1993, BARBOUR et al., 1999). Mas para seu uso é necessário conhecer a estrutura das comunidades e como elas são influenciadas por fatores abióticos, em escalas diferentes (regionais e locais), tanto em um trecho de um único rio, quanto em microbacias, visando entender a dinâmica das comunidades, na bacia como um todo (BAPTISTA et al., 2014).

Informações essas necessárias à ações de gestão, recuperação e conservação dos sistemas aquáticos. As pressões antrópicas são crescentes sobre esses sistemas sensíveis e vulneráveis. A degradação ocorre aliada a falta de conhecimento, pois não podemos proteger ou manejar aquilo que desconhecemos (COUCEIRO & HAMADA, 2011).

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Comparar as variáveis físico-químicas dos igarapés amostrados entre período chuvoso e menos chuvoso nas áreas de estudo Alter do Chão, Flona Tapajós e a bacia do Maicá;
- Comparar a APA Alter do Chão, a Flona Tapajós e a bacia do Maicá, utilizando variáveis físico-químicas dos igarapés;
- Comparar a riqueza e a abundância de macroinvertebrados entre período chuvoso e menos chuvoso nas áreas de estudo;
- Comparar a APA Alter do Chão, a Flona Tapajós e a bacia do Maicá utilizando a riqueza, a abundância e a composição de macroinvertebrados aquáticos;

- Investigar a influência das variáveis abióticas sobre a riqueza e a abundância dos macroinvertebrados aquáticos de igarapés da APA Alter do Chão, Flona Tapajós e bacia do Maicá nos períodos amostrais menos chuvoso e chuvoso;

-Verificar a influência das variáveis abióticas sobre a composição de macroinvertebrados aquáticos da APA Alter do Chão, Flona Tapajós e bacia do Maicá.

2.3 MATERIAL E MÉTODOS

2.3.1 Área de Estudo

O estudo foi realizado na região do baixo Tapajós e médio Amazonas compreendendo 22 igarapés de Santarém e arredores, sendo quatro pertencentes a bacia do lago Maicá, nove na Floresta Nacional (Flona) do Tapajós e nove na Área de Proteção Ambiental (APA) Alter do Chão (Tabela 1, Figuras 2 a 5). As coletas foram realizadas nos períodos menos chuvoso (julho a setembro de 2013) e chuvoso (abril e maio de 2014).

De acordo com a classificação Köppen, o clima da região é do tipo Ami, quente e úmido, conforme, com temperatura média anual entre 25 e 26°C, umidade relativa superior a 80% durante todo o ano e, aproximadamente, 2.000 mm anuais de precipitação pluvial, com período de estiagem (precipitações menores que 60 mm) de quatro meses (SILVA et al., 2012).

2.3.2 Floresta Nacional do Tapajós

A Floresta Nacional do Tapajós está localizada no Oeste do Pará, entre os municípios de Belterra, Aveiro, Placas e Rurópolis. Possui limites a Oeste com o rio Tapajós, a Leste com a BR-163 (rodovia Santarém-Cuiabá), ao Sul com o rio Cupari e ao Norte com o paralelo que cruza o km 50 da rodovia Santarém-Cuiabá (BR-163) (SILVA, 2009).

A Flona Tapajós foi criada pelo decreto nº 73.684 de 19 de fevereiro de 1974 (SILVA, 2009), sendo a primeira unidade de conservação criada com categoria de manejo florestal no Brasil (IBAMA, 2004), compreendendo aproximadamente 527.000 hectares (ICMBio, 2014), com cobertura vegetal de espécies predominantemente nativas, onde tipo vegetacional predominante é a floresta tropical densa. A Flona Tapajós possui uma ampla rede hidrográfica com um divisor de águas de duas bacias, que deságuam no rio Tapajós a Oeste e no rio Curuá-

Una a Leste. O objetivo básico desta área é o uso múltiplo sustentável dos recursos florestais e a pesquisa científica, com ênfase em método para exploração sustentável (SNUC, 2004).

2.3.3 Área de Proteção Ambiental Alter do Chão

Semelhantemente às Flonas, as Áreas de Proteção Ambiental (APAs) disciplinam as atividades humanas de forma a proporcionar o uso sustentável dos recursos naturais e a qualidade ambiental para as comunidades locais, por meio de planos de manejo e zoneamento, incluindo áreas de proteção integral da vida silvestre (RYLANDS & BRANDON, 2005). Assim, a APA Alter do Chão foi criada pelo Decreto Lei Nº 17.771 de 02 de julho de 2003 com objetivo de proteção da diversidade biológica, os recursos hídricos e o patrimônio natural, assegurando o caráter sustentável da ação antrópica na região, com particular ênfase, na melhoria das condições de sobrevivência e qualidade de vida dos habitantes da APA e entorno (SANTARÉM, 2003).

A APA Alter do Chão localiza-se na região do Eixo Forte, no distrito de Alter do Chão entre os municípios de Santarém (RENTE, 2006) e Belterra, também no Oeste do Pará. Esta unidade de conservação compreende uma área de 16.180 ha e apresenta os seguintes limites: Norte - margem direita do rio Tapajós; Sul - APA Aramanai e Igarapé Jurutui, Leste - Gleba Mojui dos Campos e, Oeste - margem direita do rio Tapajós (SANTARÉM, 2003).

Na APA Alter do Chão, encontra-se a bacia sedimentar da Formação Alter do Chão, associada ao aquífero que recebeu o mesmo nome, considerado como um dos maiores reservatórios subterrâneos de água do planeta. A região apresenta cobertura vegetal de floresta semidecídua e manchas de savana (CARVALHO, 2008; VASCONCELOS et al., 2008).

2.3.4 Bacia do lago do Maicá

A Região do lago do Maicá é constituída por águas de origem dos rios Tapajós em confluência com rio Amazonas. A região do Maicá é constituída por 21 comunidades, algumas na área urbana de Santarém. É uma região de várzea, com predomínio de terras que inundam periodicamente de dezembro a maio e áreas de terra firme que se estendem na região de planalto, possui aproximadamente 161 Km² de área aquática (ISAAC & CERDEIRA, 2004). O lago do Maicá integra a região Ituqui/Maicá, a qual sua confluência com o paraná do Ituqui, se dá a 30 Km a jusante da cidade de Santarém. A “grande área do Maicá” integra uma região marcada pela zona de transição entre a área urbana periférica e rural do Município de Santarém, com a presença histórica de comunidades ribeirinhas e quilombolas, além de ser

reconhecidamente um local da pesca tradicional, do turismo e um espaço de preservação ambiental (SANTARÉM, 2004, 2006).

Tabela 1 - Áreas de estudo, seus respectivos pontos de coletas e suas coordenadas geográficas.

Áreas	Pontos/Igarapés	Latitude (S)	Longitude (O)
APA Alter do Chão	P1 - Baruca	02°33'11,5"	54°54'27,6"
	P2 - Sonrisal	02°33'28,7"	54°54'26,6"
	P3 - Jutuarana	02°34'49,1"	54°50'43,6"
	P4 - Nascente do Sonrisal	02°30'07,9"	54°50'01,5"
	P5 - Tabajara	02°28'18,5"	54°52'22,2"
	P6 - Jatobá	02°28'38,4"	54°54'16,4"
	P7 - Santa Luzia	02°30'07,9"	54°50'01,5"
	P8 - Jurupari	02°28'18,5"	54°52'22,2"
	P9 - Macaco	02°28'38,4"	54°54'16,4"
Flona Tapajós	P10 - Branco	02°49'26,9"	55°00'40,6"
	P11 - Jutuarana da Flona	03°02'50,9"	54°59'32,9"
	P12 - Maguari	03°06'15,7"	55°05'23,2"
	P13 - Corredor Ecológico	03°06'59,2"	55°03'54,1"
	P14 - São Jorge	03°15'39,5"	54°57'22,4"
	P15 - Moju	03°23'26,2"	54°56'26,7"
	P16 - Onça	03°33'48,9"	54°52'26,3"
	P17 - Água Preta	03°59'30,6"	54°53'28,3"
	P18 - Pau Furado	04°00'52,5"	55°03'24,1"
Bacia do lago Maicá	P19 - Jacaré	02°32'47,7"	54°37'36,3"
	P20 - Carará 2	02°30'39,9"	54°39'54,7"
	P21 - Carará 1	02°32'04,9"	54°38'31,4"
	P22- Diamantino	02°32'20,3"	54°38'53,2"

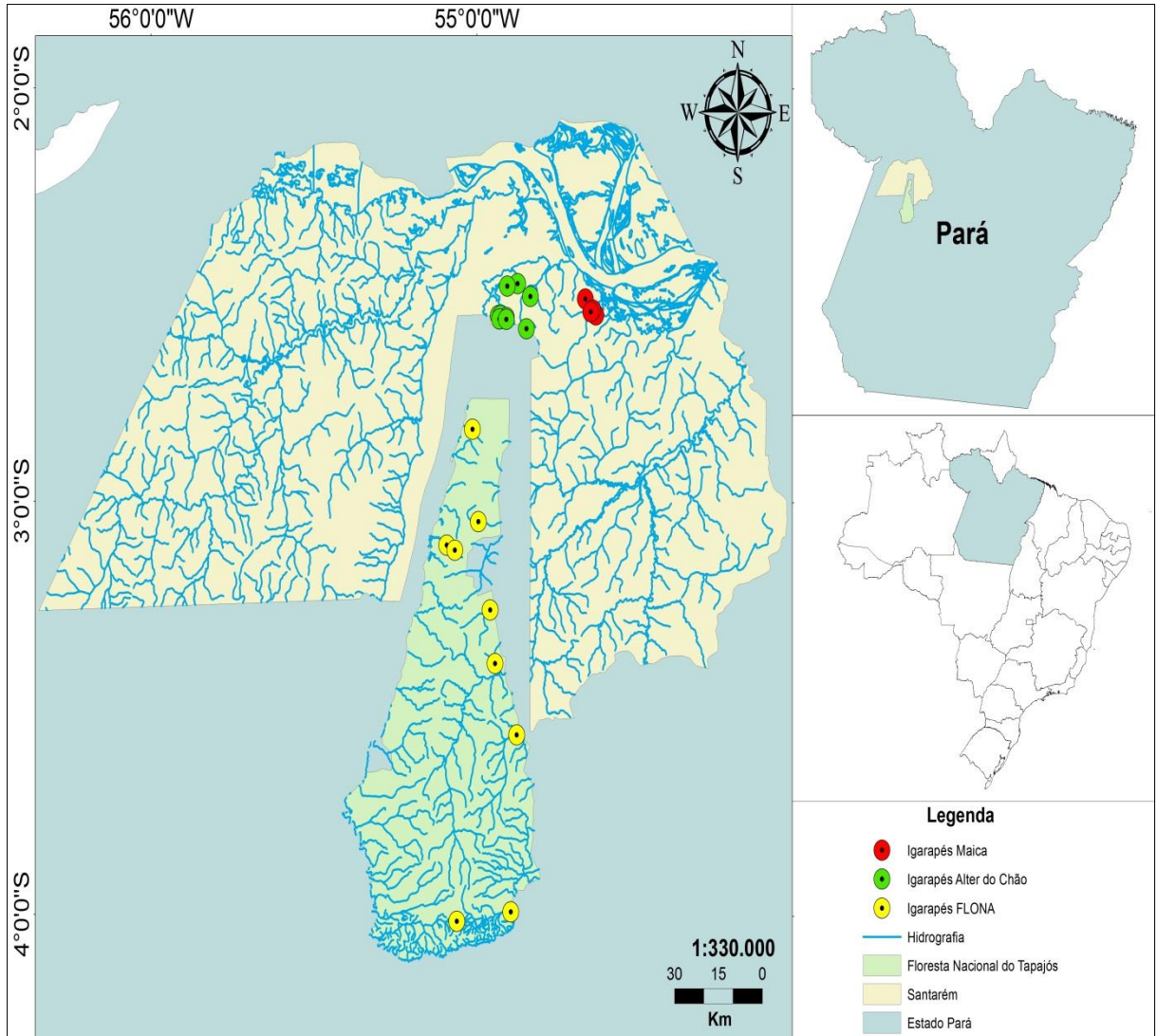


Figura 2 - Localização dos igarapés nas três áreas de coletas.



Figura 3 - Imagens dos igarapés amostrados na APA Alter do Chão, Santarém/PA.



Figura 4 - Imagens dos igarapés amostrados na Flona Tapajós, Oeste do Pará.



Figura 5 - Imagens dos igarapés amostrados na bacia do Maicá, Santarém/PA.

2.3.5 Métodos de Campo

2.3.5.1 Variáveis Abióticas

Em cada igarapé foram realizadas medições de variáveis abióticas em três pontos equidistantes 20 m, correspondendo aos pontos 1º, 3º e 5º das coletas dos macroinvertebrados. A velocidade (m/s) da água foi medida pelo método do flutuador que consiste em medir o tempo de deslocamento de um objeto flutuante por uma distância conhecida. As medidas de largura (margem a margem) e de profundidade foram realizadas com trena ou régua métrica. A vazão média foi obtida pela fórmula: $vazão = largura \times profundidade \times velocidade \text{ da correnteza}$.

A temperatura e o oxigênio dissolvido foram medidos por um oxímetro portátil (Oakton, modelo DO 110), enquanto o pH e a condutividade elétrica foram medidos com um potenciômetro/conduvímeter portátil (Oakton, model waterproof pH/con 10 m).

Para determinar a abertura de dossel sobre os igarapés, foram realizados registros fotográficos com auxílio de uma máquina fotográfica em direção ao céu a uma distância aproximadamente de 70 cm da coluna d'água. Posteriormente, as fotografias coloridas foram

convertidas em preto e branco com auxílio do programa Adobe Photoshop CS4 utilizando a função *limiar* e a partir dessa transformação foi obtida a medida de abertura de dossel com a porcentagem de pixels brancos de cada fotografia (Figura 6a-b).



Figura 6 – Exemplo de fotografias antes (a) e após a classificação para estimar a porcentagem da abertura do dossel (b) de um dos igarapés amostrados.

2.3.5.2 Amostragem dos macroinvertebrados aquáticos

Para a amostragem de macroinvertebrados, foram estabelecidos em cada igarapé trechos de 50 m, com amostras de réplicas em diferentes substratos (na areia, no cascalho, de baixo de troncos e raízes e folhiços submersos), permitindo obter um conjunto de exemplares mais representativos da fauna local (Figura 7). O tipo de substrato foi classificado em: areia, argila, tronco (madeiras com diâmetro acima de 10 cm), folhiço (composta de folhas e pequenos galhos), cascalho, raiz.

As coletas foram realizadas com auxílio de uma rede entomológica (*D - frame net*) conhecida como rapiché, com 450 cm² de área e malha de 1 mm². Após cada coleta, ainda em campo os macroinvertebrados foram acondicionados em frascos com álcool etílico hidratado (96%).

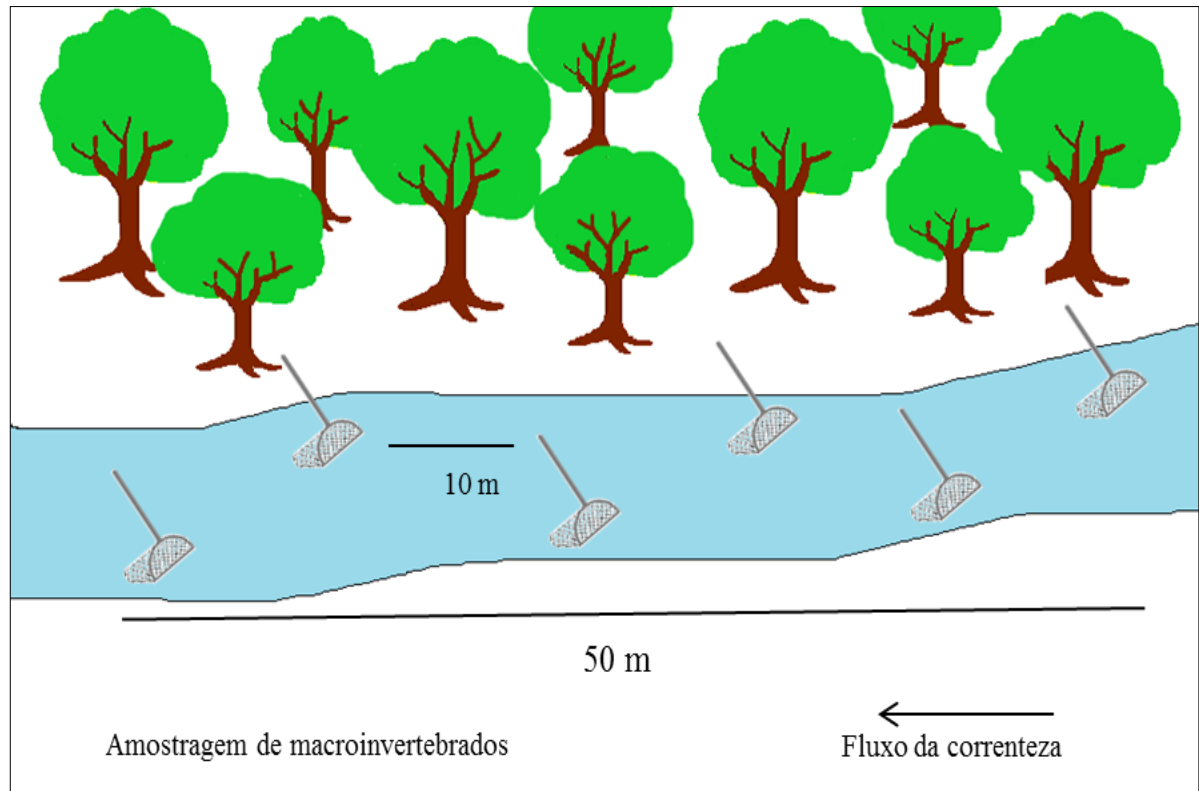


Figura 7 - Esquema de coleta dos macroinvertebrados nos igarapés.

2.3.5.3 Triagem e identificação dos organismos

No laboratório, as amostras coletadas foram triadas e os macroinvertebrados foram identificados até os níveis de família e gênero, seguido da contagem de indivíduos, com auxílio de um microscópio estereoscópico (Zeiss, modelo Stemi 2000). Para a identificação, foram utilizadas chaves especializadas da literatura (e.g. CUMMINS; MERRITT; ANDRADE, 2005, MERRITT; CUMMINS; BERG, 2008; PES; HAMADA; NESSIMIAN, 2005; HAMADA & FERREIRA-KEPPLER, 2012; HAMADA; NESSIMIAN; QUERINO, 2014).

2.3.5.4 Análise dos Dados

A riqueza média foi obtida pela contagem de táxons por amostra em cada igarapé. A abundância média pela contagem de indivíduos por amostra.

Para avaliar se as variáveis abióticas, se a riqueza e se a abundância se diferenciavam entre os períodos sazonais por área de estudo foi utilizado teste-t pareado. Foram utilizados testes não paramétricos Kruskal-Wallis seguido de teste de Mann-Whitney com correção de

Bonferroni, para comparar as médias das variáveis abióticas, abundância e riqueza dos macroinvertebrados entre as três áreas de coletas (APA Alter do Chão, Flona Tapajós e bacia do Maicá).

A composição (estrutura taxonômica) da fauna de macroinvertebrados foi obtida pelos dois primeiros eixos gerados, em uma Análise de Coordenadas Principais (ACoP). Junto a ACoP foi realizada uma Análise de Similaridades (ANOSIM) utilizando distância Bray-Curtis para inferir possíveis diferenças, na composição de macroinvertebrados entre as três áreas de estudo (APA Alter do Chão, Flona Tapajós e bacia do Maicá).

Para verificar as possíveis correlações das variáveis abióticas com os dados de riqueza e de abundância dos macroinvertebrados, foram utilizadas correlações de Pearson. Uma Análise de Correspondência Canônica (ACC) com dados transformados para $\log(x + 1)$ e utilizando distância de Bray-Curtis foi realizada para determinar as relações das variáveis abióticas com a composição dos macroinvertebrados. O nível de correlação das matrizes abióticas e bióticas utilizadas foi checada por Monte Carlos com 999 randomizações.

As análises foram realizadas com auxílio dos programas STATISTICA (v. 10.0), PAST (HAMMER; HARPER; RYAN, 2001).

2.4 RESULTADOS

2.4.1 Variáveis Abióticas

Os igarapés estudados apresentaram pequenas larguras, profundidades e velocidades, baixos valores de pH, baixa condutividade elétrica e moderada concentração de oxigênio dissolvido (Tabelas 2 a 4). Fazendo uma comparação dessas variáveis entre períodos sazonais, somente as variáveis velocidade, profundidade e largura apresentaram diferenças significativas entre períodos na APA Alter do Chão (Tabela 2), com a velocidade, largura e a profundidade maiores no período menos chuvoso. Para a Flona Tapajós, não houve diferença significativa entre as variáveis abióticas (Tabela 3) entre períodos e, para os igarapés da Bacia do Maicá somente houve diferença significativa para a variável temperatura, sendo a temperatura maior no período menos chuvoso (Tabela 4).

Tabela 2 - Valores médios e desvios padrões para as variáveis abióticas estudadas nos igarapés da APA Alter do Chão, Pará.

Variáveis abióticas	Períodos		Estatística		
	Menos chuvoso	Chuvoso	t	p	gl
pH	4,73 ± 0,27	4,75 ± 0,21	-0,51	0,62	8
Temperatura (°C)	25,99 ± 1,38	26,28 ± 1,04	-1,22	0,25	8
Condutividade elétrica (µS/cm)	16,29 ± 5,72	15,98 ± 5,49	0,96	0,36	8
Oxigênio dissolvido (mg/L)	4,19 ± 1,76	4,73 ± 1,07	-0,90	0,39	8
Velocidade do fluxo (m/s)	0,20 ± 0,12	0,33 ± 0,08	-3,37	0,01	8
Profundidade (m)	0,28 ± 0,10	0,18 ± 0,08	3,02	0,01	8
Largura (m)	1,37 ± 0,52	1,75 ± 0,51	-2,85	0,02	8
Vazão (m ³ /s)	0,09 ± 0,12	0,11 ± 0,06	-0,68	0,51	8
Abertura de Dossel (%)	10,12 ± 3,03	11,12 ± 1,54	-0,85	0,41	8

Nota: Valor em negrito significativo a 0,05.

Tabela 3 - Valores médios e desvio padrão para as variáveis abióticas estudadas nos igarapés da Flona Tapajós, Pará.

Variáveis abióticas	Períodos		Estatística		
	Menos chuvoso	Chuvoso	t	p	gl
pH	4,89 ± 0,50	4,97 ± 0,43	-1,33	0,21	8
Temperatura (°C)	25,23 ± 0,69	25,21 ± 0,54	0,10	0,91	8
Condutividade elétrica (µS/cm)	18,15 ± 3,45	18,39 ± 3,77	-0,22	0,83	8
Oxigênio dissolvido (mg/L)	5,31 ± 0,75	5,79 ± 0,77	-2,19	0,06	8
Velocidade do fluxo (m/s)	0,21 ± 0,14	0,32 ± 0,10	-2,17	0,06	8
Profundidade (m)	0,23 ± 0,15	0,32 ± 0,25	-1,23	0,25	8
Largura (m)	2,17 ± 1,78	2,23 ± 1,34	-0,11	0,91	8
Vazão (m ³ /s)	0,16 ± 0,27	0,34 ± 0,54	-1,11	0,29	8
Abertura de Dossel (%)	9,42 ± 2,14	8,28 ± 1,92	1,75	0,11	8

Tabela 4 - Valores médios e desvio padrão para as variáveis abióticas estudadas nos igarapés da bacia do Maicá, Pará.

Variáveis abióticas	Períodos		Estatística		
	Menos chuvoso	Chuvoso	t	p	gl
pH	4,84 ± 0,36	4,86 ± 0,17	-0,15	0,88	3
Temperatura (°C)	26,13 ± 0,32	25,53 ± 0,38	3,56	0,03	3
Condutividade elétrica (µS/cm)	18,62 ± 2,11	16,54 ± 2,77	1,22	0,31	3
Oxigênio dissolvido (mg/L)	5,68 ± 1,72	4,85 ± 0,36	1,18	0,32	3
Velocidade do fluxo (m/s)	0,30 ± 0,11	0,39 ± 0,10	-1,52	0,22	3
Profundidade (m)	0,41 ± 0,27	0,42 ± 0,28	-0,87	0,44	3
Largura (m)	2,19 ± 0,94	2,49 ± 0,50	-1,01	0,38	3
Vazão (m ³ /s)	0,38 ± 0,39	0,45 ± 0,42	-1,68	0,19	3
Abertura de Dossel (%)	13,58 ± 3,74	7,41 ± 1,60	2,65	0,07	3

Nota: Valor em negrito significativo a 0,05.

Ainda sobre as variáveis abióticas dos igarapés, agora independente do período sazonal, comparando as áreas de estudo entre si, as variáveis não apresentaram diferenças significativas (Tabela 5).

Tabela 5 - Comparação dos valores médios das variáveis abióticas amostradas nos igarapés da APA Alter do Chão, Flona Tapajós e bacia do Maicá, Pará.

Variáveis abióticas	APA	Flona	Maicá	Estatística	
				Hc	p
pH	4,74 ± 0,23	4,93 ± 0,46	4,85 ± 0,26	1,03	0,59
Temperatura (°C)	26,13 ± 1,16	25,22 ± 0,60	25,83 ± 0,46	5,64	0,06
Condutividade elétrica (µS/cm)	16,14 ± 5,29	18,27 ± 3,50	17,58 ± 2,54	1,70	0,42
Oxigênio dissolvido (mg/L)	4,46 ± 1,40	5,55 ± 0,78	5,26 ± 1,23	5,62	0,06
Velocidade do fluxo (m/s)	0,26 ± 0,12	0,26 ± 0,13	0,34 ± 0,11	2,54	0,28
Profundidade (m)	0,23 ± 0,10	0,28 ± 0,21	0,42 ± 0,26	1,33	0,51
Largura (m)	1,56 ± 0,52	2,20 ± 1,53	2,34 ± 0,72	3,87	0,14
Vazão (m³/s)	0,10 ± 0,09	0,25 ± 0,43	0,41 ± 0,38	3,56	0,16
Abertura de Dossel (%)	10,62 ± 2,32	8,85 ± 2,06	10,49 ± 4,24	3,88	0,14

2.4.2 Macroinvertebrados Aquáticos

Nos 22 igarapés estudados, foi observada uma abundância total de 34.933 indivíduos, tendo como riqueza 133 táxons, distribuídos em 14 ordens: Blattaria, Isopoda, Collembola, Neuroptera, Decapoda, Ephemeroptera, Odonata, Plecoptera, Hemiptera, Coleoptera, Megaloptera, Trichoptera, Lepidoptera e Diptera (Tabela 6). A abundância de macroinvertebrados para os igarapés da APA Alter do Chão foi de 1.110,33 indivíduos, para os igarapés da Flona Tapajós foi 695,05 indivíduos e para os igarapés da bacia do Maicá foi 313,50 indivíduos.

A família Chironomidae (Diptera) foi o táxon mais abundante nas três áreas de estudo. Da abundância total de indivíduos dos igarapés da APA Alter do Chão a família Chironomidae foi representada por 12.664 indivíduos (63%), para o total de indivíduos da Flona Tapajós, Chironomidae foi representada por 7.768 indivíduos (62%) e para o total da fauna dos igarapés da bacia do Maicá o referido táxon foi representado por 1.093 indivíduos (43%).

Tabela 6 - Abundâncias (Ab.) e frequências de ocorrência dos táxons [FO (%)] coletados em igarapés de Santarém-PA e região, entre período menos chuvoso (julho a setembro/2013) e chuvoso (abril a maio/2014).

Táxons		Menos chuvoso		Chuvoso		n° ind.	
		Ab.	FO (%)	Ab.	FO (%)		
Odonata							
	Calopterygidae	<i>Hetaerina</i>	19	40,90	24	59,10	43
	Coenagrionidae		0	0,00	1	4,50	1
		<i>Enallagma</i>	5	18,20	7	27,30	12
		<i>Argia</i>	18	27,30	16	36,40	34
		<i>Nehalennia</i>	0	0,00	5	13,60	5
		<i>Ischnura</i>	2	4,50	12	13,60	14
	Corduliidae		0	0,00	3	13,60	3
		<i>Aeschnossoma</i>	35	77,30	35	45,50	70
		<i>Neocordulia</i>	51	72,70	89	54,50	140
	Dicteriadidae	<i>Heliocharis</i>	2	9,10	0	0,00	2
	Gomphidae		3	9,10	5	18,20	8
		<i>Gomphoides</i>	187	95,50	251	90,90	438
		<i>Epigomphus</i>	36	40,90	41	40,90	77
		<i>Agriogomphus</i>	20	54,50	13	22,70	33
		<i>Phyllogomphoides</i>	32	40,90	53	45,55	85
		<i>Phyllocycla</i>	23	50,00	15	31,80	38
		<i>Progomphus</i>	2	9,10	5	4,50	7
		<i>Zonophora</i>	1	4,50	1	4,50	2
	Libellulidae		7	22,70	0	0,00	7
		<i>Macrothemis</i>	0	0,00	1	4,50	1
		<i>Perithemis</i>	10	31,80	1	4,50	11
	Megapodagrionidae	<i>Heteragrion</i>	31	54,50	25	54,50	56
	Perilestidae	<i>Perilestes</i>	2	9,10	5	18,20	7
	Polythoridae	<i>Chalcopteryx</i>	8	18,20	14	27,30	22
	Protoneuridae	<i>Epipleoneura</i>	37	59,10	38	50,00	75
		<i>Protoneura</i>	0	0,00	1	4,50	1
Blattaria							
	Blaberidae		40	50,00	71	63,60	111
Collembola							
			0	0,00	3	30,00	3
Nematoda							
			0	0,00	1	4,50	1
Isopoda							
			0	0,00	1	4,50	1
Ephemeroptera							
	Baetidae		15	27,30	87	77,30	102
	Caenidae	<i>Caenis</i>	122	72,70	142	72,70	264
	Euthyplociidae	<i>Campylocia</i>	308	77,30	416	95,50	724
	Leptohyphidae		25	9,10	1	4,50	26
		<i>Tricorythopsis</i>	4	13,60	13	27,30	17
	Leptophlebiidae		312	81,80	334	90,90	646
		<i>Hagenulopsis</i>	4	13,60	30	50,00	34

		<i>Askola</i>	3	9,10	5	13,60	8
		<i>Miroculis</i>	7	22,70	23	36,40	28
	Polymirtacydae	<i>Campsurus</i>	0	0,00	3	13,60	3
Neuroptera							
	Sisyridae		2	9,10	0	0,00	2
Diptera							
	Ceratopogonidae		674	100,00	846	100,00	1520
	Chaoboridae		2	9,10	2	9,100	4
	Chironomidae		12160	100,00	9275	100,00	21435
	Culicidae		5	13,60	5	22,70	10
	Dolichopodidae		1	4,50	2	4,50	3
	Empididae		13	27,30	13	40,90	26
	Ephydriidae		2	4,50	1	4,50	3
	Psychodidae		23	40,90	38	45,50	61
	Simuliidae		30	40,90	96	59,10	126
	Syrphidae		2	9,10	1	4,50	3
	Tabanidae		80	54,50	28	36,40	108
	Tipulidae		779	100,00	435	100,00	1214
Megaloptera							
	Corydalidae	<i>Corydalus</i>	9	31,80	15	40,90	24
Trichoptera							
	Ecnomidae	<i>Austrotinodes</i>	19	27,30	15	45,50	34
	Glossomatidae	<i>Itaura</i>	13	22,70	8	31,80	21
	Polycentropodidae		5	18,20	3	13,60	8
		<i>Nyctiophylax</i>	16	18,20	16	22,70	32
		<i>Polyplectropus</i>	12	22,70	19	18,20	31
		<i>Cernotina</i>	135	95,50	177	72,70	312
		<i>Cyrnellus</i>	4	13,60	2	9,10	6
	Helicopsychidae		0	0,00	1	4,50	1
		<i>Helicopsyche</i>	10	13,60	3	9,10	13
	Hydrobiosidae	<i>Atopsyche</i>	1	4,50	0	0,00	1
	Leptoceridae		23	18,20	3	9,10	26
		<i>Nectopsyche</i>	38	50,00	31	50,00	69
		<i>Oecetis</i>	37	40,90	16	50,00	53
		<i>Triplectides</i>	14	27,30	6	13,60	20
		<i>Amazonatolica</i>	0	0,00	14	9,10	14
	Hydropsychidae		13	31,80	16	22,70	29
		<i>Macronema</i>	413	95,50	462	95,50	875
		<i>Smicridea</i>	81	68,20	198	72,70	279
		<i>Leptonema</i>	255	77,30	374	90,90	629
		<i>Macrostemum</i>	73	50,00	71	59,10	144
	Odontoceridae	<i>Marilia</i>	83	68,20	154	81,80	237
	Philopotamidae	<i>Wormaldia</i>	10	18,20	124	27,30	134
		<i>Chimarra</i>	11	36,40	34	31,80	45
	Calamoceratidae	<i>Phylloicus</i>	127	72,70	168	86,40	295
	Hydroptilidae	<i>Hydroptitila</i>	5	9,10	2	9,10	7
		<i>Oxyethira</i>	1	4,50	7	13,60	8

		<i>Neotrichia</i>	1	4,50	2	9,10	3
	Xiphocentronidae	<i>Machairocentron</i>	1	4,50	1	4,50	2
Coleoptera							
	Elmidae	<i>Neoelmis</i>	30	50,00	40	36,40	70
		<i>Phanocerus</i>	1	4,50	1	4,50	2
		<i>Genus A</i>	1	4,50	1	4,50	2
		<i>Hexacylloepus</i>	4	18,20	3	13,60	7
		<i>Xenelmis</i>	7	27,30	30	36,40	37
		<i>Microcyllloepus</i>	1	4,50	2	9,10	3
		<i>Cylloepus</i>	1	4,50	0	0,00	1
		<i>Hullechius</i>	4	18,20	3	13,60	7
		<i>Heterelmis</i>	4	18,20	13	9,10	17
		<i>Stenhelmoides</i>	0	0,00	2	9,10	2
		<i>Macrelmis</i>	0	0,00	2	9,10	2
		<i>Stegoelmis</i>	2	9,10	1	4,50	3
	Scirtidae		197	90,90	204	81,80	401
	Hydrophilidae		12	31,80	17	40,90	29
		<i>Derallus</i>	2	9,10	1	4,50	3
		<i>Tropisternus</i>	11	22,70	3	9,10	14
	Dytiscidae		6	27,30	9	22,70	15
	Limnchidae		2	9,10	15	22,70	17
	Gyrinidae		19	27,30	14	27,30	33
		<i>Gyretes</i>	3	4,50	3	4,50	6
	Noteridae		0	0,00	1	4,50	1
		<i>Suphis</i>	2	22,70	3	13,60	5
	Ptilodactylidae		101	59,10	149	81,80	250
	Sthaphylinidae		5	22,70	2	9,10	7
Hemiptera							
	Belostomatidae	<i>Lethocerus</i>	1	4,50	0	0,00	1
	Corixidae		1	4,50	0	0,00	1
	Mesoveliidae	<i>Mesovelia</i>	2	9,10	1	4,50	3
	Naucoridae		0	0,00	1	4,50	1
		<i>Ambrysus</i>	44	63,60	28	36,40	72
		<i>Limnocoris</i>	37	31,80	18	27,30	55
		<i>Pelocoris</i>	26	50,00	24	50,00	50
	Notonectidae		0	0,00	1	4,50	1
		<i>Notonecta</i>	1	4,50	0	0,00	1
		<i>Martarega</i>	9	22,70	4	18,20	13
	Veliidae		0	0,00	1	4,50	1
		<i>Rhagovelia</i>	18	40,90	24	54,50	42
		<i>Stridulivelia</i>	4	18,20	3	9,10	7
		<i>Platyvelia</i>	1	4,50	0	0,00	1
	Gerridae	<i>Trepobates</i>	1	4,50	0	0,00	1
		<i>Brachymetra</i>	10	36,40	1	4,50	11
Plecoptera							
	Perlidae	<i>Macrogynoplax</i>	191	81,80	202	90,90	393

	<i>Anacroneuria</i>	56	68,20	69	63,60	125
Lepidoptera						
	Pyralidae	253	95,50	172	90,90	425
Annelida						
	Hirudinea	2	9,10	5	13,60	7
	Oligochaeta	276	100,00	391	100,00	667
	Polychaeta	0	0,00	2	9,10	2
Decapoda						
	Palaemonidae	531	100,00	501	100,00	1032
	Trichodactylidae	1	4,50	1	4,50	2
Total de individuos		18481		16452		34933

Não houve diferenças significativas na abundância de macroinvertebrados entre os períodos sazonais em nenhuma das áreas estudadas (Tabela 7), já em relação a riqueza desses organismos, diferenças significativas foram observadas, entre períodos menos chuvoso e chuvoso, na APA Alter do Chão, sendo maior no período chuvoso (Tabela 8), mas não na bacia do Maicá ou na Flona Tapajós.

Tabela 7 - Comparação das abundâncias médias de macroinvertebrados aquáticos entre os períodos sazonais para os igarapés da APA Alter do Chão, Flona Tapajós e bacia do Maicá, no Pará.

Áreas	Períodos		Estatística		
	Menos chuvoso	Chuvoso	t	p	gl
APA	1196,78 ± 763,90	1023,89 ± 340,21	0,71	0,49	8
Flona	746,22 ± 413,52	635,89 ± 517,22	0,49	0,63	8
Maicá	248,50 ± 114,47	378,50 ± 292,65	-0,79	0,48	3

Tabela 8 - Comparação da riqueza média de invertebrados aquáticos entre períodos sazonais para os dos igarapés da APA Alter do Chão, Flona Tapajós e bacia do Maicá, Pará.

Áreas	Períodos		Estatística		
	Menos chuvoso	Chuvoso	t	p	gl
APA	37,33 ± 6,73	43,33 ± 6,93	-2,45	0,04	8
Flona	44 ± 9,34	40,89 ± 11,52	0,59	0,56	8
Maicá	25,50 ± 7,14	29,25 ± 7,54	-0,96	0,40	3

Nota: Valor em negrito significativo a 0,05.

Comparando as três áreas de estudo, somente foram observadas diferenças significativas na abundância de macroinvertebrados entre os igarapés da APA Alter do Chão e bacia do Maicá, com abundância maior para área APA Alter do Chão. (Hc=9,95, $p < 0,01$; Tabela 9). Em relação à riqueza, diferenças significativas foram observadas entre as áreas de estudo bacia do Maicá e APA Alter do Chão, sendo maior riqueza para a área APA Alter do Chão e entre bacia do Maicá e Flona Tapajós, sendo maior riqueza na Flona Tapajós (Hc 8,06, $p = 0,01$; Tabela 10).

Tabela 9 - Teste de Mann-Whitney para os dados de abundâncias de macroinvertebrados dos igarapés das três áreas de estudo APA Alter do Chão, Flona Tapajós e bacia do Maicá, Pará.

Áreas	APA	Flona
Flona	0,15	
Maicá	0,02	0,22

Nota: Valor em negrito significativo a 0,05.

Tabela 10 - Teste de Mann-Whitney para os dados de riqueza de macroinvertebrados dos igarapés das três áreas de estudo APA Alter do Chão, Flona Tapajós e bacia do Maicá, Pará.

Áreas	APA	Flona
Flona	1,00	
Maicá	0,04	0,03

Nota: Valor em negrito significativo a 0,05.

A organização dos igarapés no eixo cartesiano da ACoP sugere que a fauna de macroinvertebrados aquáticos não seja similar entre igarapés da bacia do Maicá e da APA Alter do Chão (Figura 7; 26% da variabilidade dos dados na estruturação foram explicados pelos dois primeiros eixos, sendo 15,48% de variação dos dados e o segundo eixo explicaram 10,51%). Fato que foi confirmado pela Análise de Similaridade ($R=0,33$ e $p<0,01$; Tabela 11). Enquanto a fauna da Flona Tapajós apresentaria características semelhantes com a fauna da bacia do Maicá e com a fauna da APA Alter do Chão (Figura 7, Tabela 11).

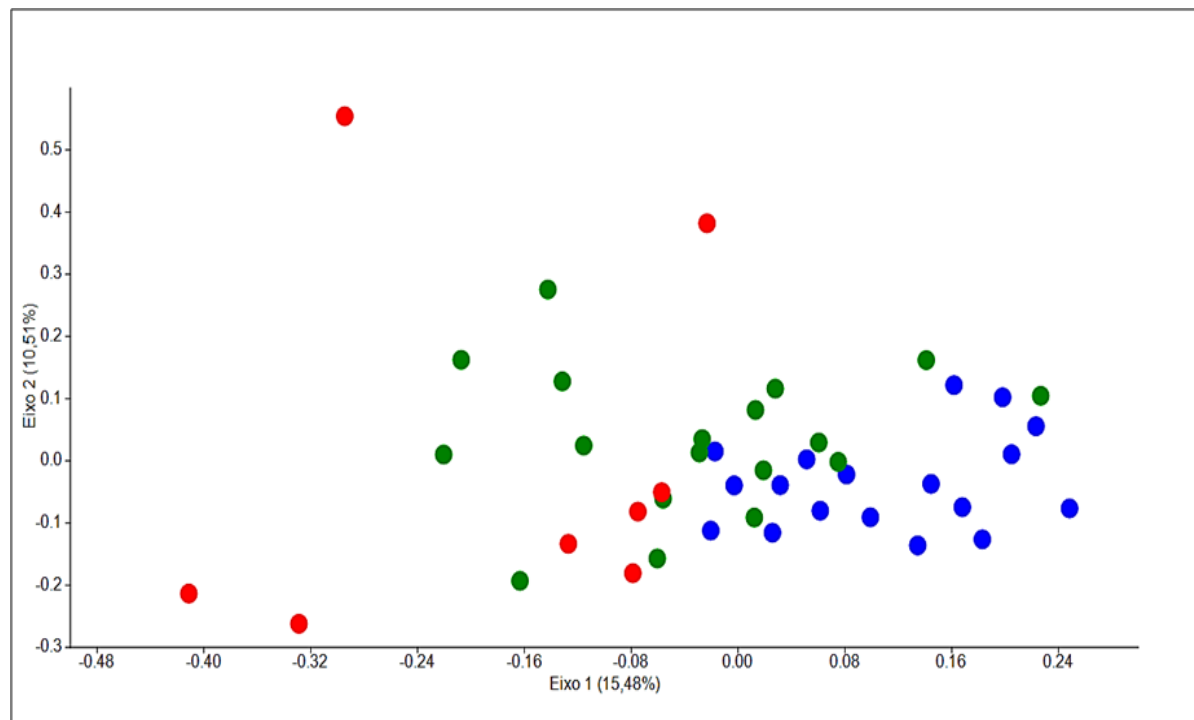


Figura 8 - Análise de Coordenadas Principais dos igarapés do Oeste do Pará. Pontos azuis = Igarapés da APA Alter do Chão; pontos verdes = Igarapés da Flona Tapajós, pontos vermelhos = Igarapés da bacia do Maicá, Pará.

Tabela 11 - Teste de Mann-Whitney da Análise de Similaridade dos igarapés das três áreas de estudo APA Alter do Chão, Flona Tapajós e bacia do Maicá, Pará.

Áreas	APA	Flona
Flona	0,02	
Maicá	<0,01	<0,01

Nota: Valor em negrito significativo a 0,05.

Poucas correlações significativas foram observadas entre os dados abióticos e a riqueza ou abundância de macroinvertebrados aquáticos nas áreas estudadas (Tabela 12, 13 e 14). Na Flona Tapajós houve correlações positivas no período chuvoso entre a condutividade elétrica e abundância de macroinvertebrados e, da velocidade com a abundância e com a riqueza média de macroinvertebrados (Tabela 13). Já na bacia do Maicá houve correlações negativas no período menos chuvoso entre a condutividade elétrica e abundância de macroinvertebrados e, no período chuvoso entre o oxigênio dissolvido e abundância desses organismos (Tabela 14).

Tabela 12 - Correlação de Pearson entre variáveis abióticas e variáveis bióticas de macroinvertebrados aquáticos amostrados nos igarapés da APA Alter do Chão, Pará.

Variáveis abióticas	Períodos			
	Menos chuvoso		Chuvoso	
	Abundância	Riqueza	Abundância	Riqueza
pH	r= -0,24 p= 0,54	r= 0,28 p= 0,46	r= -0,46 p= 0,20	r= -0,44 p= 0,22
Temperatura (°C)	r= -0,26 p= 0,50	r= -0,13 p= 0,72	r= -0,37 p= 0,31	r= -0,57 p= 0,10
Condutividade elétrica (µS/cm)	r= 0,09 p= 0,81	r= -0,03 p= 0,93	r= 0,52 p= 0,14	r= 0,58 p= 0,09
Oxigênio dissolvido (mg/L)	r= 0,53 p= 0,13	r= 0,52 p= 0,15	r= -0,56 p= 0,11	r= -0,11 p= 0,77
Velocidade do fluxo (m/s)	r= 0,02 p= 0,94	r= 0,37 p= 0,32	r= -<0,01 p= 0,99	r= -0,06 p= 0,87
Profundidade (m)	r= 0,35 p= 0,34	r= 0,02 p= 0,95	r= -0,16 p= 0,67	r= 0,44 p= 0,22
Largura (m)	r= 0,34 p= 0,35	r= -<0,01 p= 0,99	r= -0,24 p= 0,52	r= 0,30 p= 0,42
Vazão (m ³ /s)	r= 0,30 p= 0,41	r= 0,17 p= 0,65	r= -0,23 p= 0,55	r= 0,39 p= 0,29
Dossel (%)	r= -0,20 p= 0,61	r= -0,30 p= 0,43	r= -0,27 p= 0,46	r= -0,17 p= 0,65

Tabela 13 - Correlação de Pearson entre variáveis abióticas e variáveis bióticas de macroinvertebrados aquáticos amostrados nos igarapés da Flona Tapajós, Pará.

Variáveis abióticas	Períodos			
	Menos chuvoso		Chuvoso	
	Abundância	Riqueza	Abundância	Riqueza
pH	r= -0,32 p= 0,39	r= -0,21 p= 0,58	r= -0,51 p= 0,15	r= -0,39 p= 0,29
Temperatura (°C)	r= 0,23 p= 0,53	r= 0,31 p= 0,41	r= 0,21 p= 0,57	r= 0,21 p= 0,57
Condutividade elétrica (µS/cm)	r= -0,40 p= 0,27	r= -0,13 p= 0,72	r= 0,77 p= 0,01	r= 0,49 p= 0,17
Oxigênio dissolvido (mg/L)	r= -0,42 p= 0,24	r= -0,15 p= 0,68	r= -0,28 p= 0,45	r= -0,02 p= 0,95
Velocidade do fluxo (m/s)	r= -0,34 p= 0,35	r= 0,27 p= 0,48	r= 0,68 p= 0,04	r= 0,72 p= 0,02
Profundidade (m)	r= 0,10 p= 0,78	r= -0,30 p= 0,42	r= -0,30 p= 0,43	r= -0,27 p= 0,47
Largura (m)	r= -0,03 p= 0,93	r= -0,35 p= 0,35	r= -0,24 p= 0,51	r= -0,14 p= 0,72
Vazão (m ³ /s)	r= -0,08 p= 0,83	r= -0,34 p= 0,36	r= -0,19 p= 0,61	r= -0,21 p= 0,57
Dossel (%)	r= -0,37 p= 0,31	r= -0,10 p= 0,78	r= 0,33 p= 0,37	r= 0,26 p= 0,49

Nota: Valor em negrito significativo a 0,05.

Tabela 14 - Correlação de Pearson entre variáveis abióticas e variáveis bióticas de macroinvertebrados aquáticos amostrados nos igarapés da bacia do Maicá, Pará.

Variáveis abióticas	Períodos			
	Menos chuvoso		Chuvoso	
	Abundância	Riqueza	Abundância	Riqueza
pH	r= -0,22 p= 0,77	r= -0,70 p= 0,29	r= 0,92 p= 0,07	r= 0,44 p= 0,55
Temperatura (°C)	r= 0,23 p= 0,76	r= 0,76 p= 0,23	r= -0,30 p= 0,69	r= 0,55 p= 0,44
Condutividade elétrica (µS/cm)	r= -0,95 p= 0,04	r= -0,63 p= 0,36	r= -0,92 p= 0,07	r= -0,52 p= 0,47
Oxigênio dissolvido (mg/L)	r= 0,40 p= 0,59	r= 0,60 p= 0,39	r= -0,97 p= 0,02	r= -0,54 p= 0,45
Velocidade do fluxo (m/s)	r= -0,07 p= 0,92	r= 0,17 p= 0,83	r= -0,10 p= 0,89	r= -0,78 p= 0,21
Profundidade (m)	r= -0,38 p= 0,61	r= 0,17 p= 0,83	r= -0,74 p= 0,25	r= -0,68 p= 0,31
Largura (m)	r= <0,01 p= 0,99	r= 0,54 p= 0,45	r= -0,55 p= 0,44	r= -0,46 p= 0,53
Vazão (m ³ /s)	r= -0,48 p= 0,51	r= -0,01 p= 0,98	r= -0,70 p= 0,29	r= -0,91 p= 0,08
Dossel (%)	r= 0,20 p= 0,79	r= -0,24 p= 0,75	r= -0,21 p= 0,78	r= 0,01 p= 0,98

Nota: Valor em negrito significativo a 0,05.

Na Análise de Correspondência Canônica, a maior parte das relações entre as variáveis abióticas com a fauna de macroinvertebrados foi explicada pelos dois primeiros eixos que somaram 39,05%. Os táxons foram significativamente relacionados tanto no eixo 1 da ACC (Monte Carlos, $p = <0,01$) quanto ao eixo 2 (Monte Carlos, $p = 0,03$). No primeiro eixo, as variáveis que mais contribuíram para distribuição da fauna dos igarapés foram pH (correlação positiva) e temperatura (correlação negativa) e, no segundo eixo foram profundidade e vazão, ambas com correlações negativas, com o pH correlacionando-se mais com a fauna dos igarapés da Flona Tapajós, a temperatura com a fauna dos igarapés da APA Alter do Chão e

profundidade e vazão se correlacionando mais com a fauna dos igarapés do Maicá (Figura 8; Tabela 15).

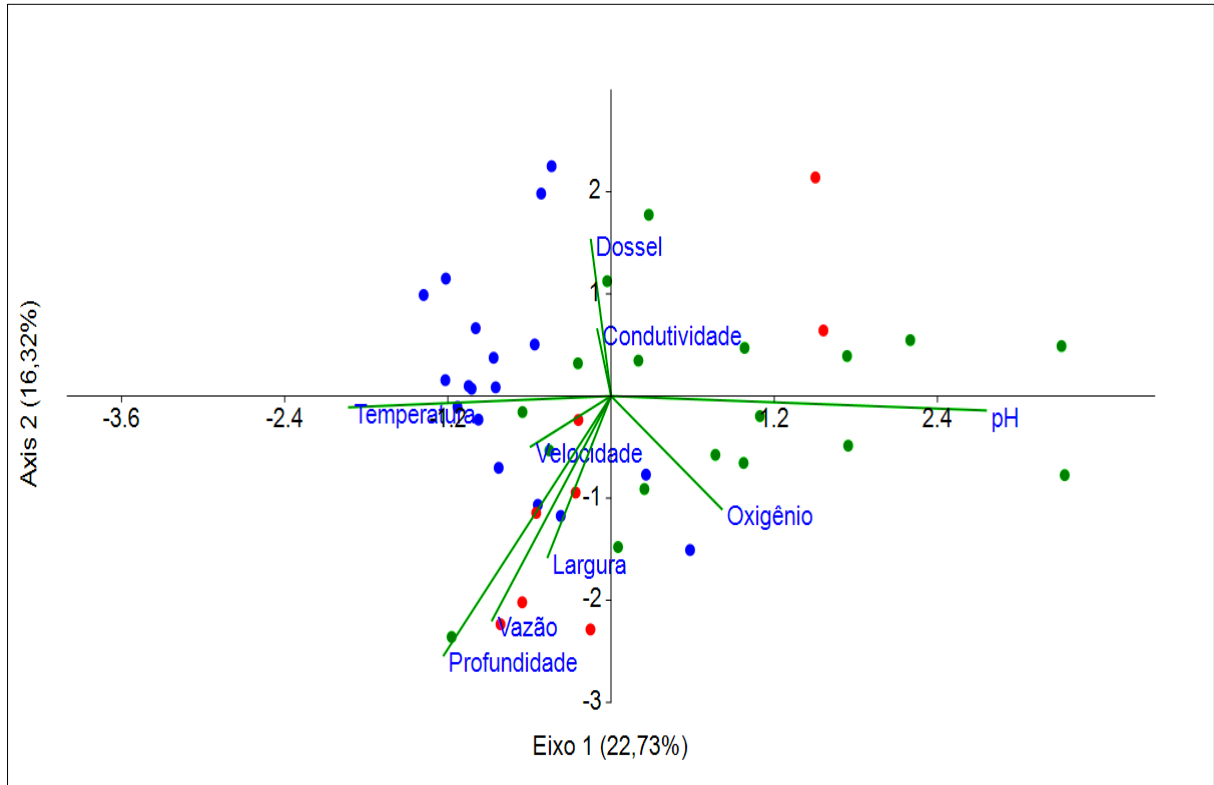


Figura 9 - Análise de correlação canônica sobre variáveis abióticas e os igarapés. Pontos azuis= Igarapés da APA Alter do Chão; pontos verdes= Igarapés da Flona Tapajós, pontos vermelhos= Igarapés da bacia do Maicá, Pará.

Tabela 15 - Correlação das variáveis abióticas com os eixos gerados na análise de correspondência canônica, considerando a fauna de macroinvertebrados e as variáveis abióticas amostradas nos igarapés da APA Alter do Chão, Flona Tapajós e bacia do Maicá.

Variáveis abióticas	Eixo 1	Eixo 2
pH	0,79	-0,04
Temperatura (°C)	-0,55	-0,03
Condutividade elétrica (µS/cm)	-0,03	0,19
Oxigênio dissolvido (mg/L)	0,23	-0,32
Profundidade (m)	-0,35	-0,73
Velocidade (m/s)	-0,17	-0,14
Largura (m)	-0,13	-0,45
Vazão (m ³ /s)	-0,25	-0,63
Dossel (%)	-0,04	0,44

2.5 DISCUSSÃO

Os dados abióticos coletados, nos dois períodos, evidenciaram igarapés com pH ácido e baixa condutividade elétrica. Os valores de pH, condutividade elétrica e temperatura observados foram semelhantes aos valores já registrados para outros igarapés da Amazônia Central (e.g. ESTEVES, 1998; WALKER, 1987; ANJOS, 2005). Os baixos valores de pH e condutividade elétrica são resultantes da pouca disponibilidade de nutrientes dissolvidos na água, com a lixiviação de um solo pobre (WALKER, 1995; CLETO-FILHO, 2003). Tais resultados inferem que os igarapés estudados ainda se encontram pouco alterados, pois não houve aumento significativo nos valores de pH e condutividade elétrica se comparados aos demais igarapés da região amazônica. Mesmo os igarapés da bacia do Maicá, que sofrem influências de atividades antrópicas, ainda não foram impactados o suficiente para mudar as condições físico-químicas de suas águas. De outro modo, esse pode ser um efeito mascarado pela correnteza, devido ao fluxo contínuo das águas de igarapés (ALLAN & CASTILLO, 2007) que pode estar levando os poluentes para longe.

Igarapés de regiões tropicais são estáveis, ou seja, sofrem poucas mudanças entre os períodos sazonais (ESTEVES, 1998), o que condiz com as principais mudanças observadas no presente estudo, que dizem respeito somente as variáveis físicas como profundidade e largura dos igarapés entre períodos sazonais, reflexo das chuvas do período chuvoso na região.

A abundância de macroinvertebrados, apesar de ter sido maior em duas áreas, na APA Alter do Chão e Flona Tapajós, no período menos chuvoso do que no período chuvoso, não apresentou diferenças significativas entre períodos amostrais. A abundância de macroinvertebrados, especialmente, de insetos aquáticos, pode ser influenciada tanto pela disponibilidade de recursos como alimento ou abrigo, que varia no espaço e no tempo (CUMMINS & KLUG, 1979), quanto por condições ambientais (REZENDE, 2007). Nesse sentido, a menor ocorrência de macroinvertebrados aquáticos, no período chuvoso, pode ser explicada pelo carreamento dos insetos dado ao aumento, no fluxo das águas, nos eventos de chuvas, dispersando estes por deriva para outras partes do ecossistema (IRMLER, 1981). Dessa forma, a menor abundância ocorrida, no período chuvoso, pode estar relacionada à maior estabilidade encontrada, no substrato durante o período chuvoso, em relação ao menos chuvoso, uma vez que chuvas fortes podem afetá-los por mudanças físicas no ambiente, como por exemplo, pela maior entrada de matéria orgânica de origem alóctone (SILVA et al., 2009), impostas pela influência pluvial (PAMPLIN et al., 2006). Resultados semelhantes

foram observados em outros estudos em que períodos chuvosos podem levar a redução do número de macroinvertebrados (BISPO & OLIVEIRA, 1998; DINIZ-FILHO et al., 1998), devido ao carreamento dos organismos (BAPTISTA et al., 2001; BISPO et al., 2006).

Um efeito da sazonalidade sobre as variáveis bióticas somente foi observada para riqueza na área do APA Alter do Chão, sendo maior no período chuvoso, onde para alguns táxons as chuvas podem abrir novas oportunidades de colonização (YOKOYAMA et al., 2012). Essa pouca variação da sazonalidade sobre variáveis bióticas corrobora com outros estudos realizados em igarapés de terra-firme na Amazônia Central (e.g. COUCEIRO et al., 2010, 2012). Os igarapés de terra-firme não estão sujeitos à sazonalidade do pulso de inundação como os rios de grande porte (e.g. JUNK, 1989), os principais efeitos de uma sazonalidade seriam o carreamento durante as fortes chuvas, mas que mantem a riqueza, uma vez que um único indivíduo que não seja carreado é indicador de um táxon.

Entre as áreas de estudo, a bacia do Maicá, que sofre influências das atividades da população humana de seu entorno, apresentou riqueza significativamente menor que APA Alter do Chão e Flona Tapajós e abundância menor que a observada na APA Alter do Chão. Locais impactados tendem a ter menor riqueza e abundância que locais não impactados (BARBOSA et al., 2001; COUCEIRO et al., 2012; KEMP et al., 2014). Assim, comparando com os dados abióticos, os dados bióticos se mostraram mais sensíveis às pequenas mudanças de uso do solo ocorridas na bacia do Maicá.

O aumento da abundância de macroinvertebrados foi correlacionado com menores valores de condutividade elétrica no período menos chuvoso e, de oxigênio dissolvido no período chuvoso na bacia do Maicá. No período chuvoso, a abundância apresentou correlação positiva associada significativamente à igarapés com maiores valores de condutividade na Flona Tapajós, o que mostra que alterações temporais, nas variáveis ambientais, podem interferir na estrutura das comunidades (ESTEVES, 1998). A riqueza só apresentou correlação positiva significativa com a variável velocidade nos igarapés da Flona Tapajós.

Em relação à composição da fauna, a Classe Insecta foi a mais representativa com 12 ordens. O que era de se esperar, visto que os insetos compõem a maior parte da fauna presente em águas correntes, predominando em diversidade e abundância (HYNES, 1970). Entre estes, destaques para Trichoptera, que foi a ordem com maior número de táxons (maior riqueza, 28 táxons), seguida das ordens Odonata (26 táxons) e Coleoptera (24 táxons). Esses resultados corroboram os apresentados em outros estudos em igarapés da Amazônia (SILVA, 1992; VASQUEZ, 1996; FIDELIS, 2006), com ampla representatividade de Trichoptera e Odonata. A ordem Trichoptera é uma boa bioindicadora de igarapés preservados (PES, 2001, 2005;

COUCEIRO et al. 2007), sendo maiores riquezas da ordem Trichoptera observadas nas áreas APA Alter do Chão com 24 táxons e Flona Tapajós com 27 táxons e para bacia do Maicá somente 12. Tal fato somado às observações abióticas infere que os igarapés da APA Alter do Chão e Flona Tapajós estão em boas condições de preservação. Em termos de abundância, a família Chironomidae foi a mais representativa em todos os locais estudados. Esta família quase sempre se apresenta como dominante, nos ambientes aquáticos, devido a sua alta capacidade competitiva e adaptativa (MARQUES et al., 1999; ESPÍNDOLA et al., 2000; COUCEIRO et al., 2010; TRIVINHO-STRIXINO, 2011).

Os resultados da AcoP e ANOSIM sobre a composição de comunidades mostraram diferenças entre áreas da APA e FLONA que têm igarapés considerados preservados e com os igarapés do Maicá, que tem algum grau de impacto, onde a influência antrópica interfere significativamente sobre as comunidades de macroinvertebrados (COUCEIRO et al., 2007; PEREIRA, 2009; MOREYRA & PADOVESI, 2015, SAHM, 2016).

De acordo com Reynolds e Elliott (2012), a interação entre os múltiplos processos que ocorrem entre as comunidades biológicas e as variáveis abióticas fazem dos ecossistemas aquáticos ambientes complexos, pois os táxons respondem simultânea e diferentemente às variações do ambiente. As variáveis abióticas que mais influenciaram a fauna de macroinvertebrados dos igarapés amostrados foram pH, temperatura, profundidade e vazão, corroborando com outros estudos que reforçam a importância dessas variáveis, na ecologia de ecossistemas aquáticos (HYNES, 1970; VANNOTE et al., 1980; ESTEVES, 1998, SILVEIRA 2004; TUNDISI & TUNDISI, 2008).

2.6 CONCLUSÃO

Os resultados observados indicam que os igarapés estudados, em geral, estão com boas condições de preservação, visto os dados abióticos e bióticos amostrados. Porém, é necessário o biomonitoramento desses ecossistemas, pois igarapés são ambientes muito vulneráveis e sujeitos às modificações, na sua composição de comunidades aquáticas, visto que foram observadas a redução, na riqueza e abundância de macroinvertebrados e mudança, na composição da fauna desse grupo, em igarapés da bacia do Maicá, área com maior influência antrópica.

3 CATEGORIZAÇÃO TRÓFICA DE MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS EM IGARAPÉS DE SANTARÉM-PA E REGIÃO.

3.1 INTRODUÇÃO

Entre os métodos utilizados, nos estudos de caracterização da comunidade, funcionamento, produtividade e biomonitoramento dos ecossistemas aquáticos, está a classificação de macroinvertebrados, em grupos funcionais tróficos (GFTs) (CUMMINS, 1973, COUCEIRO et al., 2011). Método este amplamente utilizado por mais de 40 anos (e.g. CUMMINS, 1973, CUMMINS & KLUG, 1979; MERRITT & CUMMINS, 1996).

De acordo com Merritt e Cummins (1996), a abordagem em grupos funcionais tróficos baseia-se nos mecanismos, na morfologia e no comportamento, no qual os macroinvertebrados adquirem seus alimentos. Assim os macroinvertebrados aquáticos são agrupados em: (a) fragmentadores, aqueles que trituram material vegetal como folhas ou degradam madeira; (b) coletores-catadores, aqueles que apanham, principalmente, matéria orgânica particulada fina encontrado no sedimento; (c) coletores-filtradores, aqueles que recolhem alimento por mecanismo de filtração partículas em suspensão na coluna d'água; (d) raspadores, aqueles que possuem apêndices bucais adaptados para raspar ou pastar superfícies duras e substratos orgânicos, cuja fontes alimentares são perifíton, algas, microrganismos e matéria orgânica morta; (e) predadores, aqueles que se alimentam de outros animais, comendo o corpo inteiro ou partes das presas ou sugando fluidos corporais (CUMMINS, 1973).

Os grupos funcionais tróficos constituem uma boa ferramenta em programas de biomonitoramento, visto que a ocorrência de cada táxon está associada a disponibilidade de recursos tróficos e substratos definidos, onde a identificação de cada indivíduo, ao contrário das exigências para identificação de uma espécie, não necessita de um conhecimento taxonômico apurado, sendo simplesmente necessário observar as peças bucais, entre poucas outras estruturas, para identificação do grupo alimentar (CUMMINS & KLUG, 1979; MIHUC, 1997; CALLISTO & ESTEVES, 1998). Além disso, a classificação de GFTs pode ser aplicada a qualquer curso de água no mundo, pois embora as espécies sejam regionalmente diferentes, a morfologia das espécies repete-se (e.g. formas achatadas para resistir a correnteza, peças bucais adaptadas a filtração, estruturas respiratórias para auxiliar nas trocas gasosas etc.) (CUMMINS; MERRITT; ANDRADE, 2005; MERRITT & WALLACE, 2009).

Os GFTs são sensíveis aos efeitos do uso da terra que impactam diretamente igarapés ou a vegetação ripária. Qualquer mudança, na condição do ecossistema, como desmatamento ou processos erosivos, que impacta a base do recurso nutricional para os GFTs será refletida nas proporções relativas dos grupos, especialmente, entre fragmentadores e coletores. Desse modo, características importantes (atributos) do ecossistema podem ser avaliadas usando as proporções entre GFTs, tais como: o índice de autotrofia que é a produção primária dividido por respiração (P/R), pode ser obtido pela proporção entre raspadores/(fragmentadores+total de coletores); o índice de matéria orgânica particulada grossa (MOPG) dividida por matéria orgânica particulada fina (MOPF) obtido pela proporção entre fragmentadores/total de coletores; o índice de MOPF em suspensão (MOPFS) dividido por armazenamento de MOPF em sedimentos depositado no fundo (MOPFD) obtido pela proporção entre coletores-filtradores/coletores-catadores e a estabilidade do canal obtido pela proporção entre (raspadores+coletores-filtradores)/(fragmentadores+coletores-juntadores) (MERRITT & CUMMINS, 1996).

Apesar dos avanços científicos, a classificação em grupos funcionais tróficos para macroinvertebrados aquáticos ocorrentes, em zonas de clima tropical, é ainda baseada nos estudos de Cummins e Klug (1979) e Merritt, Cummins e Berg (2008), com dados obtidos na América do Norte (área de clima temperado). Embora seja uma valiosa informação, tendo em vista que as espécies em áreas temperadas e tropicais são, de modo geral, taxonomicamente relacionadas, a utilização dessa classificação pode gerar resultados tendenciosos quando aplicados à áreas tropicais. Pois, devido as diferentes vantagens energéticas entre zonas climáticas alguns táxons de ocorrência tropical podem não se alimentar como a maioria dos seus congêneres de áreas de clima temperado (TOMANOVA; GOITIA; HELESIC, 2006).

Dessa forma, a abordagem de GFTs pode ser de difícil aplicação em muitos riachos tropicais, onde informações sobre o hábito alimentar dos macroinvertebrados é, em geral, limitada (BOYERO et al., 2009). Este método tem sido bem-sucedido para alguns táxons, mas nem todas as espécies relacionadas (comparando as regiões tropicais-temperadas) compartilham da mesma dieta (CHESHIRE; BOYERO; PEARSON, 2005, TOMANOVA; GOITIA; HELESIC, 2006, CHARA-SERNA et al., 2012; FERREIRA et al., 2015).

A lista dos GFTs de Tomanova, Goitia e Helesic (2006) é um avanço para estudos de comunidade de macroinvertebrados de regiões tropicais que utilizam GFTs, especialmente América do Sul, por categorizar a fauna baseada no conteúdo estomacal e não somente em caracteres morfológicos. Contudo, muitos táxons não foram incluídos, sendo os resultados de uma fauna característica de igarapés dos Andes bolivianos. Portanto, são necessários estudos

regionais para não cometermos os mesmos erros em usar uma classificação baseada em uma fauna distinta da que estudamos, que mesmo quando comum pode responder as características bióticas e abióticas de cada região (p. ex. efeitos de sazonalidade de recursos alimentares).

A análise do conteúdo estomacal dos macroinvertebrados aquáticos é de grande relevância, pois estes desenvolvem importante função, na degradação de matéria orgânica, repasse de nutrientes entre elos da cadeia trófica e bioturvação do sedimento dos leitos dos sistemas, liberando compostos químicos presentes. Sendo por isso, considerados como grupo chave de processos ecológicos que mantem o funcionamento dos sistemas aquáticos (VANNOTE et al., 1980; MALMQVIST, 2002; ALBARIÑO & BALSEIRO, 2002, MERRITT; CUMMINS; BERG, 2008). A grande importância dos invertebrados, na estrutura trófica dos ambientes aquáticos, em contraste com a escassez de dados disponíveis, na literatura sobre os seus hábitos alimentares, indica a necessidade de estudos sobre este tema (SILVA et al., 2009).

Apresentada a potencialidade dos grupos funcionais tróficos e seus problemas, o presente estudo visa identificar o nível trófico de macroinvertebrados por meio de análises do conteúdo estomacal para contribuir com a resolução de problemáticas existentes nesta abordagem.

3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Analisar a dieta alimentar de macroinvertebrados aquáticos de igarapés de Santarém-PA e região;
- Relacionar os estádios larvais dos táxons com a dieta alimentar;
- Comparar o conteúdo estomacal dos táxons entre os substratos coletados;
- Comparar o conteúdo estomacal dos táxons analisados entre os períodos chuvoso e menos chuvoso (seco).

3.3 MATERIAIS E MÉTODOS

3.3.1 Macroinvertebrados aquáticos

A coleta, a triagem e a identificação dos macroinvertebrados foram descritas no segundo capítulo dessa tese. Neste capítulo, somente foram utilizados dados da APA Alter do Chão e da Flona Tapajós.

Para análise de conteúdo estomacal, foram separados lotes de 75 gêneros, contendo em média 20% dos espécimes coletados por gênero em cada período amostral para análise da dieta alimentar. Cada espécime foi medido o comprimento total do corpo e fotografado. Essa medição foi utilizada, na análise da dieta alimentar, entre os estádios larvais dos 10 gêneros mais abundantes somando-se as duas áreas de estudo, APA Alter do Chão e Flona Tapajós.

Os conteúdos estomacais dos espécimes foram extraídos e analisados sob microscópio ótico, usando o método de transparência (TOMANOVA; GOITIA; HELESIC, 2006). A proporção de cada item alimentar no conteúdo estomacal foi estimada a partir da área relativa ocupada pelas partículas em 10 pontos escolhidos, aleatoriamente, em cada lâmina (aumento de 100 ou 400x). As proporções de cada item alimentar no total dos 10 campos foram somadas e divididas por 100. Cinco categorias de recursos alimentares foram utilizadas (abreviações entre parênteses) com modificações de Tomanova, Goitia, Helesic, (2006): detrito fino <1 mm (MOPF), tecido vegetal (veg) <1 mm, detritos grossos > 1 mm (MOPG), algas (alg), e invertebrados (inv).

Os percentuais de cada item alimentar serviram de base para fazer a classificação dos grupos tróficos que foi feita em quatro categorias com modificações de Silveira-Manzotti et al., (2016): detritívoro (dieta baseada em matéria orgânica particulada fina - MOPF), detritívoro/herbívoro (dieta baseada em material vegetal e matéria orgânica particulada grossa - MOPG), predador (dieta de invertebrados) e onívoro (dieta de vários itens alimentares).

3.3.2 Análise dos Dados

Baseado no conteúdo estomacal foram determinados percentuais dos itens alimentares para os táxons analisados. Em seguida, foi realizada uma Análise Cluster, utilizando o coeficiente de Bray-Curtis, para determinar os grupos tróficos com base em um corte de 90% de similaridade (adaptado SILVEIRA-MANZOTTI et al., 2016).

Foi analisado o conteúdo estomacal entre estádios larvais dos 10 táxons mais abundantes. Para isso, foram utilizadas tabelas de distribuição de frequências em intervalos de

classes, baseada no comprimento total do corpo dos espécimes (adaptado FERREIRA et al., 2015). Após a obtenção dos n-estádios, a validade dos mesmos foi testada por Análise de variância (ANOVA), seguida de teste de Tukey. ANOVAs também foram utilizadas para comparar as proporções dos itens alimentares entre os estádios larvais desses gêneros e entre os substratos para cada gênero.

Testes-t foram usados para comparar o conteúdo estomacal (item a item) dos 10 gêneros mais abundantes entre os períodos chuvoso e menos chuvoso.

As análises foram realizadas com auxílio do Software STATISTICA (v. 10.0), com exceção do Cluster realizado no programa PAST (HAMMER; HARPER; RYAN, 2001).

3.4 RESULTADOS

A análise do conteúdo estomacal foi feita em 2.079 indivíduos. Dos itens alimentares encontrados, o predominante foi matéria orgânica particulada fina (MOPF) com 96,81%, seguido de tecido vegetal com 2,75%, invertebrados 0,41% e matéria orgânica particulada grossa (MOPG) com 0,03% (Tabela 16).

Tabela 16 - Classificação trófica utilizada por MERRITT; CUMMINS; BERG (2008) e nível trófico observado nos dois períodos amostrais, com base na análise de conteúdo estomacal dos táxons coletados nos igarapés amostrados na APA Alter do Chão e Flona Tapajós, Oeste do Pará.

Ordem	Família	Gênero	GFT	N.T/menos chuvoso	% MF	% V	% MG	% I	N.T/chuvoso	% MF	% V	% MG	% I
Trichoptera	Hydropsychidae	<i>Macronema</i>	CF	Detrit/herb	77,82	21,41	0,77	0,00	Detrit/herb	80,29	19,71	0,00	0,00
		<i>Leptonema</i>	CF	Detrit	92,92	6,88	0,00	0,21	Detrit	99,12	0,74	0,00	0,15
		<i>Smicridea</i>	F	Detrit.	96,47	3,53	0,00	0,00	Detrit	99,00	0,67	0,00	0,33
		<i>Macrostemum</i>	CF	Detrit	98,67	1,33	0,00	0,00	Detrit	98,57	1,43	0,00	0,00
	Helicopsychidae	<i>Helicopsyche</i>	R	Detrit	100,00	0,00	0,00	0,00	Detrit	100,00	0,00	0,00	0,00
	Philopotamidae	<i>Wormaldia</i>	CF	Detri	98,75	1,25	0,00	0,00	Detrit	97,78	2,22	0,00	0,00
		<i>Chimarra</i>	CF	Detri	97,27	2,73	0,00	0,00	Detrit	98,46	1,54	0,00	0,00
	Leptoceridae	<i>Amazonatolica</i>	-	Detrit/herb	87,50	12,50	0,00	0,00	Detrit	100,00	0,00	0,00	0,00
		<i>Nectopsyche</i>	CF	Detrit	100,00	0,00	0,00	0,00	Detrit	100,00	0,00	0,00	0,00
		<i>Oecetis</i>	Pr	Detrit	97,65	0,59	0,00	1,76	Detrit	96,00	4,00	0,00	0,00
		<i>Triplectides</i>	-	Detrit	98,46	1,54	0,00	0,00	Detrit	98,33	1,67	0,00	0,00
	Ecnomidae	<i>Austrotinodes</i>	CF	Detrit	99,29	0,00	0,00	0,71	Detrit	100,00	0,00	0,00	0,00
	Glossomatidae	<i>Itaura</i>	R	Detrit	98,18	1,82	0,00	0,00	Detrit	100,00	0,00	0,00	0,00
	Odontoceridae	<i>Marilia</i>	Fr	Detrit	96,67	2,50	0,00	0,83	Detrit	97,33	2,33	0,00	0,33
	Polycentropodidae	<i>Cernotina</i>	Pr	Detrit	100,00	0,00	0,00	0,00	Detrit	98,98	0,82	0,00	0,20
		<i>Cyrnellus</i>	CF	Detrit	100,00	0,00	0,00	0,00	Detrit	100,00	0,00	0,00	0,00
		<i>Nyctiophylax</i>	CF	Detrit	99,29	0,71	0,00	0,00	Detrit	96,00	4,00	0,00	0,00
		<i>Polyplectropus</i>	Pr	Detrit	98,89	0,00	0,00	1,11	Detrit	100,00	0,00	0,00	0,00
		<i>Hydroptitila</i>	Fr	Detrit	94,00	6,00	0,00	0,00	Detrit	-	-	-	-
	Hydroptilidae	<i>Oxyethira</i>	Fr	Detrit	100,00	0,00	0,00	0,00	Detrit	100,00	0,00	0,00	0,00
		<i>Neotrichia</i>	R	Detrit	100,00	0,00	0,00	0,00	Detrit	100,00	0,00	0,00	0,00
		<i>Machairocentron</i>	CC	Detrit	100,00	0,00	0,00	0,00	Detrit	100,00	0,00	0,00	0,00
	Hemiptera	Vellidae	<i>Rhagovelia</i>	Pr	Detrit	100,00	0,00	0,00	0,00	Detrit	100,00	0,00	0,00
<i>Stridulivelia</i>			Pr	Detrit	97,50	2,50	0,00	0,00	Detrit	100,00	0,00	0,00	0,00
<i>Platyvelia</i>			Pr	Detrit	100,00	0,00	0,00	0,00	Detrit	100,00	0,00	0,00	0,00
Mesovelidae		<i>Mesovelia</i>	Pr	Detrit	100,00	0,00	0,00	0,00	Detrit	100,00	0,00	0,00	0,00
Notonectidae		<i>Martarega</i>	Pr	Detrit	97,50	2,50	0,00	0,00	Detrit	98,89	1,11	0,00	0,00
		<i>Notonecta</i>	Pr	Detrit	100,00	0,00	0,00	0,00	Detrit	-	-	-	-
Gerridae		<i>Trepobates</i>	Pr	Detrit/herb	85,00	15,00	0,00	0,00	Detrit	-	-	-	-

	Leptophlebiidae	<i>Askola</i>	CC	Detrit	100,00	0,00	0,00	0,00	Detrit	100,00	0,00	0,00	0,00
		<i>Hagenulopsis</i>	CC	Detrit	100,00	0,00	0,00	0,00	Detrit	100,00	0,00	0,00	0,00
		<i>Miroculis</i>	CC	Detrit	98,00	0,00	0,00	2,00	Detrit	100,00	0,00	0,00	0,00
	Leptohephidae	<i>Tricorythopsis</i>	CC	Detrit	100,00	0,00	0,00	0,00	Detrit	100,00	0,00	0,00	0,00
	Caenidae	<i>Caenis</i>	CC	Detrit	100,00	0,00	0,00	0,00	Detrit	97,44	2,56	0,00	0,00
	Polymirtacyidae	<i>Campsurus</i>	CC	Detrit	-	-	-	-	Detrit	100,00	0,00	0,00	0,00
Plecoptera	Perlidae	<i>Anacroneuria</i>	Pr	Detrit	98,42	0,00	0,00	1,58	Detrit	99,35	0,00	0,00	0,65
		<i>Macrogynoplax</i>	Pr	Detrit	96,47	2,06	0,00	1,47	Detrit	98,72	1,28	0,00	0,00
Megaloptera	Corydalidae	<i>Corydalus</i>	Pr	Detrit	94,29	5,71	0,00	0,00	Detrit	97,33	1,33	0,00	1,33
Decapoda	Palaemonidae	<i>Macrobrachium</i>	Fr	Detrit	96,49	3,09	0,10	0,31	Detrit	96,82	1,88	0,00	1,29

Nota: Algas não foram observadas no conteúdo estomacal dos espécimes analisados e assim não foram incluídas na tabela.

Legenda: GFT= Grupos Funcionais Tróficos; CF= Coletor-filtrador; CC= Coletor-catador; Fr=Fragmentador; R=Raspador; Pr=Predador; N.T=Nível trófico, Detrit= Detritívoro; MF = Matéria orgânica particulada fina (<1 mm), V= Tecido vegetal, MG = Matéria orgânica particulada grossa (>1 mm), I = Invertebrados.

Os táxons analisados no presente estudo foram agrupados em duas categorias: 1 – detritívoro, grupo que se alimenta de detritos finos (MOPF) (94,6%) e 2 – detritívoro/herbívoro, grupo que se alimenta de detritos e vegetais (5,4%) (Figura 9). A maioria dos táxons se caracterizou como coletores (filtradores e catadores), O consumo de MOPG, que indicaria o hábito alimentar fragmentador foi o item alimentar menos encontrado, no conteúdo estomacal dos indivíduos analisados.

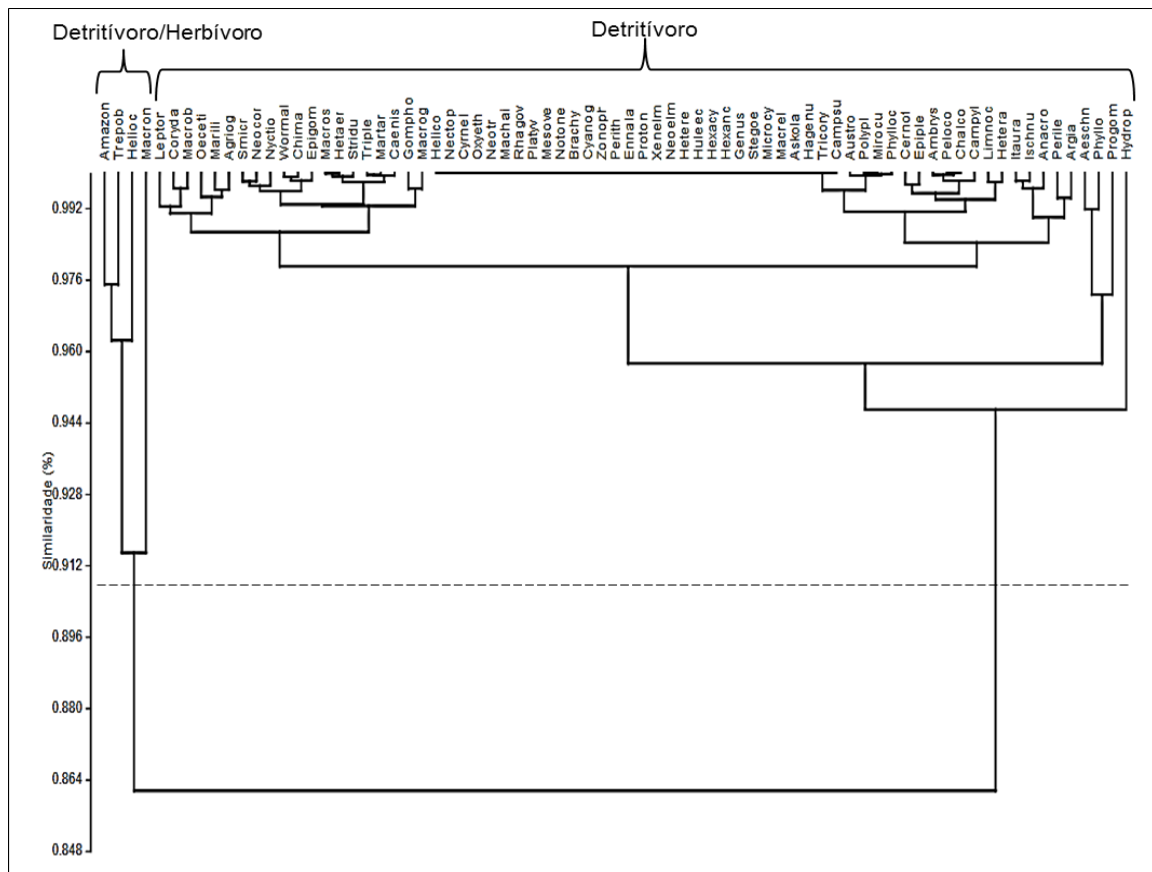


Figura 10 - Dendrograma representando a similaridade na dieta de macroinvertebrados e os grupos tróficos a que pertencem. A linha tracejada representa o corte de similaridade de 90% usado para definir os grupos tróficos.

Os 10 táxons mais abundantes foram: *Macronema*, *Leptonema*, *Cernotina*, *Smicridea* (Trichoptera), *Gomphoides* e *Heteragrion* (Odonata), *Campylocia* e *Caenis*, (Ephemeroptera), *Macrogynoplax* (Plecoptera) e *Macrobrachium* (Decapoda). Todos os táxons analisados apresentaram cinco estádios larvais (Figura 10).

Diferenças significativas da dieta alimentar relacionadas aos estádios larvais foram observadas para quatro gêneros: *Macrobrachium*, sendo observada diferença significativa para os itens alimentares MOPF entre estádios 4 e 5, com maior consumo no estágio 4 ($F_{(4, 177)} = 3,01$, $p = 0,01$) (Figura 11) e tecido vegetal entre estádios 4 e 5, com maior consumo no estágio 5 ($F_{(4, 177)} = 3,10$, $p = 0,01$) (Figura 12). O gênero *Leptonema* apresentou diferença significativa para o consumo de invertebrados entre os estádios 1, 2 e 5, com maior consumo deste item no estágio 5 ($F_{(4, 111)} = 2,53$, $p = 0,04$) (Figura 13), o gênero *Leptonema* consumiu maior % de MOPF nos substratos mistos ($F_{(10, 105)} = 3,67$, $p < 0,01$) (Figura 14) e de tecido vegetal no substrato raiz ($F_{(10, 105)} = 3,44$, $p < 0,01$) (Figura 15). O gênero *Macrogynoplax* apresentou maior consumo de tecido vegetal no substrato mistos ($F_{(10, 62)} = 2,28$, $p = 0,02$) (Figura 16) e invertebrados no substrato formado raiz ($F_{(10, 62)} = 2,54$, $p = 0,01$) (Figura 17). O gênero *Smicridea* apresentou diferença significativa para os itens alimentares MOPF, com maiores consumos nos estádios 1, 2 e 3 ($F_{(4, 59)} = 7,21$, $p < 0,01$) (Figura 18) e tecido vegetal, com maiores consumos nos estádios 4 e 5 ($F_{(4, 59)} = 5,90$, $p < 0,01$) (Figura 19). E o gênero *Gomphoides* apresentou diferença significativa dos itens alimentares entre os estádios larvais, com diferença para consumo de invertebrados entre os estádios 1, 2, 4 e 5, com maiores consumos no estágio 5 ($F_{(4, 56)} = 2,72$, $p = 0,03$) (Figura 20). Em relação aos substratos, o gênero *Gomphoides* consumiu maior % de MOPF em substratos mistos ($F_{(11, 49)} = 2,50$, $p = 0,01$) (Figura 21) e invertebrados no substrato raiz ($F_{(11, 49)} = 6,32$, $p < 0,01$) (Figura 22).

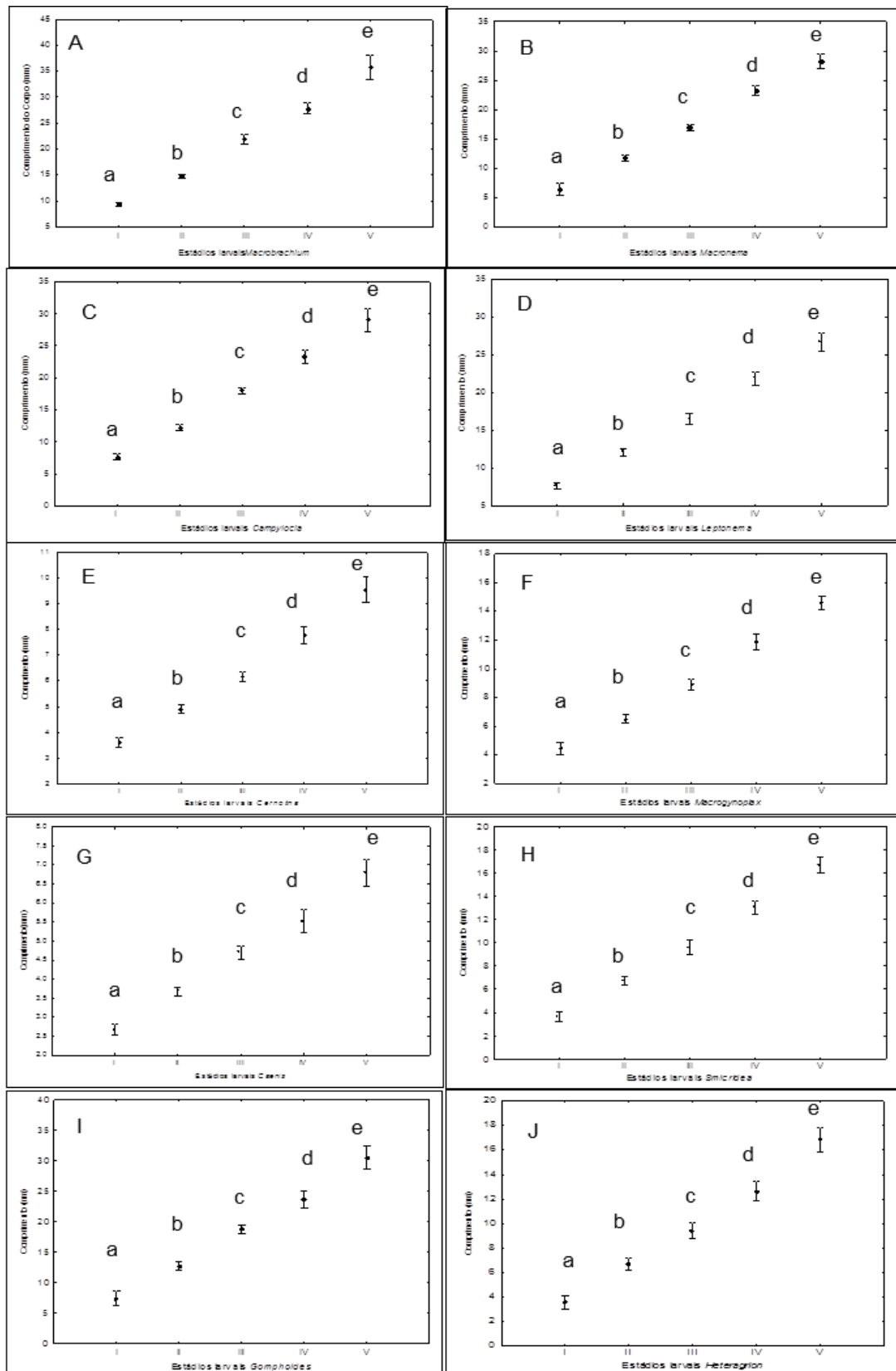


Figura 11 - Estádios larvais dos 10 gêneros baseados no comprimento do corpo. A= *Macrobrachium*; B= *Macronema*; C= *Campilocya*; D= *Leptonema*; E= *Cernotina*; F= *Macrogynoplax*; G= *Caenis*; H= *Smicridea*; I= *Gomphoides*; H= *Heteragrion*.

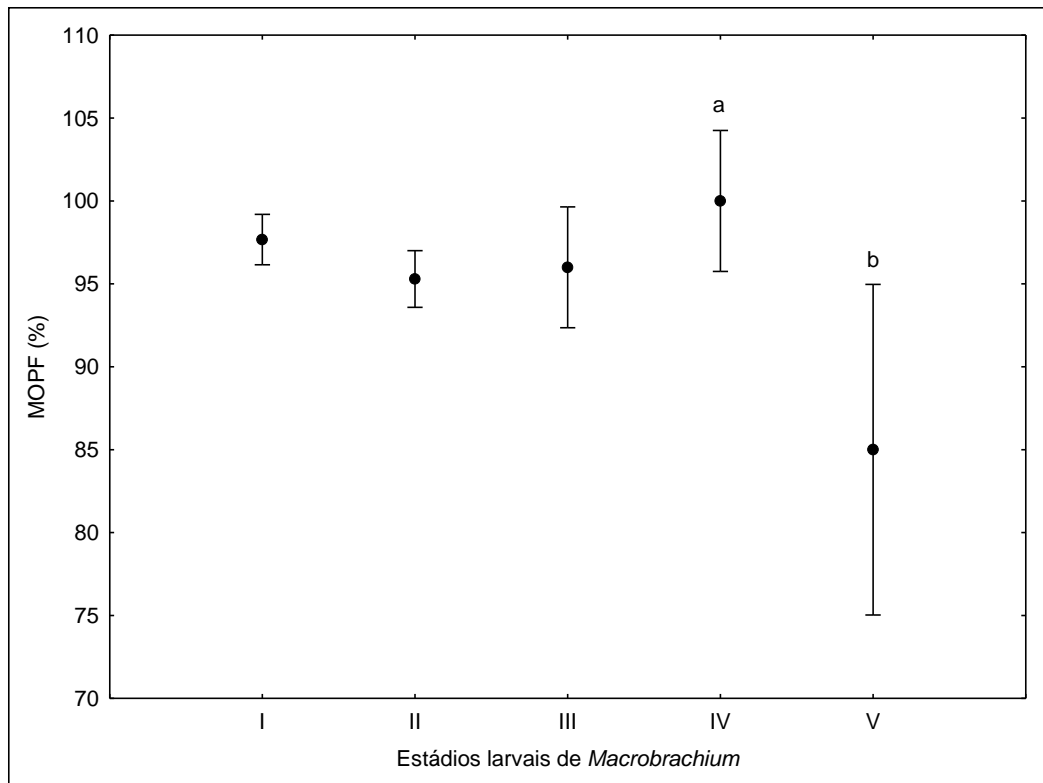


Figura 12 - Consumo de MOPF entre os estádios larvais de *Macrobrachium*.

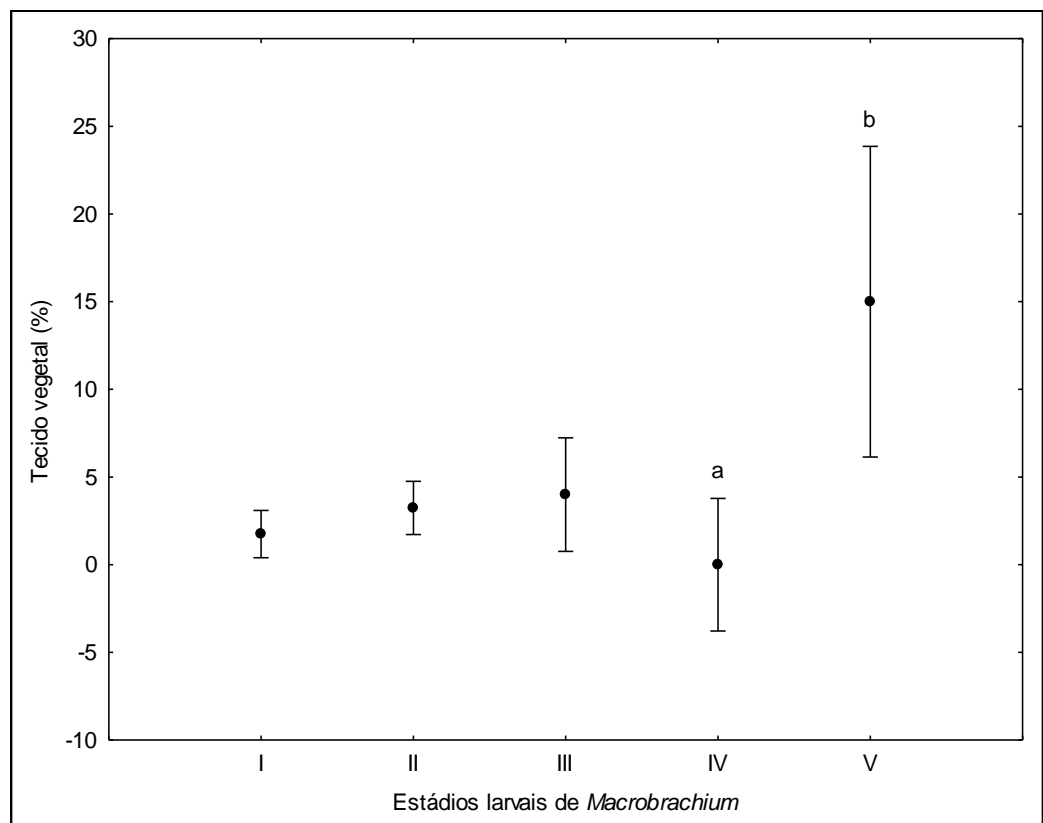


Figura 13 - Consumo de tecido vegetal entre os estádios larvais de *Macrobrachium*.

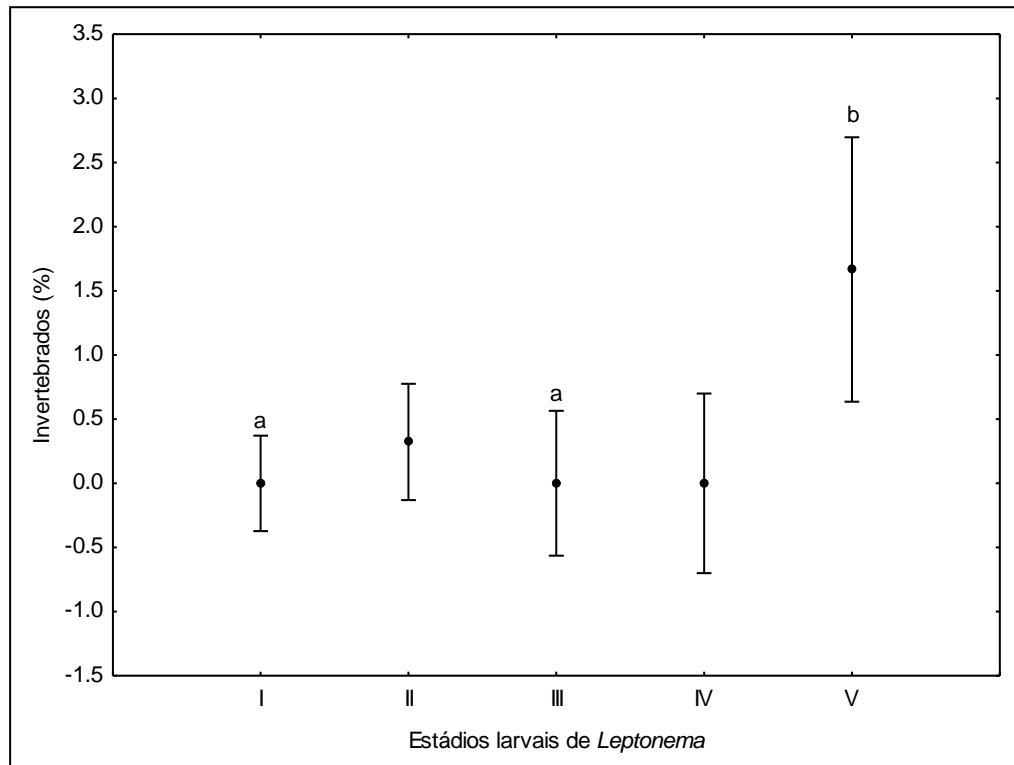


Figura 14 - Consumo de invertebrados entre os estádios larvais de *Leptonema*.

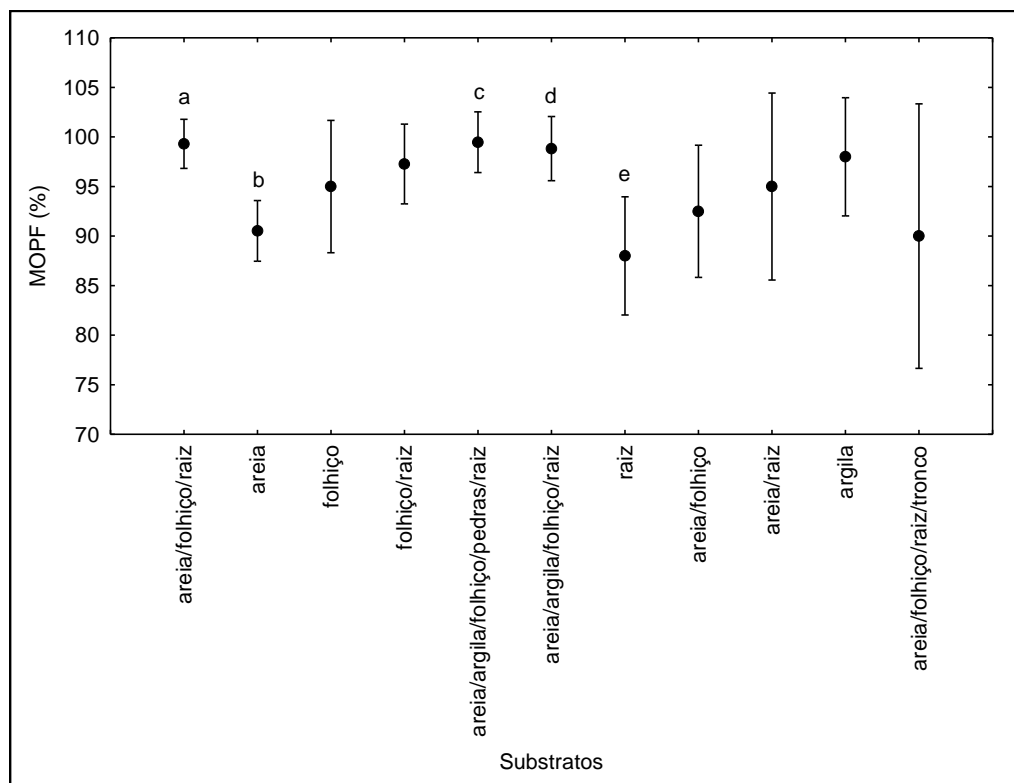


Figura 15 - Consumo de MOPF por substratos dos estádios larvais de *Leptonema*.

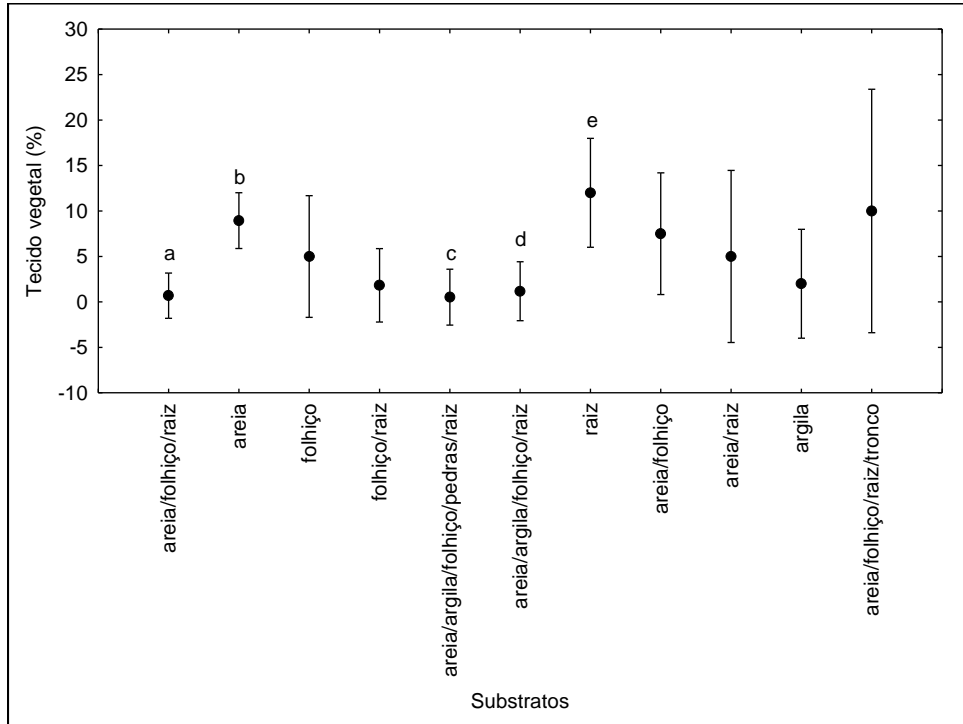


Figura 16- Consumo de tecido vegetal por substratos dos estádios larvais de *Leptonema*.

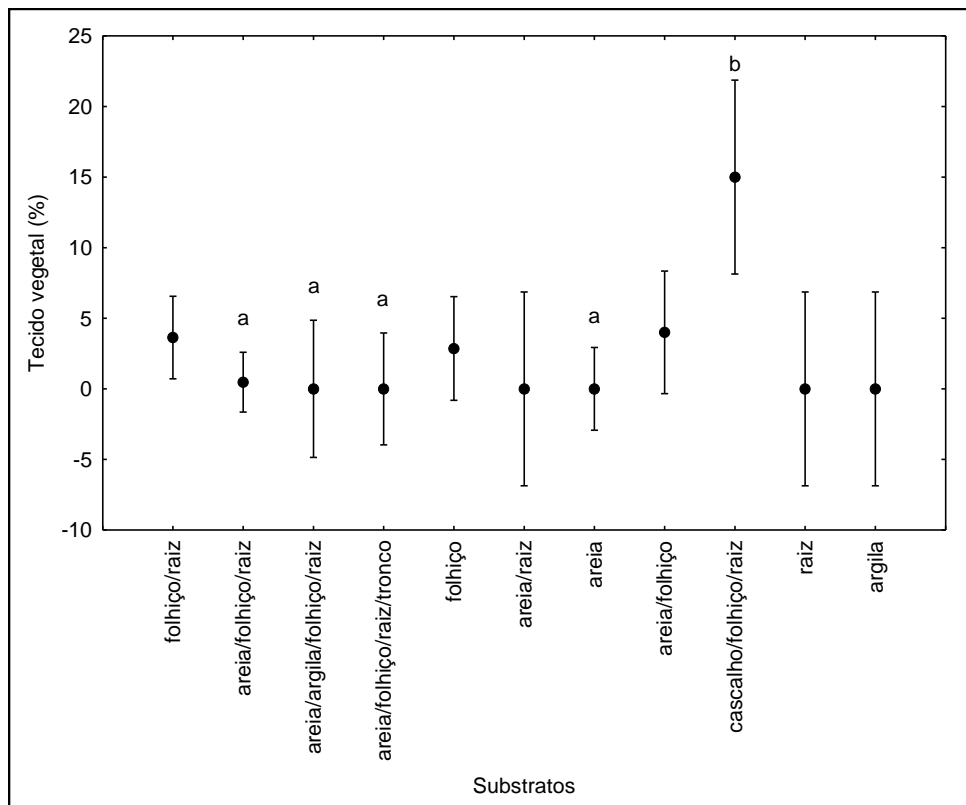


Figura 17- Consumo de tecido vegetal por substratos dos estádios larvais de *Macrogynoplax*.

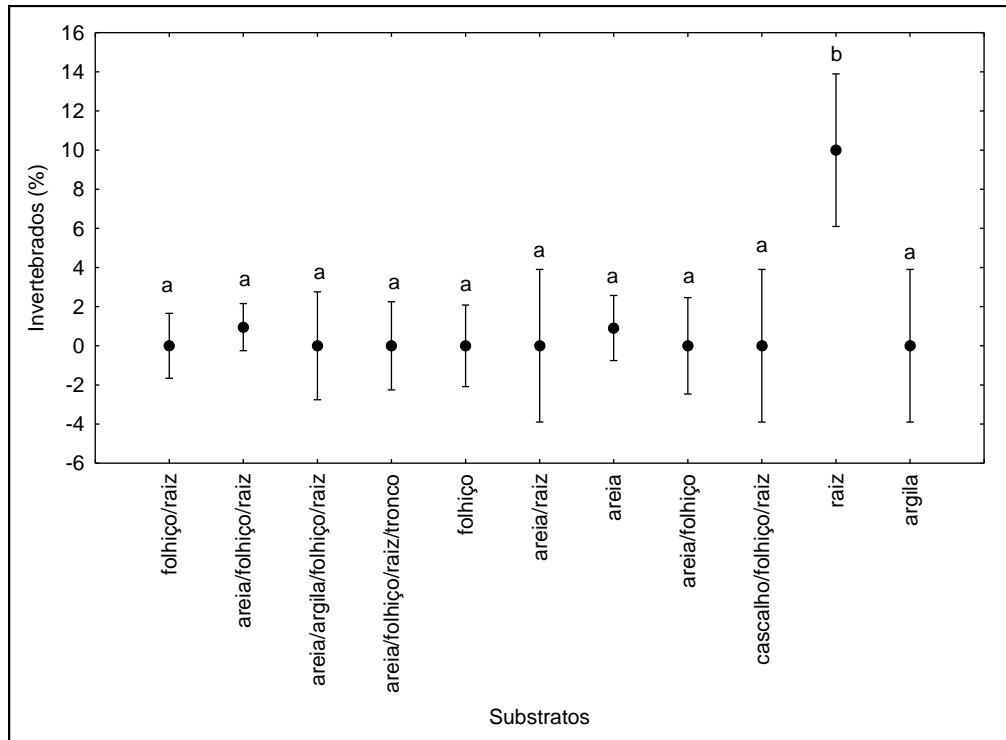


Figura 18- Consumo de invertebrados por substratos dos estádios larvais de *Macrogynoplax*.

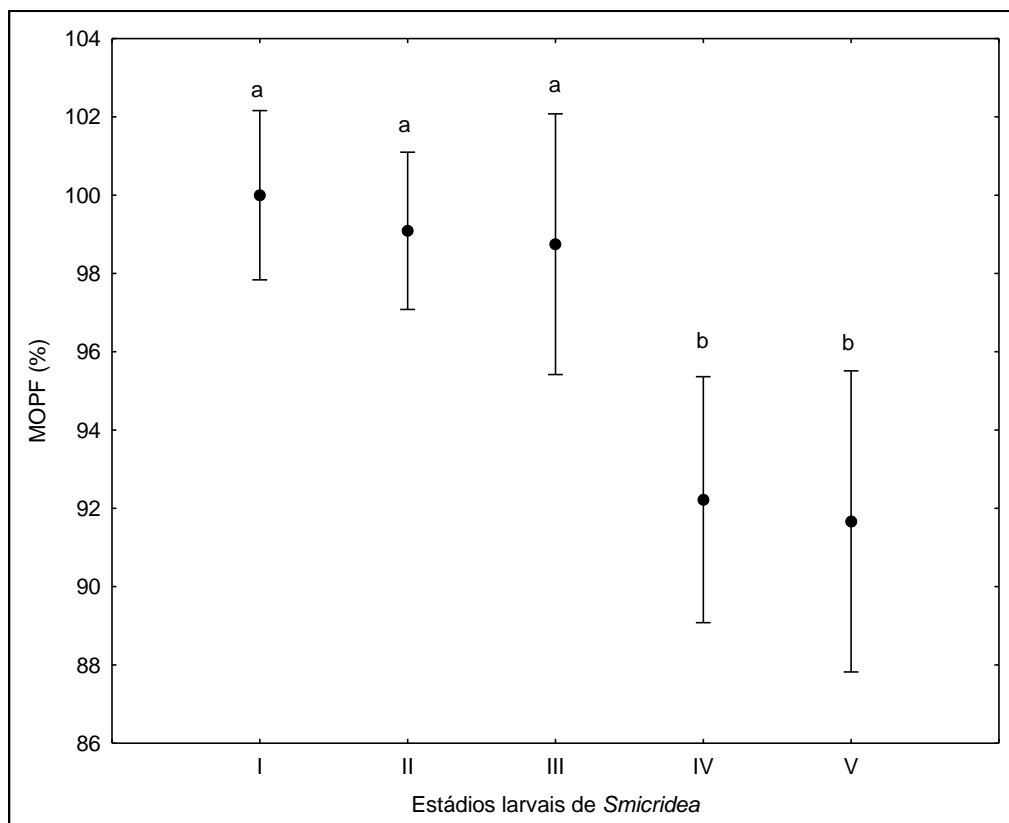


Figura 19 - Consumo de MOPF entre os estádios larvais de *Smicridea*.

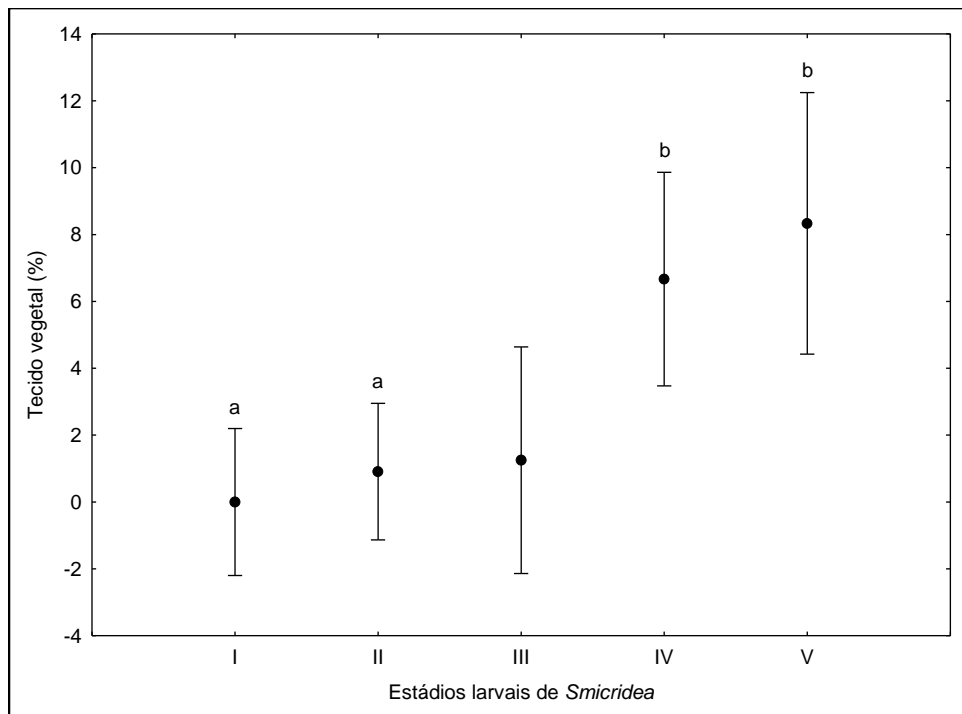


Figura 20 - Consumo de tecido vegetal entre os estádios larvais de *Smicridea*.

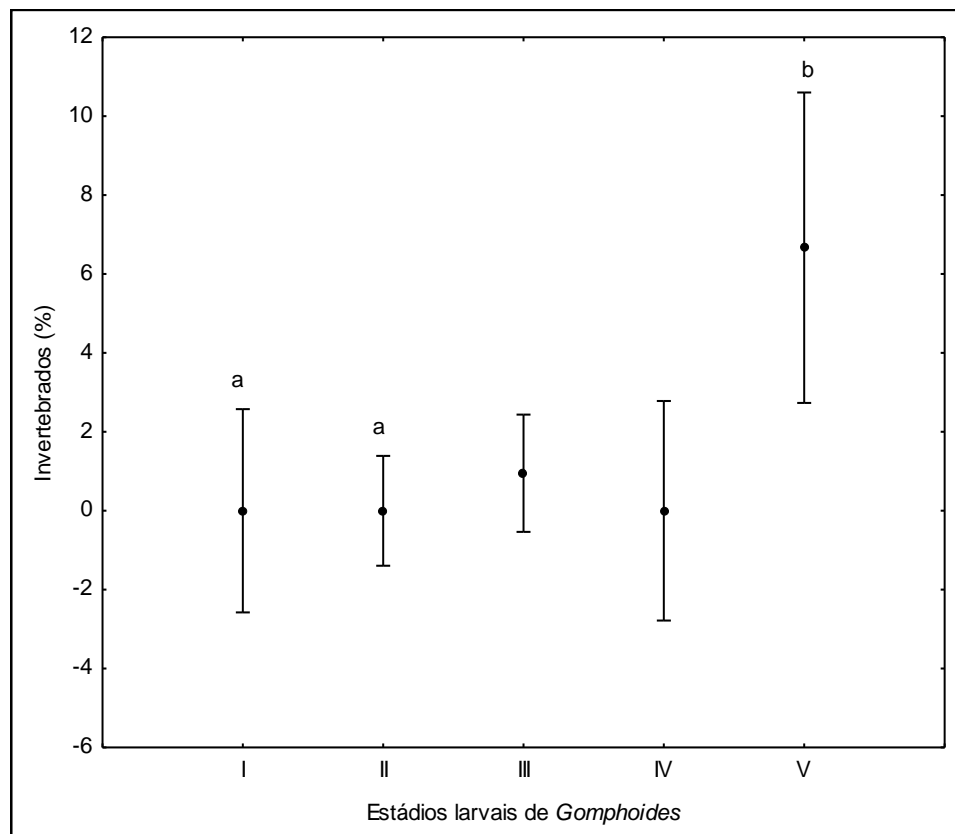


Figura 21 - Consumo de invertebrados entre os estádios larvais de *Gomphoides*.

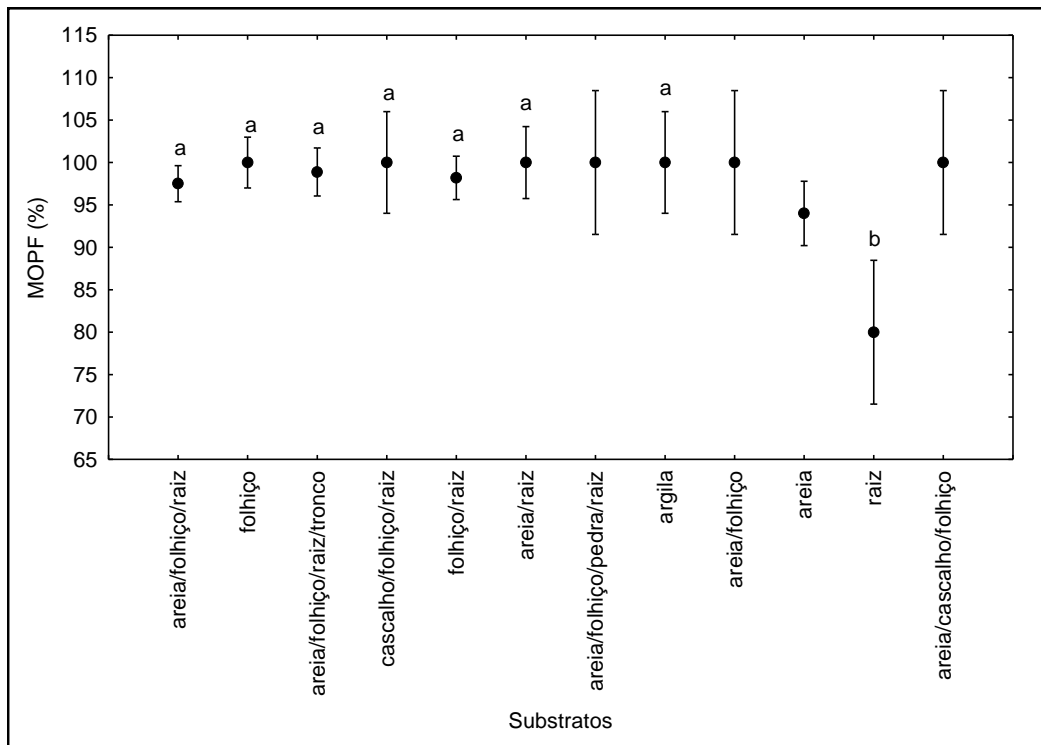


Figura 22 - Consumo de MOPF por substratos dos estádios larvais de *Gomphoides*.

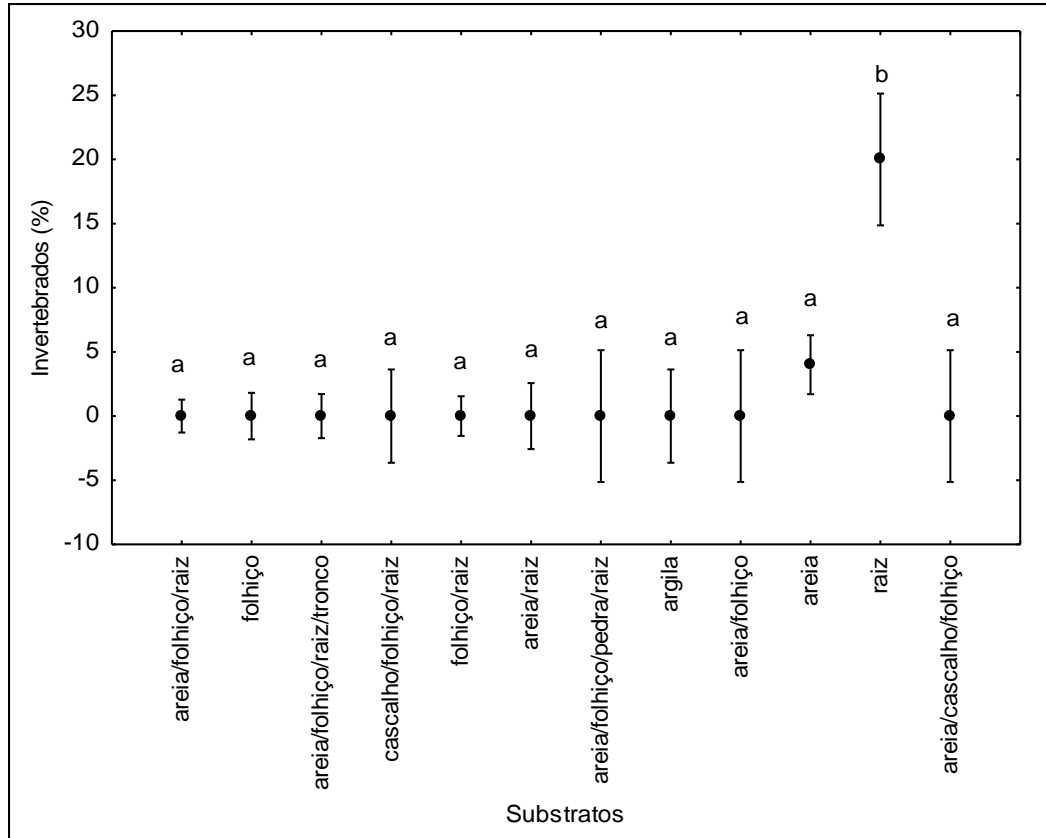


Figura 23 - Consumo de invertebrados por substratos dos estádios larvais de *Gomphoides*.

Dos 10 táxons analisados somente quatro apresentaram diferenças significativas no percentual entre itens alimentares entre períodos amostrais (Tabela 17). O nível trófico não mudou, a variação foi no percentual dos itens alimentares. O gênero *Leptonema* apresentou maiores percentuais de MOPF no período chuvoso ($t = -4,80$, $p = <0,01$) e tecido vegetal no período menos chuvoso ($t = -4,78$, $p = <0,01$). O gênero *Macrogynoplax* apresentou maiores valores de percentual de invertebrados no período menos chuvoso ($t = 2,10$, $p = 0,03$). *Smicridea* apresentou maiores valores de tecido vegetal no período menos chuvoso ($t = 2,14$, $p = 0,03$) e o gênero *Gomphoides* também apresentou maiores valores no período menos chuvoso para dieta de invertebrados ($t = 2,01$, $p = 0,04$).

Tabela 17 - Comparação do consumo de itens alimentares (%) entre os períodos sazonais para os 10 gêneros mais abundantes dos igarapés da APA Alter do Chão e Fona Tapajós, Oeste do Pará.

Táxons	Itens alimentares			
	MOPF	Tecido Vegetal	MOPG	Invertebrados
<i>Macrobrachium</i>	$t = -0,30$ $p = 0,76$	$t = 1,25$ $p = 0,21$	$t = 0,93$ $p = 0,35$	$t = -1,87$ $p = 0,06$
<i>Macronema</i>	$t = -0,73$ $p = 0,46$	$t = 0,51$ $p = 0,60$	$t = 1,68$ $p = 0,09$	-
<i>Campilocia</i>	$t = -0,99$ $p = 0,32$	$t = 0,99$ $p = 0,32$	-	-
<i>Leptonema</i>	$t = -4,80$ $p = <0,01$	$t = 4,78$ $p = <0,01$	$t = 0,24$ $p = 0,80$	-
<i>Cernotina</i>	$t = 1,62$ $p = 0,80$	$t = -1,81$ $p = 0,08$	$t = -0,69$ $p = 0,48$	-
<i>Macrogynoplax</i>	$t = -1,64$ $p = 0,10$	$t = 0,62$ $p = 0,53$	$t = 2,10$ $p = 0,03$	-
<i>Caenis</i>	$t = 1,55$ $p = 0,12$	$t = -1,55$ $p = 0,12$	-	-
<i>Smicridea</i>	$t = -1,85$ $p = 0,06$	$t = 2,14$ $p = 0,03$	-	$t = -1,06$ $p = 0,29$
<i>Gomphoides</i>	$t = -1,05$ $p = 0,29$	$t = -0,59$ $p = 0,55$	-	$t = 2,01$ $p = 0,04$
<i>Heteragrion</i>	$t = -0,42$ $p = 0,67$	$t = -0,98$ $p = 0,33$	-	$t = 1,84$ $p = 0,07$

Nota: Valor em negrito significativo a 0,05.

3.5 DISCUSSÃO

A maioria dos táxons se caracterizou como detritívoro, apresentando um elevado consumo de MOPF. Os resultados corroboram com outros estudos que demonstram que “fragmentadores seriam “escassos” em ambientes aquáticos tropicais (e.g. WANTZEN & WAGNER, 2006, COUCEIRO et al., 2011, MESA et al., 2013; GONÇALVES et al., 2014, GRAÇA et al., 2015; FERREIRA et al., 2015).

Ecossistemas como os igarapés recebem grandes quantidades de matéria orgânica particulada de zona ripária pela erosão das margens. Boa parte dela constituída de folha que é a fração mais abundante (ELOSEGI & POZO, 2005; GONÇALVES; FRANÇA; CALLISTO, 2006). Porém, a vegetação que cai aos igarapés de áreas tropicais decompõe-se em detrito

fino rapidamente (DOBSON et al., 2002; MATHURIA & CHAUVET, 2002, GONÇALVES et al., 2012), devido a atividade microbiana que acelera a decomposição, aumentando a qualidade nutricional dos detritos para os invertebrados (ROBINSON; GESSNER; WARD, 1998; GRAÇA, 2001). Assim, a ocorrência de MOPF (detrito) no conteúdo estomacal dos macroinvertebrados seria, principalmente, devido à sua elevada disponibilidade no habitat (HENRIQUES-OLIVEIRA, NESSIMIAN, DORVILLÉ, 2003, CHARÁ-SERNA et al., 2012), sendo um recurso chave nas teias alimentares aquáticas (ACUÑA et al., 2005; CENEVIVA-BASTOS CASATTI, 2014).

Apesar da forte relação da dieta alimentar dos macroinvertebrados com a MOPF houve um número elevado de táxons (60%) que consumiram, mesmo em pequenas proporções, mais de um item alimentar, confirmando que as teias alimentares em pequenos igarapés tropicais são dominadas por consumidores generalistas (e.g. MIHUC & MIUC, 1995; MIHUC, 1997, NESSIMIAN & CARVALHO, 1998; NESSIMIAN et al., 1999; HENRIQUES-OLIVEIRA et al., 2003, CHESIRE; BOYERO; PEARSON, 2005; COVICH 1988), ou eu estes podem ocupar pelo menos dois níveis tróficos (WANTZEN & WAGNER, 2006; TOMANOVA; GOITIA; HELESIC, 2006).

No presente estudo, a matéria orgânica particulada fina (MOPF) foi o item alimentar predominante, no conteúdo estomacal, na maioria dos táxons, presente em todos os estádios larvais dos 10 táxons mais abundantes. Esse tipo de resultado já foi constatado até mesmo para organismos ditos fragmentadores típicos como *Phylloicus* (e.g. FERREIRA et al., 2015). A predominância de MOPF, em todos os estádios, assim como, nas larvas de *Phylloicus*, indica plasticidade em comportamento alimentar (FERREIRA et al., 2015).

Macrobrachium e *Smicridea* apresentaram maior consumo de MOPF nos primeiros estádios, assim como *Gomphoides* predador típico consumiu mais invertebrados nos últimos estádios. Mudanças na dieta alimentar de macroinvertebrados podem estar associadas aos últimos estádios larvais, quando estes tendem para o uso de recurso específico (MERRITT; CUMMINS; CAMPBELL, 2014).

No presente estudo, observou-se consumo preponderante de MOPF na dieta dos táxons, independentemente do tipo de substrato, dos 10 gêneros analisados, apenas três gêneros apresentaram diferenças significativas de dieta alimentar entre os substratos. Ainda assim MOPF foi o recurso mais utilizado. As diferenças entre substratos provavelmente refletem a maior disponibilidade de um recurso naquele dado substrato. A preferência por recursos abundantes pode ser considerada uma vantagem em ambientes instáveis como os igarapés (ALLAN & CASTILHO, 2007). Os gêneros *Leptonema* e *Gomphoides* apresentaram

maior consumo de tecido vegetal em substratos mistos. Já *Macrogynoplax* consumiu tecido vegetal em substratos mistos, já para a dieta de invertebrados esta diferença foi evidenciada para o substrato raiz. As diferenças de itens alimentares em substratos podem estar relacionadas ao fato do substrato para alguns táxons ser fonte de alimento (KIKUSHI & UIEDA, 1998) e, que determinados substratos apresentaram maiores frequências de táxons (KIKUSHI & UIEDA, 2005; FIDELIS et al., 2008), justamente devido a disponibilidade de alimento (WALKER, 1990).

Sobre a influência da sazonalidade, somente quatro dos 10 gêneros analisados apresentaram diferenças significativas na % de consumo de cada item analisado. Entretanto essas diferenças não alteraram o estado trófico desses organismos como visto na Tabela 16. Esses resultados corroboram com outros estudos que encontraram similaridade, na estrutura trófica das comunidades analisadas entre períodos sazonais, onde os autores inferem a importância da MOPF como um recurso alimentar constante e disponível e que independe da influência da sazonalidade (LAKE, 1995, YULE, 1996; MOTA & UIEDA, 2004; CARVALHO & UIEDA, 2009).

Os resultados do presente estudo corroboram com boa parte da literatura sobre a dieta alimentar de macroinvertebrados em igarapés. Na literatura da área, os autores demonstraram a importância da análise do conteúdo estomacal, na determinação trófica, em vez de usar somente a classificação em grupos funcionais tróficos baseada em mecanismos morfológico-comportamentais. Pois, dos 75 gêneros analisados apenas 26 táxons (35%) corresponderam ao mesmo grupo trófico de Merritt, Cummins, Berg (2008).

3.6 CONCLUSÃO

A análise de conteúdo estomacal revelou uma dieta alimentar significativamente detritívora, baseada em indivíduos coletores (filtradores e catadores) e indícios de onivoria, indicando grupos generalistas.

Houve pouca variação na dieta alimentar entre estádios larvais, períodos sazonais e entre substratos, indicando que sazonalidade ou estágio não são primordiais para a dieta dos macroinvertebrados. Em todos estes houve predominância de consumo de matéria orgânica particulada fina (MOPF), reforçando a importância deste recurso alimentar em igarapés tropicais.

O uso da análise da dieta para avaliar a estrutura trófica dos macroinvertebrados pode orientar o caminho através de uma perspectiva funcional de cada ecossistema. Dessa forma

este estudo fornece uma contribuição ao conhecimento atual sobre a alimentação de macroinvertebrados, fornecendo um conjunto de dados de sua ecologia trófica em sistemas tropicais amazônicos.

4 - CONSIDERAÇÕES FINAIS

A utilização de macroinvertebrados ao longo dessas duas últimas décadas veio evoluindo e essa ferramenta tem sido bastante útil para avaliar as condições ambientais dos recursos hídricos, como demonstrado no presente estudo.

A análise do conteúdo estomacal é uma temática que vem se aprimorando, nos últimos dez anos e, ter analisado o conteúdo estomacal de macroinvertebrados de igarapés amazônicos foi um importante passo para se entender as condições tróficas dos igarapés e da fauna amazônica. Mas claro que mais estudos devem ser realizados para se traçar um perfil real sobre a ecologia trófica dos macroinvertebrados aquáticos de regiões tropicais.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ACUÑA, V., MUÑOZ, I., GIORGI, A., OMELLA, M., SABATER, F. and SABATER, S. Drought and post drought recovery cycles in an intermittent Mediterranean stream: structural and functional aspects. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 24, n.4, p. 919-933, 2005.
- AGOSTINHO A. A.; THOMAS S. M.; GOMES L.C. Conservação da biodiversidade em águas continentais do Brasil. **Megadiversidade**, v.1, p.70-78, 2005.
- ALBARIÑO, R. J.; BALSEIRO, E. G. Leaf litter breakdown in Patagonian streams: native versus exotic trees and the effect of invertebrate size. **Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems**, v. 12, p. 181-192, 2002.
- ALLAN, J. D.; CASTILLO, M. M. **Stream ecology: structure and function of running waters**. 2nd ed. Netherlands: Springer, 2007. 436 p.
- ANJOS, M. B. **Estrutura de comunidades de peixes de igarapés de terra firme na Amazônia Central: composição, distribuição e características tróficas**. 68 f. Dissertação (Mestrado) – Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Universidade Federal do Amazonas, Amazonas, 2005.
- ARAUJO-LIMA, C. A. R. M.; JIMÉNEZ, L. F.; OLIVEIRA, R. S.; ETEROVICK, P. C., MENDONZA, U.; JEROZOLIMKI, A. Relação entre o número de espécies de peixes, complexidade do hábitat e ordem do riacho nas cabeceiras de um tributário do rio Urubu, Amazônia Central. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 11, n. 2, p.127-135, 1999.
- BACELAR, B. M. F.; Pinheiro, T. S. M.; LEAL, M. F.; PAZ, Y. M.; LIMA, A. S. T.; ALBUQUERQUE, C. G.; CORRÊA, M. M.; CORDEIRO, I.; SILVA, V. L.; EL-DEIR, S. **Metodologia para elaboração de cartilhas em projetos de Educação Ambiental em micro e pequenas empresas**. SEBRAE. [s.n.], 2009. 3 p.
- BAPTISTA, D. F.; DORVILLÉ, L. F. M.; BUSS, D. F.; NESSIMIAN, J. L. 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, D.F.; BUSS, D.F.; EGLER, M.; GIOVANELLI, A.; Silveira, M.P. & Nessimian, J.L. A multimetric index based on benthic macroinvertebrates for evaluation of Atlantic Forest streams at Rio de Janeiro State. **Hydrobiologia**, v. 575, p. 83-94, 2007.
- BAPTISTA, D.F. O uso de macroinvertebrados em procedimentos de biomonitoramento em ecossistemas aquáticos. **Oecologia Brasiliensis**, v. 12, p. 425-441, 2008.
- BARBOSA F. A. R (org.). **Workshop: Brazilian Programme on Conservation and Management of Inland Waters**. Acta Limnologica Brasiliensia. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas/Sociedade Brasileira de Limnologia, v. 5, 1994. 222p.
- BAPTISTA, V. A.; ANTUNES, M. B.; MARTELLO, A. R.; FIGUEIREDO, N. S. B.; AMARAL, A M. B.; SECRETTI, E.; BRAUN, B. Influência de fatores ambientais na distribuição de famílias de insetos aquáticos em rios no sul do Brasil. **Ambiente & Sociedade**, São Paulo, v. 17, p. 155-176, 2014.

BARBOSA, F. A. R.; CALLISTO, M.; GALDEAN, N. The diversity of benthic macroinvertebrates as an indicator of water an ecosystem health: A case study for Brasil. **Aquatic Ecosystem Health e Management**, v. 4, p. 51-59, 2001.

BARBOUR, M.T.; GERRITSEN, J.; SNYDER, B.D. & STRIBLING, J.B. **Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish**. 2ª ed. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington, D.C. 1999.

BISPO, P, C.; OLIVEIRA, L, G. 1998. Distribuição espacial de insetos aquáticos (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) em córregos de cerrado do Parque Ecológico de Goiânia, Estado de Goiás. In: NESSIMIAN, J, L.; CARVALHO, A, L. (Eds). **Ecologia de Insetos Aquáticos**, Série Oecologia Brasiliensis, v. 5, p. 175-189.

BISPO, P, C.; OLIVEIRA, L, G.; BINI, L, M.; SOUSA, K, G, Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera from riffles in mountain streams of Central Brazil: environmental factors influencing the distribution and abundance of immatures, **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 66, n. 2, p. 611–622, 2006.

BOYERO, L.; PEARSON, R. G.; DUDGEON, D.; GRAÇA, M. A. F.; GESSNER, M. O.; ALBARINO, R. J.; FERREIRA, V.; YULE, C. M.; BOULTON, A. J.; ARUNACHALAN, M.; CALLISTO, M.; CHAUVET, E.; RAMIREZ, A.; CHARÁ. J.; MORETTI, M. S.; JÚNIOR, J. F. G.; HELSON, J. E.; CHARÁ-SERNA, A. M.; ENCALADA, A. C.; DAVIDS, J. N.; CORNEJO, A.; LI, A. O .Y.; BURIA, L. M.; VILLANUEVA, V. D.; ZUNIGA, M. C. & PRINGLE, C. M. Global distribution of a key trophic guild contrasts with common latitudinal diversity patterns. **Ecology**, v. 92, n. 9, p.1839-1848, 2011.

BRASIL. **Constituição Federal**. República Federativa do Brasil. Brasília: Senado, 1988. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br>. Acesso em: 03 de agosto de 2016.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Lei n. 9.795/1999**. Dispõe sobre a educação ambiental, institui a Política Nacional de Educação Ambiental e dá outras providências. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=321>. Acesso em: 22 de janeiro 2016.

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

BUSS, D. F.; OLIVEIRA, R.B.; BAPTISTA, D.F. Monitoramento biológico de ecossistemas aquáticos continentais. **Oecologia Brasiliensis**, v. 12, p. 339-345, 2008.

CAIRNS Jr., J.; McCORMICK, P. V.; NIEDERLEHNER, B. R. A proposal framework for developing indicators of ecosystem health. **Hydrobiologia**, v. 263, p. 1- 44, 1993.

CALLISTO, M.; ESTEVES, F. A. Distribuição da comunidade de macroinvertebrados bentônicos em um lago amazônico impactado por rejeito de bauxita, Lago Batata (Pará, Brasil). In: ESTEVES, F.A. (Ed.) Oecologia Brasiliensis. **Estrutura, Funcionamento e**

Manejo de Ecossistemas Brasileiros. Programa de Pós-graduação em Ecologia, Instituto de Biologia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, v. 1, p. 281-291, 1995.

CALLISTO, M.; ESTEVES, F. Composição granulométrica do sedimento de um lago amazônico impactado por rejeito de bauxita e um lago natural. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 8, p. 115-126, 1996.

CALLISTO, M.; ESTEVES, F. A. Categorização funcional dos macroinvertebrados bentônicos em quatro ecossistemas lóticos sob a influência das atividades de uma mineração de bauxita na Amazônia Central (Brasil). In: NESSIMIAN, J. L.; CARVALHO, A. L. **Ecologia de Insetos Aquáticos.** Oecologia Brasiliensis, vol. 5, p. 223-234, 1998.

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

CARDOSO, R. S.; NOVAES, C. P. Variáveis limnológicas e macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores de qualidade da água. **Revista Nacional de Gerenciamento de Cidades**, v. 01, n. 05, p. 16-35, 2013.

CARVALHO, I. C. M. **Educação ambiental:** a formação do sujeito ecológico. 2ª ed. São Paulo: Cortez, 2006. 256p.

CARVALHO-JR, E. A. R.; LIMA, A. P.; MAGNUSSON, W. E.; ALBERNAZ, A. L. K. M. Long-term Effect of Forest Fragmentation on the Amazonian Gekkonid Lizards, *Coleodactylus amazonicus* and *Gonatodes humeralis*. **Austral Ecology**, p. 1-25. 2008.

CARVALHO, E. M.; UIEDA, V. S. Diet of invertebrates sampled in leaf-bags incubated in a tropical headwater stream. **Zoologia**, v. 26, n.4, p. 694–704, 2009.

CAVALCANTE, A. C. P.; SILVA, A. G.; SILVA, M. J. R. Dinâmicas e jogos educativos como ferramenta para a preservação dos recursos ambientais. **Revista Monografias Ambientais-Remoa**. v. 14, n. 2, p. 3049-3054, 2014.

CENEVIVA-BASTOS, M.; CASATTI, L. Shading effects on community composition and food web structure of a deforested pasture stream: evidences from a field experiment in Brazil. **Limnologica**, v. 46, p. 9-21, 2014.

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

CLETO-FILHO, S. E. N. Urbanização, Poluição e Biodiversidade na Amazônia. Programa de Pós-Graduação do Departamento de Ecologia (Instituto de Biociências) da Universidade de São Paulo. **Ciências Hoje**, v. 33, p. 72-75, 2003.

CHARA-SERNA A.M.; CHARA J. D.; ZUNIGA M. D.; PEARSON R.G.; BOYERO L. Diets of leaf litter-associated invertebrates in three tropical streams. **Ann. Limnol. - Int. J. Lim.**, v. 48, p. 139–144, 2012.

CHESHIRE, K.; BOYERO L.; PEARSON R.G. Food webs in tropical Australian streams: shredders are not scarce. **Freshwater Biology**, v. 50, p. 748–769, 2005.

- COPATTI, C. E. SCHIRMER, F. G. MACHADO, J. V. V. Diversidade de macroinvertebrados bentônicos na avaliação da qualidade ambiental de uma microbacia no sul do Brasil. **Perspectiva**, Erechim. v.34, n.125, p. 79-91, 2010.
- COUCEIRO, S.R.M.; HAMADA, N.; FORSBERG, B.R. & FERREIRA, R.L.M. Effects of an oil spill and discharge of domestic sewage on the insect fauna of Cururu stream, Manaus, AM, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 66, p. 35- 44, 2006.
- COUCEIRO, S. R. M.; HAMADA, N.; LUZ, S. L. B. Impacto da urbanização na vida aquática amazônica. **Ciência Hoje**, v. 40, p. 60-66, 2007.
- COUCEIRO, S. R. M.; HAMADA, N.; LUZ, S. L. B.; FORSBERG, B. R.; PIMENTEL, T. P. Deforestation and sewage effects on aquatic macroinvertebrates in urban streams in Manaus, Amazonas, Brazil. **Hydrobiologia**, v. 575, p. 271-284. 2007.
- COUCEIRO, S.R.M.; HAMADA, N.; FORSBERG, B.R. & PADOVESI-FONSECA, C. Effects of anthropogenic silt on aquatic macroinvertebrates and abiotic variables in streams in the Brazilian Amazon. **Journal of Soils and Sediments**, v. 10, p.89-103, 2010.
- COUCEIRO, S. R. M., HAMADA, N. Os instrumentos da política nacional de recursos hídricos na região Norte do Brasil. **Oecologia Australis**, v.15, p. 750-761, 2011.
- COUCEIRO, S. R. M.; HAMADA, N.; FORSBERG, B. R.; PADOVESI-FONSECA, C.. Trophic structure of macroinvertebrates in Amazonian streams impacted by anthropogenic siltation. **Austral Ecology**, v. 36, p. 628-637, 2011.
- COUCEIRO, S. R. M.; HAMADA, N.; FORSBERG, B. R.; PIMENTEL, T. P.; LUZ, S. L. B. 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.
- COVICH, A. P. Geographical and historical comparisons of neotropical streams: biotic diversity and detrital processing in highly variable habitats. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 7, p. 361-386, 1988.
- CUMMINS, K. W. Trophic relations of aquatic insects. **Annual Review of Entomology**, v. 18, p. 183-206, 1973.
- CUMMINS, K. W.; KLUG, M. J. Feeding ecology of stream invertebrates. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**, v. 10, p. 147-172, 1979.
- CUMMINS, K. W.; MERRITT, R. W.; ANDRADE, P. C. N. The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in southeast Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 40, p. 71-90, 2005.
- DINIZ-FILHO, J. A. F.; OLIVEIRA, L. G.; SILVA, M. M. Explaining the beta diversity of aquatic insects in "cerrado" streams from central Brazil using multiple mantel test. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 58, n. 2, p. 223-231, 1998.

DOBSON, M.; MATHOOKO, J. M.; MAGANA, A.; NDEGWA, F. K. Macroinvertebrate assemblages and detritus processing in Kenyan highland streams: more evidence for the paucity of shredders in the tropics? **Freshwater Biology**, v. 47, p. 909-919, 2002.

DOCILE, T. N. **Descrição e comparação das redes tróficas de macroinvertebrados aquáticos em riachos da Bacia do Rio Paquequer, dentro e fora do perímetro urbano da cidade de Teresópolis, RJ.** 104f. Dissertação de Mestrado - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2014.

ELOSEGI, A.; POZO, J. 2005. Litter Input. Pp. 3-11. In: GRAÇA, M.A.S.; BÄRLOCHER, F.; GESSNER, M. O (eds.). **Methods to study litter decomposition: a practical guide.** Springer, Dordrecht, The Netherlands. 329p.

ESPÍNDOLA, ELG., MATSUMURA-TUNDISI, T., RIETZLER, AC. and TUNDISI, JG. Spatial heterogeneity of Tucuruí Reservoir (State of Pará, Amazonia, Brazil) and distribution of zooplankton species. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 60, p. 179-194, 2000.

ESTEVEES, F. A. **Fundamentos da Limnologia.** 2ª ed. Rio de Janeiro. Interciência, 1998. 602p.

FERNANDES, A. L. B.; JERÔNIMO, C. E. M. Análise da implementação da política municipal de educação ambiental no município de Natal/RN. **Revista Monografias Ambientais- REMOA**, v. 11, n. 11, p. 2410-2425, 2013.

FERREIRA, W. R.; LIGEIRO, R.; MACEDO, D. R.; HUGHES, R. M.; KAUFMANN, P. R.; OLIVEIRA, L. G.; CALLISTO, M. Is the diet of a typical shredder related to the physical habitat of headwater streams in the Brazilian Cerrado? **Annales de Limnologie-Internatonal Journal of Limnology**, v. 51, p. 115-124. 2015.

FIDELIS, L.S. **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.** Dissertação de Mestrado. 77f. UFAM - INPA, Manaus, AM, 2006.

FIDELIS, L.; NESSIMIAN, J. L.; HAMADA, N. Distribuição espacial de insetos aquáticos em igarapés de pequena ordem na Amazônia Central. **Acta Amazonica**, v. 38, p. 127-134, 2008.

FRANÇA, P. A. R.; GUIMARÃES, M. G. V. A educação ambiental nas Escolas Municipais de Manaus (AM): um estudo de caso a partir da percepção dos discentes. **Revista Monografias Ambientais- REMOA**, v. 14, n. 2, p. 3128 - 3138, 2014.

GONÇALVES JR., J.F.; FRANÇA, J.S. & CALLISTO, M. Dynamics of allochthonous organic matter in a tropical Brazilian headstream. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 49, p. 967-973, 2006.

GONÇALVES, J. F. JR.; REZENDE, R. S.; MARTINS, N. M.; GREGÓRIO, R. S. Leaf breakdown in an Atlantic Rain Forest. **Austral Ecology**, v. 37, p. 807–815, 2012.

GONÇALVES, J.F.JR.; REZENDE, R.S.; GREGÓRIO, R.S.; VALENTIN, G.C. 2014. Relationship between dynamics of litterfall and riparian plant species in a tropical stream. **Limnologia**, v. 44, p. 40–48, 2014.

GOULART, M. D.; CALLISTO M. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. **Revista FAPAM**, v. 2, p. 78- 85. 2003.

GRAÇA, M. A. S. The Role of Invertebrates on Leaf Litter Decomposition in Streams – a Review. **International Review of Hydrobiology**, v. 86, p. 383-393, 2001.

GRAÇA, M. A. S.; FERREIRA, W. R.; FIRMIANO, K.; FRANÇA, J.; CALLISTO, M. Macroinvertebrate identity, not diversity, differed across patches differing in substrate particle size and leaf litter packs in low order, tropical Atlantic forest streams. **Limnologia**, v. 34, n.1, p 29-40, 2015.

GUEDES, J. C. S. **Educação ambiental nas escolas de ensino fundamental: estudo de caso**. Garanhuns: Ed. do autor, 2006.

HALL, Jr. L. W.; KILLEN, W. D.; ANDERSON, R. D.. “Characterization of benthic communities and physical habitat in the Stanislaus, Tuolumne, and Merced Rivers, California”. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 115, p. 223–264. 2006.

HAMADA, N.; FERREIRA-KEPPLER, R. L. **Guia ilustrado de insetos aquáticos e semi aquáticos da reserva florestal Adolfo Ducke, Manaus, Amazonas, Brasil**. Manaus: Editora da Universidade Federal do Amazonas, 2012. 198 p.

HAMADA, N.; NESSIMIAN, J. L.; QUERINO, R. B.(eds.) **Insetos aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia**. Manaus: Editora do INPA, 2014. 728p.

HAMMER, O.; HARPER, D.A.T. & RYAN, P.D. PAST: **Palaeontological Statistics software package for education and data analysis**. *Palaeontologia Electronica*, v.4, 2001. 9p.

HEINK, U.; KOWARIK, I. What are indicators? On the definition of indicators in ecology and environmental planning. **Ecological Indicators**, v. 10, p. 584-593, 2010.

HENRIQUES-OLIVEIRA, A. L.; NESSIMIAN, J. L.; DORVILLÉ, L. F. M. Feeding habits of Chironomid larvae (Insecta: Diptera) from a stream in the Floresta da Tijuca, Rio de Janeiro, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 63, p. 269-281, 2003.

HEPP, L. U.; RESTELLO, R. M. Macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores da qualidade das águas do Alto Uruguai Gaúcho. In. ZAKRZEWSKI, S.B.B. (Org.). **Conservação e uso sustentável da água: múltiplos olhares**. Erechim: Edifapes, p.75-85. 2007.

HYNES, H. B. N. The ecology of stream insects. **Annu. Rev. Entomol.** v.15, p. 25-42, 1970.

IBAMA. 2004. **Floresta Nacional do Tapajós, Plano de Manejo**. Ministério do meio ambiente, Brasília. p. 580.

ICMBio. 2014. **A Floresta Nacional do Tapajós**. Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/flonatapajos>. Acesso em: 05 de março de 2014.

IRMLER, U. Überlebensstrategien von Tieren im saisonal überfluteten Amazonischen Überschwemmungswald. **Zool. Anz. Jena**, v. 2061, p.26-38, 1981.

IRONS, J. G.; OSWOOD, M. W.; STOUT, R. J.; PRINGLE, C. M. Latitudinal patterns in leaf litter breakdown: is temperature really important? **Freshwater Biology**, v. 32, p. 401-411, 1994.

ISAAC, V. J.; CERDEIRA, R. G. P. **Avaliação e monitoramento de impacto dos acordos de pesca**. IBAMA – ProVárzea, Manaus, 2004. 61p.

JOHNSON, R. K.; WIEDERHOLM, T. & ROSENBERG, D. M. Freshwater biomonitoring using individual organisms: populations and species assemblages of benthic macroinvertebrates. In: ROSENBERG, D. M.; RESH, V. H. (Eds.) **Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates**. Nova Iorque: Chapman & Hall, 1993. 488p.

JUNK, W. J. As águas da Região Amazônica. In: SALATI, E.; SCHUBART, H. O. R.; JUNK, W. J.; OLIVEIRA, A. E. (Eds.). **Amazônia: desenvolvimento, integração e ecologia**. CNPq/Brasiliense, São Paulo. 1983. 328p.

JUNK, W. J., BAYLEY, P.B. & SPARKS, R.E. The flood pulse concept in river floodplain systems. In Proceedings of the international large river symposium (P.D. Dodge, ed). Can. Spec. Publ. **Fish. Aquat. Sci.**, v. 106, p. 110-127. 1989.

JUNQUEIRA, M. V.; CAMPOS, M. C. S. Notas preliminares sobre o desenvolvimento de métodos bioindicadores de qualidade da água em ambientes lóticos tropicais. **Arquivos de Biologia e Tecnologia**, v. 34, n. 1, p. 109-124. 1991.

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 Brasiliensia**, v. 10, p. 125-135, 1998.

JUNQUEIRA, V. M.; AMARANTE, M. C.; DIAS, C. F. S.; FRANÇA, E. S. Biomonitoramento da qualidade das águas da Bacia do Alto Rio das Velhas (MG/Brasil) através de macroinvertebrados. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 12, p. 73-87, 2000.

JUNQUEIRA, M.V.; FRIEDRICH, G. & PEREIRA DE ARAUJO, P.R. A saprobic index for biological assessment of river water quality in Brazil (Minas Gerais and Rio de Janeiro states). **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 163, p. 545-554, 2010.

KEMP, M.; KOCK, K. N.; WEPENER, V.; ROETS, W.; QUINN, L.; WOLMARANS, C. T. Influence of selected abiotic factors on aquatic macroinvertebrate assemblages in the Olifants catchment, Mpumalanga, South Africa. **African Journal of Aquatic Science**, v. 39, p. 141-149, 2014.

KIKUCHI, R.M.; UIEDA, V.S. Composição da comunidade de invertebrados de um ambiente lótico tropical e sua variação espacial e temporal. In: NESSIMIAN, J.L.;

CARVALHO, A. L (eds). **Ecologia de Insetos Aquáticos**. Series Oecologia Brasiliensis, vol. 5. PPGE-UFRJ. Rio de Janeiro, Brasil. p. 157-173, 1998.

KIKUCHI, R.M.; UIEDA, V.S. Composição e distribuição dos macroinvertebrados em diferentes substratos de fundo de um riacho no município de Itatinga, São Paulo, Brasil. **Entomol. Vect.** v.12, n. 2, p. 193-231, 2005.

LAKE, P. S. Of floods and droughts: river and stream ecosystems of Australia. In: CUSHING, C. E.; CUMMINS, K. W.; MINSHALL, G. W. (eds.), **River and stream ecosystems**. Elsevier Science, Amsterdam, 1995. 817p.

LI, A.O.Y.; DUGDEON, D. Food resources of shredders and other benthic macroinvertebrates in relation to shading conditions in tropical Hong Kong streams. **Freshwater Biology**, v. 53, p. 2011-2025, 2008.

LI, D.; ERICKSON, R. A.; TANG, S.; ZHANG, Y.; NIU, Z.; LIU, H. e YU, H. Structure and spatial patterns of macrobenthic community in Tai Lake, a large shallow lake, China. **Ecological Indicators**, v. 61, p. 179-187. 2016.

LIMA, M. G.; GASCON, C. The conservation value of linear forest remnants in central Amazonia. **Biological Conservation**, v. 91, p. 241-247. 1999.

LOWE-MCCONNELL, R.H. **Estudos Ecológicos de Comunidades de Peixes Tropicais**. São Paulo: EDUSP, 1999. 536p.

MALMQVIST, B. Aquatic invertebrates in riverine landscapes. **Freshwater Biology**, v. 47, p. 679-694, 2002.

MALONEY, K. O.; WELLER, D. E. Anthropogenic disturbance and streams: land use and land-use change affect stream ecosystems via multiple pathways. **Freshwater Biology**, v. 56, p. 611-626. 2011.

MARQUES, M. G. S. M., FERREIRA, R. L.; BARBOSA, F.A.R. A comunidade de Macroinvertebrados Aquáticos e características Limnológicas das Lagoas Carioca e da Barra, Parque Estadual do Rio Doce, MG. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 59, n.2, p. 203-210, 1999.

MATHURIAU, C.; CHAUVET, E. Breakdown of leaf litter in a neotropical stream. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 21, p. 384-396, 2002.

MATTHEWS, R. A.; BUIKEMA, A. L.; CAIRNS Jr., J. Biological monitoring part IIA: Receiving system functional methods relationships, and indices. **Water Research**, v.16, p. 129-139. 1982.

MENEZES, J.P.C. 2016. **Efeito das atividades antrópicas na bacia do Ribeirão Vermelho (Lavras, MG) sobre o ecossistema aquático**. Tese (Doutorado) – Departamento de Engenharia da Universidade Federal de Lavras, Minas Gerais. 109p.

MERRIT, R. W.; CUMMINS, K. W. **An introduction to the aquatic insects of North America**. Third Edition. United States of America. Kendall / Hunt Publishing Company, 1996. 862p.

MERRITT, R. W.; CUMMINS, K. W.; BERG, M. B.; NOVAK, J. A.; HIGGINS, M. J.; WESSELL, K. J.; LESSARD, J. L. Development and application of a macroinvertebrate functional-group approach to the bioassessment of remnant river oxbows in southwest Florida. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 21, p. 290-310, 2002.

MERRITT, R.W.; CUMMINS, K.W.; BERG, M.B. (eds). **An introduction to the aquatic insects of America**, 4th edition. Iowa, Kendall Hunt Publishing. 2008, 1158p.

MERRITT, R. W.; WALLACE, J. B. Aquatic habitats. In: RESH, V. H.; CARDÉ, R. T. (Eds.) **Encyclopedia of Insects**. California, Oxford, UK. , p. 38-48. 2009

MERRITT, R. M.; CUMMINS, K. W.; CAMPBELL, E. Y. Uma abordagem funcional para a caracterização de riachos brasileiros. In: HAMADA, N.; NESSIMIAN, J. L.; QUERINO, R. B. (eds.) **Insetos aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia**. Manaus: Editora do INPA, 2014. 728p.

MESA, L. M.; REYNAGA, M. C.; CORREA, M. V.; SIROMBRA, M. G. Effects of anthropogenic impacts on benthic macroinvertebrates assemblages in subtropical mountain streams. **Série Zoologia**, v. 103, p. 342-349, 2013.

MIHUC, T.B. & MIHUC, J.R. Trophic ecology of five shredders in a Rocky Mountain stream. **Journal Freshwater Ecology**, v. 10, p. 209-216, 1995.

MIHUC, T.B. The functional trophic role of lotic primary consumers: generalist versus specialist strategies. **Freshwater biology**, v. 37, p. 455-462, 1997

MOLOZZI, J.; FEIO, J.M.; SALAS, F.; MARQUES, J.C. & CALLISTO, M. Development and test of a statistical model for the ecological assessment of tropical reservoirs based on benthic macroinvertebrates. **Ecological Indicators**, v. 23, p. 155-165, 2012.

MORENO, P.; CALLISTO, M. **Bioindicadores da qualidade de água ao longo da Bacia do Rio das Velhas (MG)**. Universidade Federal de Minas Gerais. Instituto de Ciências Biológicas, 2005. 22 p.

MORENO, P.; FRANCA, J.S.; FERREIRA, W.R.; PAZ, A.D.; MONTEIRO, I.M.; CALLISTO, M. Use of the BEAST model for biomonitoring water quality in a neotropical basin. **Hydrobiologia**, v. 630, p. 231-242, 2009.

MOREYRA, A. K.; PADOVESI-FONSECA, C. Environmental effects and urban impacts on aquatic macroinvertebrates in a stream of central Brazilian Cerrado. **Sustain. Water Resour. Manag**, 2015.

MOTTA, R.L.; UIEDA, V.S. Diet and trophic groups of an aquatic insect community in a tropical stream. **Brazilian Journal of Biology**, v. 64, p. 809-817, 2004.

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

MUGNAI, R.; NESSIMIAN, J. L.; BAPTISTA, D. F. **Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do Estado do Rio de Janeiro: para atividades técnicas, de ensino e treinamento em programas de avaliação da qualidade ecológica dos ecossistemas lóticos**. Rio de Janeiro: Technical Books Editora, 1 ed., Rio de Janeiro, 2010. 176p.

NASCIMENTO, J. M. C.; HAMADA, N. **O mundo dos insetos aquáticos**. Manaus: [s.n.], 2012. 32p.

NESSIMIAN, J.L.; CARVALHO, A.L. 1998. **Ecologia de insetos aquáticos**. Programa de Pós Graduação em Ecologia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. 309p.

NESSIMIAN, J.L.; SANVERINO, A.M.; OLIVEIRA, A. Relações tróficas de larvas de Chironomidae (Diptera) e sua importância na rede alimentar em um brejo de dunas no Estado do Rio de Janeiro. **Revista Brasileira de Entomologia**, v. 43, p. 47-53, 1999.

PACIENCIA, G. P.; FURTADO, C. H.; SOUZA, F. S. T.; SOUTO, A. W. P.; GAVA, A. P. P. A utilização dos macroinvertebrados aquáticos de riachos do município de Vilhena – RO na confecção de cartilhas de Educação Ambiental. **Revista Monografias Ambientais – REMOA**, v.14, n.1, p.176 – 182, 2015.

PALMER, C.; O'KEEFFE, J.; PALMER, A.; DUNNE, T.; S. RADLOFF, S. Macroinvertebrate functional feeding groups in the middle and lower reaches of the Buffalo River eastern Cape, South Africa. I. Dietary variability. **Freshwater Biology**, v. 29, p. 441-453, 1993.

PAMPLIN, P. A. Z.; ALMEIDA, T. C. M.; ROCHA, O. Composition and distribution of benthic macroinvertebrates in Americana Reservoir (SP, Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 18, n. 2, p. 121-132, 2006.

PEREIRA, D. L. V. **Efeitos da poluição e do desmatamento sobre as comunidades de Geomorpha e Neomorpha (Insecta: Heteroptera) nos igarapés do Município de Manaus**. Dissertação de Mestrado. 120f. INPA, Manaus, 2009.

PES, A.M.O. **Taxonomia e estrutura de comunidade de Trichoptera (Insecta) no município de Presidente Figueiredo, Amazonas, Brasil**. Dissertação de Mestrado. 166f INPA/UA, Manaus, AM. 2001.

PES, A. M. O.; HAMADA, N.; NESSIMIAN, J. L. Chaves de identificação de larvas para famílias e gêneros de Trichoptera (Insecta) da Amazônia Central, Brasil. **Revista Brasileira de Entomologia**, v. 49, p. 181-204, 2005.

PIMENTEL, D. R.; MELO, S. Proteção ambiental no igarapé do Urumari, cidade de Santarém, Pará, Brasil. **Revista Em Foco**, v. 11, n. 22, p. 7-13, 2014.

Projeto Igarapés, 2016. Disponível em: <http://www.projetoigarapes.com.br>. Acesso em: 03 agosto de 2016.

Projeto Urumari Vivo. Projeto socioambiental. 2011. 21p.

REIGOTA, M. **O que é educação ambiental**. Brasiliense. Coleção primeiros Passos. São Paulo, 2006. 107p.

REIGOTA, M. **Meio ambiente e representação social**. 8ªed. São Paulo: Cortez, v. 12, 2010. 96p.

RENTE, A. S. G. 2006. **Áreas de Proteção Ambiental como Inspiração para o Desenvolvimento Sustentável com Liberdade: o caso da criação da APA – Alter do Chão/PA**. Dissertação de Mestrado. Instituto de Ciências Humanas e Sociais. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 170 p.

REYNOLD, C. S.; ELLIOT, J. A. Complexity and emergent properties in aquatic ecosystems: predictability of ecosystem responses. **Freshwater Biology**, v. 57, n. 1, p. 74–90, 2012.

REZENDE, C. F. Estrutura da comunidade de macroinvertebrados associados ao folhicho submerso de remanso e correnteza em igarapés da Amazônia Central. **Biota Neotropica**, v.7. p. 301-305, 2007.

ROBINSON, C. T., GESSNER, M. O; WARD, J. V. Leaf breakdown and associated macroinvertebrates in alpine glacial streams. **Freshwater Biology**, v. 40, p. 215-228, 1998.

ROQUE, F. O.; PEPINELLI, M.; FRAGOSO, E. N.; FERREIRA, W. A.; BARILLARI, P. R.; YOSHINAGA, M. Y.; STRIXINO, S. T.; VERANI, N. F.; LIMA, M. I. S. Ecologia de macroinvertebrados, peixes e vegetação ripária de um córrego de primeira ordem em região de cerrado do Estado de São Paulo (São Carlos, SP). In: HENRY, R. ed. **Ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos**. São Carlos, Rima. p. 313-338. 2003.

ROSENBERG, D. M.; RESH V. H. **Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates**. New York: Chapman & Hall. 1993. 488p.

RYLANDS, A. B.; BRANDON, K. Unidades de conservação brasileiras. **Megadiversidade**, v. 1, p. 27-35, 2005.

SAHM, L. H. **Macroinvertebrados como bioindicadores em córregos urbanos do município de Bocaina-SP**. Dissertação de Mestrado. 75f. Centro Universitário de Araraquara. 2016.

SALCEDO, A. K. M. **Variação temporal e espacial e importância ecológica de macroinvertebrados aquáticos num córrego periurbano do Distrito Federal**. Dissertação Mestrado. 86f. Universidade de Brasília, Brasília, 2006.

SANTARÉM. **Decreto n. 17.771, de 2 de julho de 2003**. Cria a Área de Proteção Ambiental de Alter do Chão, no Município de Santarém, Estado do Pará, e dá outras providências. 2003.

SANTARÉM. **Lei nº 17.894 de 15 de dezembro de 2004.** Código ambiental do Município de Santarém, de 15. Santarém: Gabinete do prefeito, 2004.

SANTARÉM. **Lei nº 18.051 de 29 de dezembro de 2006.** Plano Diretor Participativo de Santarém. Santarém: Gabinete do prefeito, 2006.

SANTARÉM. **Lei nº 18.715 de 29 de agosto 2011.** Lei de Criação da Área de Proteção Ambiental (APA) Saubal. Santarém: Gabinete do prefeito, 2011.

SANTOS, G. M.; FERREIRA, E. J. G. Peixes da bacia amazônica. In: LOWE-MCCONNELL, R. H. (Eds.). **Estudos Ecológicos de Comunidades de Peixes Tropicais.** Edusp, São Paulo, 1999. 535p.

SILVA, R. O. **Observações sobre a ecologia da comunidade de Odonata (Insecta-Hemimetabola no igapó e em riachos de terra-firme, na região de Manaus (AM-Brasil).** Dissertação de Mestrado. 85f. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/Fundação Universidade do Amazonas. 1992.

SILVA, N. T. C. **Macroinvertebrados bentônicos em áreas com diferentes graus de preservação ambiental na Bacia do Ribeirão Mestre d'Armas, DF.** 99 p. Mestrado em Ecologia. Universidade de Brasília. 2007.

SILVA, M. L. A educação ambiental e suas contribuições para a sustentabilidade da região amazônica: um estudo sobre as experiências desenvolvidas na Floresta Nacional do Tapajós. **Interações**, v. 11, p. 122-152, 2009.

SILVA, F. L.; PAULETO, G. M.; TALAMONI, J. L. B.; RUIZ, S. S. Categorização funcional trófica das comunidades de macroinvertebrados de dois reservatórios na região Centro-Oeste do Estado de São Paulo, Brasil. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, Maringá, v. 31, n. 1, p. 73-78, 2009.

SILVA, F. H.; FAVERO, S.; SABINO, J.; GARNÉS, S. J. A. Índices abióticos para avaliação da qualidade ambiental em trechos do Rio Correntoso, Pantanal do Mato Grosso do Sul, Brasil. Maringá: Editora: **Acta Scientiarum Biological Sciences**, v. 33, p.289-299. 2011.

SILVA, E. S.; MATHIAS, C. S.; LIMA, M. C. F.; JUNIOR, V. F. V.; RODRIGUES, D. P.; CLEMENT, C. R. Análise físico-química do óleo-resina e variabilidade genética de copaíba na Floresta Nacional do Tapajós. **Pesquisa agropecuária brasileira**, v. 47, p. 1621-1628, 2012.

SILVEIRA, M. P. **Aplicação do biomonitoramento para avaliação da qualidade da água em rios.** Jaguariúna: EMBRAPA Meio Ambiente, 2004. 68 p.

SILVEIRA, M. P.; BAPTISTA, D. F.; BUSS, D. F.; NESSIMIAN, J. L.; EGLER, M. Application of biological measures for stream integrity assessment in South-East Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 1-3, p. 117-128, 2005.

SILVEIRA-MANZOTTI, B. N.; MANZOTTI, A. R.; CENEVIVA-BASTOS, M.; CASATTI, L. Trophic structure of macroinvertebrates in tropical pasture streams. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 28, p.1-10, 2016.

Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza – SNUC: **lei n. 9.985, de 18 de julho de 2000; decreto n. 4.340, de 22 de agosto de 2002**. 4ª Edição. Brasília: MMA/SBF. 2004. 52 p.

SONODA, K. C. **Humberto e Camila: descobrem a ecologia dos rios**. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2009. 60 p.

STATZNER, B.; HILDREW, A. G.; RESH, V. H. Species traits and environmental constraints: Entomological research and the history of ecological theory. **Annual Review of Entomology**, v. 46, p. 291-316, 2001.

TANNER, J. B.; HOLMES, T. P.; SILLS, E. O.; SILVA, S. S. 1997. **The Potential Demand for Ecotourism in the Tapajós National Forest, Pará, Brazil**. Southeastern Center for Forest Economics Research, Research Triangle Park, North Carolina, USA. FPEI Working Paper No. 62, 1997. 54 p.

TOMANOVA, S.; GOITIA, E.; HELESIC, J. Trophic levels and functional feeding groups of macroinvertebrates in neotropical streams. **Hydrobiologia**, v. 556, p. 251-264. 2006.

TRIVINHO-STRIXINO, S. **Larvas de Chironomidae: Guia de identificação**. São Paulo: UFSCar, 2011. 371 p.

TUNDISI, J. G.; BARBOSA F. A. R. Conservation of aquatic ecosystems: present status and perspectives. In: TUNDISI, J. G.; BICUDO, C. E. M.; MATSUMURA-TUNDISI, T. (eds.). **Limnology in Brazil**. Rio de Janeiro: Associação Brasileira Brasileira de Ciências/Sociedade Brasileira de Limnologia. p. 365-376, 1995.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de textos, 2008. 631p.

VANNOTE, R. L.; MINSHALL, G. W.; CUMMINS, K. W.; SEDELL, J. R.; CUSHING, C. E. 1980. The river continuum concept. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.**, v. 37, p.130-137, 1980.

VASCONCELOS, H. L.; LEITE, M. F.; VILHENA, J. M. S.; LIMA, A. P.; MAGNUSSON, W. E. 2008. Ant diversity in an Amazonian savanna: Relationship with vegetation structure, disturbance by fire, and dominant ants. **Austral Ecology**, 33: 221–231. 2008

VÁSQUEZ, C. A. D. **Bionomia de Odonata (Insecta) em dois igarapés da Reserva Florestal Adolpho Ducke (Manaus-AM-Brasil)**. Dissertação de Mestrado. 84f. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/Fundação Universidade do Amazonas. 1996.

WALKER, I. The biology of streams as part of Amazonian Forest ecology. **Experientia**, v. 43, p. 279-287, 1987.

WALKER, I. Ecologia e biologia dos igarapés e igarapés. **Ciência Hoje**, v. 11, n. 64, p. 44-53, 1990

WALKER, I. Algumas considerações sobre um programa de zoneamento da Amazônia. In: VAL, A. L., FIGLIUOLO, R., FELDBERG, E. (Eds.). **Bases Científicas para Estratégias de Preservação e Desenvolvimento da Amazônia**, v.1. INPA, Manaus. 1991.

WALKER, I. Amazonian streams and small rivers. In: TUNDISI, J.E; BICUDO, C. E. M; MATSUMARA-TUNDISI, T. (Eds.). **Limnology in Brazil**. ABC/SBL. Rio de Janeiro, Brasil, 1995, 384p.

WANTZEN, K. M.; WAGNER, R. Detritus processing by invertebrate shredders: a neotropical – temperate comparison. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 25, p. 216-232, 2006.

YOKOYAMA, E.; PACIENCIA, G. P.; BISPO, P. C.; OLIVEIRA, L. G.; BISPO, P. C. A sazonalidade ambiental afeta a composição faunística de Ephemeroptera e Trichoptera em um riacho de Cerrado do Sudeste do Brasil?. **Ambiência Guarapuava**, v.8 n.1 p. 73–84, 2012.

YULE, C. M. Trophic relationship and food webs of the benthic invertebrate fauna of two seasonal tropical streams on Bougainville Island, Papua New Guinea. **J. Trop. Ecol.** v.12, p. 517-534, 1996.

APÊNDICE

Apêndice A - O USO DE MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS COMO FERRAMENTA DE EDUCAÇÃO AMBIENTAL EM DUAS ESCOLAS MUNICIPAIS DE SANTARÉM-PA.

INTRODUÇÃO

O meio ambiente saudável é fundamental para todos os seres vivos. Segundo a Constituição Federal brasileira: “Todos têm direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, bem de uso comum do povo e essencial à sadia qualidade de vida, impondo-se ao Poder Público e à coletividade o dever de defendê-lo e preservá-lo para os presentes e futuras gerações” (BRASIL, 1988, p. 127).

Neste contexto, a educação ambiental é ferramenta essencial, na resolução de problemas ambientais, pois visa o processo onde o indivíduo e a coletividade construam valores sociais, conhecimentos, atitudes e competências voltadas para conservação do meio ambiente, bem de uso comum e necessário à sadia qualidade de vida da sociedade (Lei Federal nº 9.795/99).

A Educação Ambiental é considerada inicialmente como uma preocupação dos movimentos ecológicos com a prática de conscientização, que seja capaz de chamar a atenção para a má distribuição do acesso aos recursos naturais, assim como ao seu esgotamento, e envolver os cidadãos em ações sociais ambientalmente apropriadas (CARVALHO, 2006). No entanto, a educação ambiental ganhou notoriedade com a promulgação da Política Nacional de Educação Ambiental (BRASIL, 1999) e, por meio dela, foi estabelecida como obrigatoriedade no ensino formal da educação brasileira. A lei 9.765/99 precisa ser mencionada como um marco importante da história da educação no Brasil porque ela resultou de um longo processo de interlocução entre ambientalistas, educadores e governos (BRASIL, 1999).

Importante salientar que, a educação ambiental não é somente uma prática pedagógica sobre ecologia, mas uma ferramenta que fornece conhecimento para a participação dos cidadãos nas discussões e decisões sobre questões ambientais (REIGOTA, 2010). De nada adianta falar sobre o meio ambiente, sem mudar os comportamentos individuais e sociais (REIGOTA 2006).

Nas últimas décadas, o meio ambiente, no que tange aos ecossistemas aquáticos tem sido fortemente alterado, em função de múltiplos impactos ambientais decorrentes de atividades antrópicas (MORENO & CALLISTO, 2005). Assim a educação ambiental é um tema muito discutido atualmente devido a necessidade de uma melhoria do mundo em que vivemos (GUEDES, 2006).

Dentre as várias ferramentas de educação ambiental voltadas para a conservação de sistemas aquáticos, temos o uso de macroinvertebrados aquáticos. Macroinvertebrados são uma importante ferramenta para avaliação de perturbações ambientais (GOULART & CALLISTO, 2003; BUSS et al., 2003), devido ao seu tamanho, fácil amostragem, relativamente fácil identificação em grupos taxonômicos de família (e.g. RESH & ROSENBERG, 1993) e, principalmente, por responderem rapidamente com mudanças na composição, riqueza, abundância e estrutura trófica mediante ao impacto antrópico (COUCEIRO et al., 2011).

Sendo potenciais bioindicadores da qualidade das águas, os macroinvertebrados aquáticos podem ser utilizados através de práticas pedagógicas para a sensibilização (conscientização) ambiental das pessoas, especialmente, de crianças e de adolescentes em idade escolar. Algumas abordagens são incentivadas, como palestras, oficinas, teatro e elaboração de guias (manuais ou cartilhas) como de Sonoda (2009), Nascimento e Hamada (2012) e Paciencia et al. (2015), com uso de muitas figuras, as quais estão associadas à informações técnicas com linguagem voltada ao público leigo. Portanto, o uso desses organismos voltados para a educação ambiental embora ainda seja incipiente, apresenta um grande potencial voltado para a sensibilização ambiental, na cidade de Santarém, onde é crescente a degradação sobre os sistemas aquáticos.

OBJETIVO

Sensibilizar alunos de duas escolas da Rede Municipal de Ensino de Santarém – PA quanto à importância da preservação dos igarapés da cidade, utilizando macroinvertebrados aquáticos coletados ao longo de um igarapé da parte urbana do município.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de Estudo: Microbacia do Igarapé do Urumari

O Igarapé do Urumari situa-se na zona urbana, parte leste, do município de Santarém. O igarapé possui uma extensão de aproximadamente 7,5 Km, com nascente na Serra do Saubal localizada no bairro da Vigia, percorrendo pelos bairros Santo André, Urumari, São José Operário, Jutaí, Uruará e Área Verde, com sua foz na denominada zona de confluência entre os rios Amazonas e Tapajós (PIMENTEL & MELO, 2014).

As coletas foram feitas em três pontos: nascente (S'02°29'12,0''; W'054°42'015'''), trecho médio (S'02°25'333''; W'054°43'43,3'''), e no trecho da foz (S'02°26'50,1''; W'054°41'26,5''') (Figura 1).



Figura 1 - Localização dos trechos de coleta de macroinvertebrados no igarapé do Urumari, Santarém-PA.

Sua nascente está dentro da Área de Proteção Ambiental (APA) Saubal (lei de criação a Lei Municipal número 18.715 de 29 de agosto 2011). Essa APA possui 1.538 metros quadrados e 156 hectares e abrange os bairros Nova República, Santo André, Bela Vista e Vigia. A sua criação tem por objetivos: promover o uso sustentado dos recursos naturais, proteger a biodiversidade, proteger os recursos hídricos e os remanescentes de floresta, proteger o patrimônio arqueológico e cultural, promover a melhoria da qualidade de vida da população, manter o caráter rural da região, evitar o avanço da ocupação urbana na área protegida (SANTARÉM, 2011).

Entretanto a partir da década de 1980, surgiram vários bairros no sentido Leste-Oeste da cidade de Santarém, de modo que alguns trechos do igarapé Urumari sofreram intensos impactos gerados pelo crescimento desordenado da população santarena, mas também pela instalação e atividades de madeireiras, serrarias, olarias, criação de pequenos e grandes animais na área, retiradas de areia, balneários, represas ao longo do seu curso e ainda serve de sumidouro dos efluentes urbanos (Projeto Urumari Vivo, 2011). Assim, apesar da criação da APA, o igarapé Urumari vem tendo alterações ambientais mesmo dentro da APA e, neste sentido um trabalho de educação ambiental voltado para temática do cuidado e proteção deste manancial é de grande valia.

Coleta dos Macroinvertebrados e Avaliação da qualidade das águas

As coletas foram realizadas em outubro de 2014 em três pontos: ponto 1: nascente, ponto 2: trecho médio e ponto 3: foz do igarapé Urumari. Em cada trecho foram realizadas quinze amostragens de macroinvertebrados aquáticos, coletados com rede entomológica em trechos de 50 m. Ainda em campo foram medidos a temperatura da água, oxigênio dissolvido, com um oxímetro portátil (Oakton, modelo DO 110), e pH, condutividade elétrica com um potenciômetro/conduvímeter portátil (Oakton, model waterproof pH/con 10 m) e velocidade da correnteza pelo método flutuador.

Para avaliar a qualidade das águas do igarapé Urumari de modo simples, rápido e que permitisse o melhor entendimento de crianças em idade escolar, foi utilizado o índice BMWP (Biological Monitoring Work Party) modificado por Silva et al. (2011). O índice BMWP é um índice de pontuação de famílias de macroinvertebrados (em alguns casos classe ou ordem), que utiliza a presença ou ausência destes nas amostras, onde cada táxon corresponde a um valor para ser atribuído no índice (Tabela 1).

Tabela 1 - Pontuação atribuída aos insetos de acordo com o método BMWP (SILVA et al., 2011).

Valor	Significado	Cor
101 a 120	Águas muito limpas, sem poluição evidente	Azul
61 a 100	Águas com algum sinal de poluição orgânica	Verde
36 a 60	Águas poluídas com matéria orgânica	Amarelo
16 a 35	Águas muito poluídas por matéria orgânica	Laranja
>15	Águas fortemente poluídas por matéria orgânica	Vermelho

Trabalho nas Escolas

A segunda etapa do estudo consistiu nas atividades com alunos da Escola de Ensino Fundamental João Batista Miléo e São José Operário com aula expositiva, apresentação de vídeos sobre a importância dos macroinvertebrados como bioindicadores da qualidade das águas, atividades lúdicas como pinturas de desenhos dos macroinvertebrados, caça-palavras, palavras cruzadas e visualização na lupa estereoscópica dos organismos coletados (Figura 2). Além do uso de uma cartilha com informações sobre o igarapé Urumari confeccionada em conjunto com o Comitê em Defesa do Igarapé do Urumari, demonstrando a problemática de degradação que o igarapé vem sofrendo nas últimas décadas e propostas de ação para minimizar esses impactos, buscando despertar, nas crianças um cuidado com a natureza, no que tange a recuperação e proteção dos mananciais (Figura 3). Essas atividades envolveram 100 crianças entre nove e 12 anos, do turno matutino das escolas.



Figura 2 - Atividades com os alunos das Escolas São Jose Operário e João Batista Miléo, Santarém-PA.



Figura 3 - Socialização da Cartilha Ambiental desenvolvida para se trabalhar nas escolas São Jose Operário e João Batista Miléo, Santarém-PA.

RESULTADOS

Avaliação do igarapé Urumari

A caracterização do igarapé Urumari: No ponto 1, trecho de nascente, recebeu 95 pontos no índice BMWP (SILVA et al., 2011), indicando algum sinal de poluição. O ponto 2, trecho médio do igarapé, recebeu 108 pontos, sendo classificado como de águas limpas, sem poluição evidente. Já o ponto 3, trecho foz, recebeu somente 53 pontos, indicando águas impactadas com matéria orgânica, decorrente da acumulação dos despejos de esgoto ao longo do igarapé (Tabela 2).

Tabela 2 - Famílias de insetos aquáticos coletados em trechos do igarapé Urumari, em Santarém-PA.

CLASSE TAXONÔMICA	PONTO 1	PONTO 2	PONTO 3
DIPTERA			
Ceratopogonidae	4	4	4
Chironomidae	2	2	2
Tipulidae	5	**	5
Culicidae	2	**	**
ODONATA			
Libellulidae	8	8	**
Aeshnidae	8	8	**
Corduliidae	**	8	**
Coenagrionidae	**	6	**
TRICHOPTERA			
Sericostomatidae	10	**	**
Hydropsychidae	5	**	**
Odontoceridae	10	10	**
Calamoceratidae	10	10	**
Philopotamidae	8	8	8
HEMIPTERA			
Veliidae	3	**	3
Notonectidae	**	3	**
COLEOPTERA			
Elmidae	**	6	**
EPHEMEROPTERA			
Caenidae	5	5	5
Leptophlebiidae	**	10	10
Baetidae	5	5	5
LEPIDOPTERA	7	7	**
OUTROS			
Hirudinea	3	**	3
Crustacea	**	8	8
TOTAL	95	108	53

Nota **= Táxons não encontrado no ponto amostrado.

Sensibilização

As crianças demonstraram muito interesse pelo assunto abordado. Alguns ficaram interessados em como foi feita captura dos insetos e, de como se dá a relação insetos e a poluição das águas. Outras demonstraram preocupação com o que foi mostrado, pois alguns

relataram tomar banho no igarapé e confirmaram que trechos do igarapé Urumari já se encontram bem degradados pela ação do homem, principalmente, o despejo de resíduos sólidos – “lixo”.

Contudo, o momento mais aguardado pelas crianças foi a visualização dos macroinvertebrados, na lupa e, nos frascos, onde puderam conhecer a morfologia de alguns insetos e a troca de experiências a respeito do estudo da cartilha. Os alunos de ambas escolas ficaram impressionados com a existência desse tipo de organismos, nas águas dos igarapés, pois os mesmos pensavam que só existiam peixes nas águas.

As crianças da escola São José Operário foram as que mais perguntaram sobre os macroinvertebrados, as perguntas mais frequentes foram: “Existem mesmo esses tipos de bichos no igarapé?” “Além desses, tem outros bichos que vivem no igarapé?” Por que eles morrem quando tem poluição? e demonstraram interesse no cuidado não somente do igarapé Urumari mas com o meio ambiente de uma forma geral.

DISCUSSÃO

A poluição é uma triste consequência da urbanização que resulta da retirada da vegetação marginal e/ou no despejo de esgoto não tratado nos igarapés, onde esses impactos antrópicos alteram drasticamente o ambiente (e.g. assoreamento) e a composição da comunidade de macroinvertebrados aquáticos, com perda na biodiversidade e substituição de espécies (COUCEIRO et al, 2006, 2007, 2012). Realidade constante dos igarapés urbanos na Amazônia (COUCEIRO et al., 2010).

Táxons de macroinvertebrados presentes na nascente e trecho médio do igarapé Urumari já não são mais encontrados no trecho foz (SALCEDO, 2006; MOREYRA & PADOVESI-FONSECA, 2015), indicando também, que não há até o momento um plano de recuperação do igarapé diante das diversas formas de impactos ambientais (PIMENTEL & MELO, 2014).

A prática de sensibilização ambiental de crianças com as atividades lúdicas utilizadas proporcionou um conhecimento científico e ambiental de forma dinâmica. A educação ambiental possibilita criar um processo pedagógico participativo, no sentido de criar uma consciência crítica sobre a problemática ambiental, sendo que os jogos, as cartilhas e as dinâmicas que envolvam questões ambientais são importantes metodologias, já que despertam grande interesse e facilitam o aprendizado do educando (CAVALCANTE; SILVA; SILVA, 2014).

Esse tipo de prática visa mudar esse panorama de degradação ambiental. Tais atividades devem estar ligadas aos problemas ambientais do dia a dia dos alunos, de modo que os estudantes conheçam e compreendam o ambiente em que vivem (FERNANDES & JERÔNIMO, 2013) onde as crianças podem se tornar potenciais multiplicadores, possam em família ou com amigos divulgar a importância da preservação dos igarapés e a existência de uma fauna de macroinvertebrados pouco conhecida por eles, que somente sobrevive em boas condições ambientais, enquanto alguns grupos proliferam em águas impactadas e que essas águas perdem suas funções de lazer, abastecimento etc. A intenção é que havendo essa sensibilização em casa, seus pais se tornem mais atuantes, exigindo dos governos municipal e estadual ações de mitigação do impacto sobre este e outros igarapés.

A cartilha ambiental foi bem compreendida e de uma linguagem de fácil acesso. O uso de cartilhas para trabalhos de educação ambiental é uma opção viável, pois o uso de ilustrações é útil, na reprodução de aspectos da realidade, facilita a percepção de detalhes, reduz ou amplia o tamanho real dos objetos estudados, torna próximos fatos e lugares distantes no espaço e no tempo, além de permitir a visualização imediata de muitos processos (BACELAR et al., 2009).

A escola é, portanto, local ideal para se abordar conteúdos e metodologias para construção de uma consciência ambiental, pois a escola é o centro de formação educacional do cidadão (FRANÇA & GUIMARÃES, 2014). Neste sentido, a escola é um local propício para abordar questões ecológicas, principalmente, aquelas que surgem do cotidiano, como, por exemplo, a degradação da mata ciliar. Assim, práticas educativas como estas, utilizando macroinvertebrados e uso de cartilhas ambientais vêm ganhando mais espaços e formas na educação, sendo uma importante ferramenta de sensibilização ambiental.

CONCLUSÃO

O uso de macroinvertebrados aquáticos vem ser uma boa forma de trabalhar a educação ambiental, visto que foi demonstrada uma ótima aceitação por crianças em idade escolar, sendo importante destacar que a educação ambiental é um processo de efeitos a curtos, médios e longos prazos. Trabalhos deste tipo dinamizam e ajudam a educação ambiental nas escolas e podem contribuir de forma significativa para um agir crítico e para uma prática de uma ecologia integral que respeite todo o meio ambiente.

ANEXOS

Anexo A – Zooplâncton encontrado no conteúdo estomacal no gênero *Miroculis* (Leptophlebiidae, Ephemeroptera).

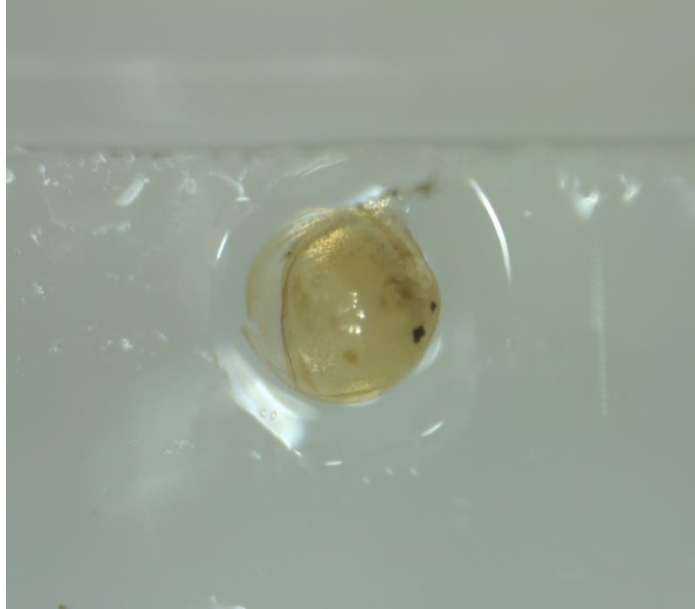


Foto: Diego Ramos

Anexo B - Ácaro encontrado no conteúdo estomacal do gênero do gênero *Cernotina* (Polycentropodidae, Trichoptera).



Foto: Diego Ramos

Anexo C – Ácaro encontrado no conteúdo estomacal do gênero *Neocordulia* (Corduliidae, Odonata).

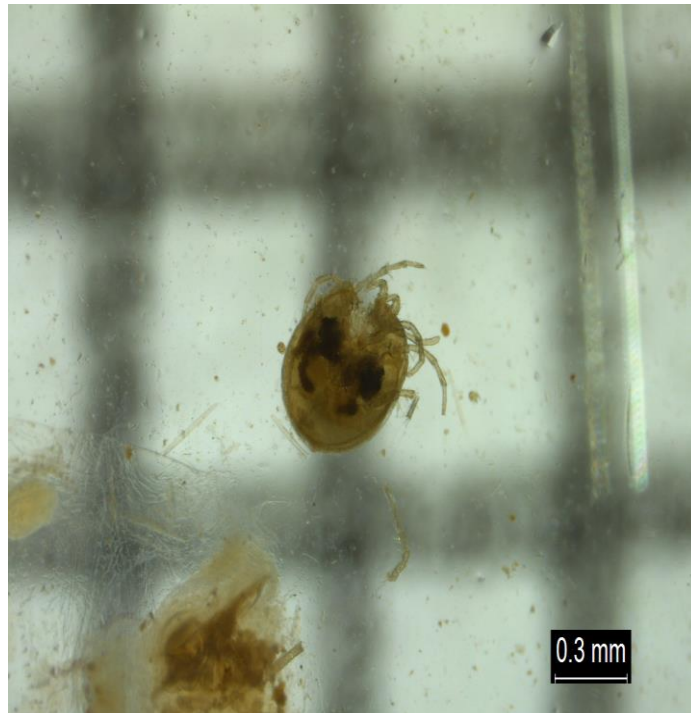


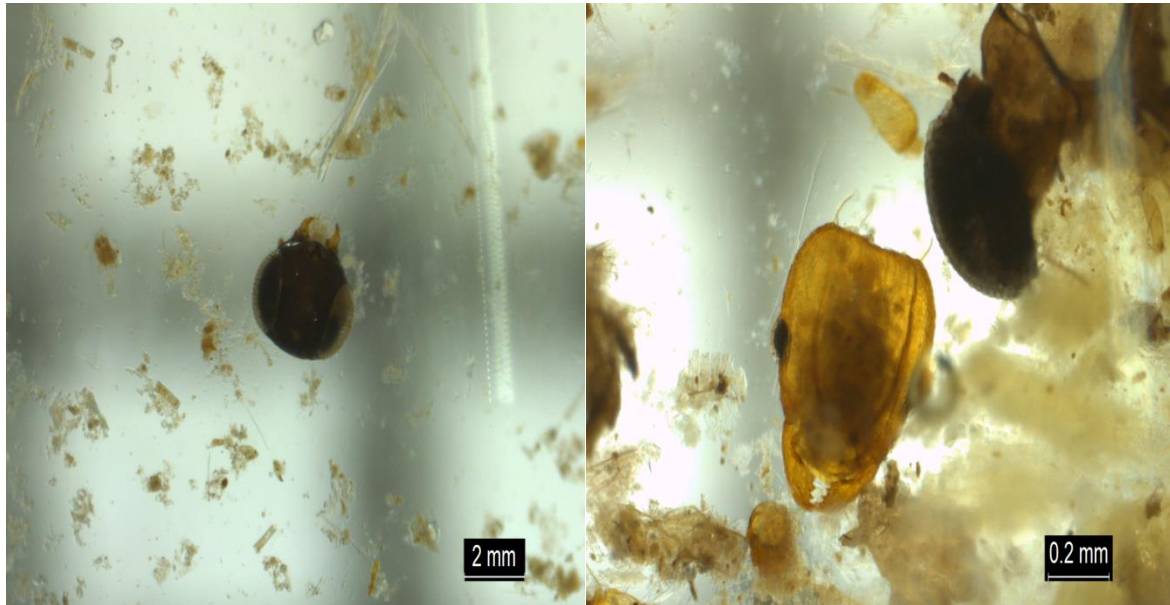
Foto: Diego Ramos

Anexo D – Ácaro encontrado no conteúdo estomacal do gênero *Macrobrachium* (Palaemonidae, Decapoda).



Foto: Diego Ramos

Anexo E – Cabeças de formigas encontradas no conteúdo estomacal do gênero *Macrobrachium* (Palaemonidae, Decapoda).



Fotos: Diego Ramos

Anexo F – Larva de Chironomidae (Diptera) encontrada no conteúdo estomacal do gênero *Macrobrachium* (Palaemonidae, Decapoda)

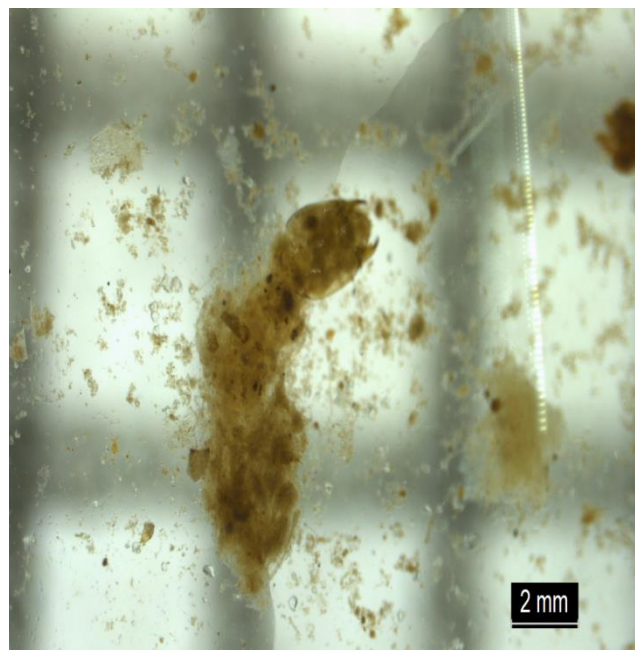


Foto: Diego Ramos

Anexo G – Larva de Chironomidae (Diptera) encontrada no conteúdo estomacal do gênero *Phyllogomphoides* (Gomphidae, Odonata).



Foto: Diego Ramos

Anexo H – Larvas de Chironomidae (Diptera) encontradas no conteúdo estomacal do gênero *Argia* (Coenagrionidae, Odonata).

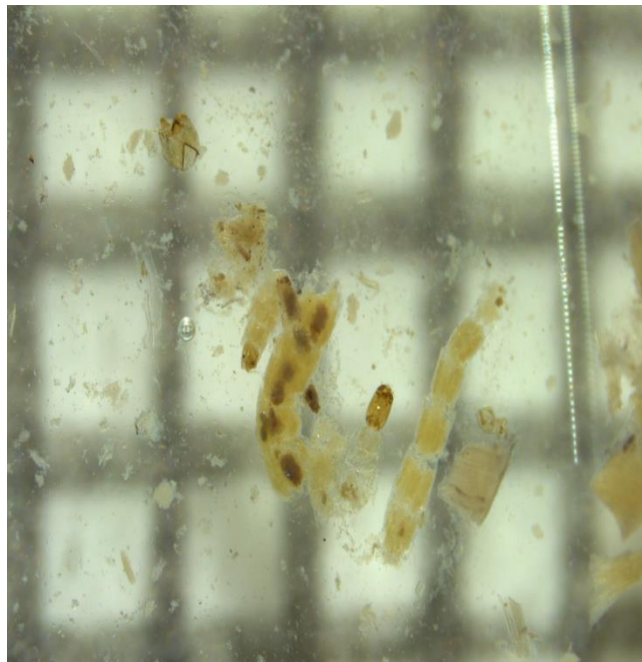


Foto: Diego Ramos

Anexo I – Larva de Chironomidae (Diptera) encontrada no conteúdo estomacal do gênero *Aeschnossoma* (Corduliidae, Odonata).

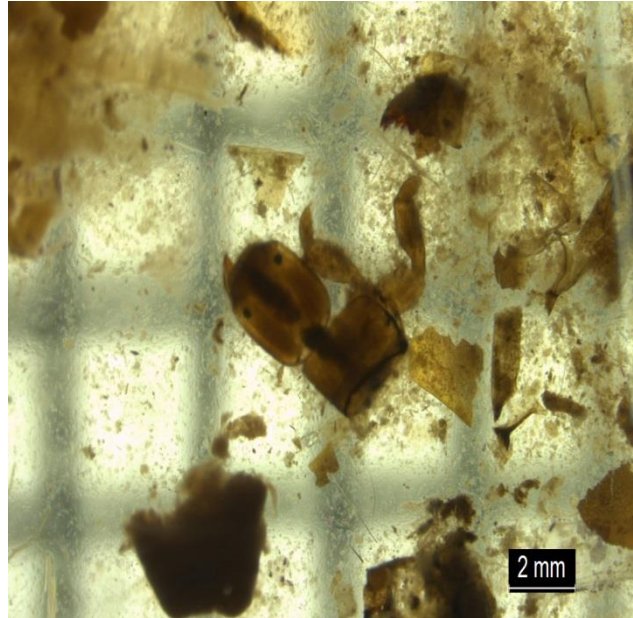


Foto: Diego Ramos

Anexo J - Pupa de Diptera encontrada no conteúdo estomacal do gênero *Anacroneuria* (Perlidae, Plecoptera).

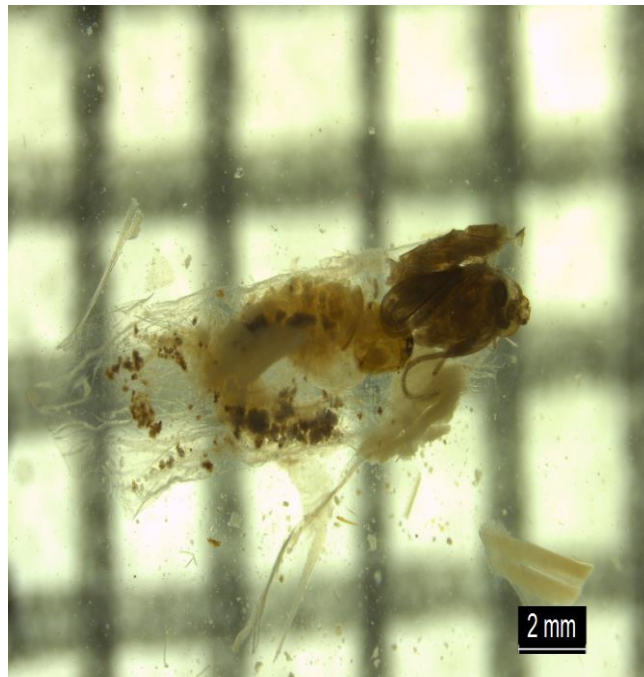


Foto: Diego Ramos