



UNIVERSIDADE FEDERAL DO MARANHÃO  
CAMPUS UNIVERSITÁRIO DE BALSAS  
CURSO DE BACHARELADO EM ENGENHARIA AMBIENTAL

LAYLA KAROLYNE DOURADO STRAGLIOTTO

**IDENTIFICAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DA COMUNIDADE BENTÔNICA DO  
RIACHO DO MATÃO-MA**

BALSAS-MA  
2019



LAYLA KAROLYNE DOURADO STRAGLIOTTO

**IDENTIFICAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DA COMUNIDADE BENTÔNICA DO  
RIACHO DO MATÃO- MA**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Curso de Bacharelado em Engenharia Ambiental da Universidade Federal do Maranhão Campus Balsas, como requisito parcial para obtenção do grau de Bacharel em Engenharia Ambiental.

**Orientadora:** Profa. Me. Ana Paula de Melo e Silva Vaz

BALSAS-MA  
2019

Ficha gerada por meio do SIGAA/Biblioteca com dados fornecidos pelo(a) autor(a).  
Núcleo Integrado de Bibliotecas/UFMA

Karolyne Dourado Stragliotto, Layla.

IDENTIFICAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DA COMUNIDADE BENTÔNICA  
DO RIACHO DO MATÃO-MA / Layla Karolyne Dourado  
Stragliotto. - 2019.

53 f.

Orientador(a): Ana Paula de Melo e Silva Vaz.

Curso de Engenharia Ambiental, Universidade Federal do  
Maranhão, Balsas, 2019.

1. Biomonitoramento. 2. Leafpacks. 3.  
Macroinvertebrados Bentônicos. I. de Melo e Silva Vaz,  
Ana Paula. II. Título.

LAYLA KAROLYNE DOURADO STRAGLIOTTO

**IDENTIFICAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DA COMUNIDADE BENTÔNICA DO  
RIACHO DO MATÃO**

Trabalho de Conclusão de Curso  
apresentado ao Curso de  
Bacharelado em Engenharia  
Ambiental da Universidade Federal  
do Maranhão Campus Balsas, como  
requisito parcial para obtenção do  
grau de Bacharel em Engenharia  
Ambiental.

Aprovado em 9 de dezembro de 2019

**Banca Examinadora**

---

Profa. Me. Ana Paula de Melo e Silva Vaz,  
UFMA

---

Profa. Me. Débora Batista Pinheiro Sousa,  
UFMA

---

Dra. Sandra Martins Ramos,  
Instituto Tecnológico de Transportes e Infraestrutura

---

Dedico esse trabalho à minha família,  
amigos, à minha querida orientadora e  
todos aqueles que direta ou  
indiretamente colaboraram para a  
concretização dessa pesquisa.

---

## AGRADECIMENTOS

Primeiramente gostaria de agradecer a Deus pelo dom da vida e da sabedoria.

À minha família por sempre me apoiar e acreditar no meu potencial. Em especial a minha mãe, por sempre me motivar, me aconselhar e investir na minha educação desde pequena. Te amo infinitamente, obrigada por tudo.

A todos os professores e coordenação do curso de Engenharia Ambiental da UFMA/Campus Balsas que contribuíram de forma significativa ao longo da minha vida acadêmica, interpessoal e social. Em especial o meu agradecimento à minha professora, orientadora e amiga Ana Paula de Melo, pela dedicação, paciência e parceria na construção deste Trabalho de Conclusão de Curso (TCC). Um trabalho que agregou muito na minha bagagem intelectual, com práticas e temáticas muito importantes para minha vida acadêmica e profissional.

À Sandra Martins pelo auxílio na identificação dos macroinvertebrados bentônicos, e ajuda no envio de artigos e literatura pertinentes ao assunto. Muito obrigada.

Ao discente e amigo de curso Paulo Henrique, pela amizade ao longo dos anos de curso, companheirismo e auxílio em todas as coletas. Muito obrigada!

Ao meu namorado Bruno Montechese pela disponibilização do notebook nos momentos que precisei, pela paciência, preocupação e companheirismo. Além da ajuda em uma das coletas. Amo você.

A discente Valéria e sua família por disponibilizarem a Fazenda Céu Azul para nossas pesquisas, além da ótima receptividade e carinho. Muito obrigada.

À UFMA pela formação acadêmica.

---

## RESUMO

A qualidade das águas superficiais tem sido pautada em diversas discussões. Conhecer as características locais e entender as interações ambientais é uma ferramenta que pode subsidiar a elaboração de estudos e a tomada de decisão com relação a conservação dos corpos hídricos. Nesse sentido, a utilização de bioindicadores aquáticos pode apontar modificações e impactos no ambiente. No presente estudo objetivou-se caracterizar as espécies de macroinvertebrados bentônicos e determinar a taxa de decomposição foliar por meio da instalação de *leafpacks* no Riachão do Matão, em Balsas-MA. Folhas senescentes foram recolhidas de espécies de árvores da vegetação ciliar para a confecção dos *leafpacks*. Procedeu-se a instalação e coleta de informações sobre os parâmetros físicos químicos, além de amostra água para análise da concentração de oxigênio dissolvido. Os períodos de incubação foram de 7, 14, 28, 42 e 56 dias e em cada coleta foram analisados os parâmetros da água do Riacho: pH, condutividade, salinidade, oxigênio dissolvido, temperatura e sólidos totais dissolvidos. Realizou-se a identificação dos macroinvertebrados bentônicos com relação ao grupo taxonômico e grupos funcionais (guildas), entre eles: coletores, filtradores, raspadores, fragmentadores e predadores. Para os testes estatísticos utilizou-se o software PAST 3.0, foram analisadas abundância, riqueza e dominância. A Coleta 3 apresentou maior riqueza, já os fragmentadores, tiveram os menores índices de riqueza, comparados com os demais grupos funcionais. A maior abundância foi de coletores, já a maior dominância foi de filtradores. A análise da decomposição foliar, variou durante os diferentes tempos de incubação, sendo os maiores valores de perda de massa, refere-se as duas primeiras coletas, que somam 25,27% da perda de massa total. Os resultados mostram que a metodologia baseada na utilização de macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores podem ser utilizadas em futuros programas de biomonitoramento de corpos hídricos na região.

**Palavras-chave:** *Leafpacks*. Macroinvertebrados Bentônicos. Biomonitoramento.

---

## ABSTRACT

The quality of surface water has been ruled in several discussions. Knowing the local characteristics and understanding the environmental interactions is a tool that can support the elaboration of studies and decision making regarding the conservation of water bodies. In this sense, the use of aquatic bioindicators may indicate modifications and impacts on the environment. This study aimed to characterize the benthic macroinvertebrate species and to determine the leaf decomposition rate through the installation of leafpacks in Matão stream, Balsas-MA. Senescent leaves were collected from riparian tree species and then leafpacks were made. Information on chemical physical parameters was installed and collected, as well the water samples for analysis of dissolved oxygen concentration. The incubation periods were 7, 14, 28, 42 and 56 days and in each collection the parameters of stream water were analyzed: pH, conductivity, salinity, dissolved oxygen, temperature and total dissolved solids. Benthic macroinvertebrates were identified in relation to the Order and functional groups (guilds), including: collectors, filters, scrapers, shredders and predators, being the most abundant collectors. For the statistical tests the software PAST 3.0 was used and abundance, richness and dominance were analyzed, the Collection 3 presented greater richness, while the shredders suffered lower results. A larger amount was collected and a greater dominance was filtered. The analysis of leaf decomposition varied during the different incubation times, and the highest values of lost mass refer to the first two collections, which add up to 25.27% of the total mass loss. The data shows that methodologies based on the use of benthic macroinvertebrates as bioindicators may be used in future water body biomonitoring programs in all region.

**Keywords:** Leafpacks. Benthic macroinvertebrates. Biomonitoring.



---

## LISTA DE FIGURAS

|   |    |
|---|----|
| <b>Figura 1:</b> Mapa de localização.....   | 23 |
| <b>Figura 2:</b> Localização do ponto de instalação e coleta dos <i>leafpacks</i> .....   | 24 |
| <b>Figura 4:</b> <i>Leafpacks</i> instaladas no Riachão do matão.....   | 26 |
| <b>Figura 5:</b> Lavagem das folhas e separação dos macroinvertebrados bentônicos. ....   | 27 |
| <b>Figura 6:</b> Exemplos de macroinvertebrados bentônicos encontrados no Riacho do Matão. ....   | 27 |
| <b>Figura 7:</b> Material após incineração. ....  | 28 |
| <b>Figura 8:</b> a) <i>Alchornea</i> sp, b) <i>Anacardium occidentale</i> , c) <i>Curatella americana</i> e d) <i>Richeria grandis</i> . .... | 31 |
| <b>Figura 9:</b> Porcentagem de grupos tróficos funcionais encontrados em todas as coletas.....   | 33 |
| <b>Figura 10:</b> Valores de riqueza entre os grupos funcionais. ....   | 35 |
| <b>Figura 11:</b> Valores de riqueza entre os períodos de incubação. ....   | 36 |
| <b>Figura 12:</b> Valores de abundância entre os grupos funcionais.....   | 37 |
| <b>Figura 13:</b> Valores de abundância entre os períodos de incubação.....   | 37 |
| <b>Figura 14:</b> Valores de dominância entre os grupos funcionais.....   | 38 |
| <b>Figura 15:</b> Valores de dominância entre os períodos de incubação.....   | 39 |
| <b>Figura 16:</b> Porcentagem de perda de massa por coleta.....   | 41 |

---

## SUMÁRIO

|          |   |           |
|----------|---|-----------|
| <b>1</b> | <b>INTRODUÇÃO</b> .....   | <b>10</b> |
| 1.1      | Justificativa .....   | 11        |
| 1.2      | Objetivo Geral .....  | 12        |
| 1.3      | Objetivos Específicos .....   | 12        |
| <b>2</b> | <b>FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA</b> .....  | <b>13</b> |
| 2.1      | Recursos hídricos no nordeste e importância da qualidade da água .....                  | 13        |
| 2.2      | Bioindicadores .....  | 15        |
| 2.2.1    | Bioindicadores aquáticos .....  | 17        |
| 2.2.2    | Macroinvertebrados bentônicos como indicadores de qualidade de águas superficiais ..... | 18        |
| 2.3      | Decomposição foliar .....   | 20        |
| <b>3</b> | <b>MATERIAL E MÉTODOS</b> .....   | <b>23</b> |
| 3.1      | Caracterização da Área de estudo .....  | 23        |
| 3.2      | Metodologia da Pesquisa .....   | 25        |
| 3.3      | Procedimentos Metodológicos/Procedimento Experimental .....                             | 25        |
| <b>4</b> | <b>RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....   | <b>29</b> |
| 4.1      | Parâmetros físico-químicos das águas no Riacho do Matão .....                           | 29        |
| 4.2      | Espécies utilizadas para a confecção dos <i>leafpacks</i> .....                         | 31        |
| 4.3      | Identificação e caracterização dos macroinvertebrados bentônicos .....                  | 32        |
| 4.4      | Análise da decomposição foliar.....   | 40        |
| <b>5</b> | <b>CONSIDERAÇÕES FINAIS</b> .....   | <b>42</b> |
| <b>6</b> | <b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b> .....   | <b>43</b> |
|          | <b>APÊNDICE I</b> .....   | <b>52</b> |

## 1 INTRODUÇÃO

Os recursos naturais estão cada vez mais sendo utilizados de maneira indiscriminada e os recursos hídricos são os que mais vem sofrendo as consequências. Não é de hoje que se ouve falar nas crises mundiais de falta de água, no Brasil não é diferente. Nos noticiários percebe-se que na região nordeste a situação se agrava progressivamente.

A expansão das atividades antropogênicas industriais a partir do início do Século XX tem gerado um significativo impacto negativo sobre todos os compartimentos ecológicos, em especial no ecossistema aquático (ALONSO & CAMARGO, 2005; KOLPIN *et al.*, 2013). Além disso a carência de estudos e monitoramento contínuo ou restrições legais para algumas variáveis ambientais é uma realidade em muitos países subdesenvolvidos ou em desenvolvimento, a exemplo do Brasil (FRANCO *et al.*, 2010).

Segundo Ottoni (2009) é cada vez mais frequente e recomendado o uso de bioindicadores como ferramenta de avaliação ambiental, uma vez que as amostragens físico-químicas possuem altos custos, e não são totalmente eficazes para detecção de mudanças nas condições ambientais naturais dos sistemas lóticos quando esses são submetidos a perturbações de origem difusa e possuem um caráter analítico instantâneo.

Sabe-se que diferentes organismos apresentam maior ou menor sensibilidade a determinados poluentes e isso constitui a base para a utilização da biota como indicadora biológica da qualidade da água. Piedras *et al.*, (2006) citam que os organismos aquáticos, principalmente invertebrados, são os que melhor respondem às mudanças das condições ambientais.

De acordo com Ramelow *et al.*, (1989); Schulz *et al.*, (2001), os peixes são ótimas ferramentas para o biomonitoramento de ambientes aquáticos, pois respondem a várias formas de perturbações ambientais, tais como, mudanças na taxa de crescimento e maturação sexual. Além disso, modificações na estrutura da

comunidade de peixes, como a abundância e diversidade de espécies, também podem refletir os efeitos de vários estressores da integridade biótica de um rio (FAUSCH *et al.*, 1990).

Outros bioindicadores são as briófitas, que também são indicadores de poluição da água e do ar. São muito utilizadas por terem uma ampla distribuição geográfica e crescem em habitats diversos, por não possuírem epiderme e cutícula, por transportarem água e nutrientes com facilidade entre as células devido à falta de vasos lignificados e por acumularem metais de forma passiva (BORDIN, 2009).

Por sua vez, os macroinvertebrados bentônicos vem adquirindo um caráter de suma importância nos trabalhos relacionados a avaliação de impactos nos ecossistemas aquáticos. Milesi *et al.*, (2008) afirmam que os macroinvertebrados bentônicos constituem um dos melhores bioindicadores de qualidade das águas nos ambientes lóticos, pois possuem ciclo de vida relativamente longo e são de fácil visualização. Callisto *et al.*, (2004) destacam que as amostragens de bentos são relativamente fáceis e baratas. Os bentos são variavelmente sensíveis às condições ambientais, são sedentários, podem integrar e também acumular condições em um ambiente, oferecendo um adequado nível de diagnóstico, considerando a natureza dos efeitos observados.

## **1.1 Justificativa**

O presente estudo se justifica pela necessidade de conhecer os macroinvertebrados bentônicos da região e o modo como estes interagem com o meio, para que então possam ser utilizados como bioindicadores da qualidade das águas superficiais em estudos presentes e futuros.

## 1.2 Objetivo Geral

Caracterizar as espécies de macroinvertebrados bentônicos e determinar a taxa de decomposição foliar por meio da instalação de *leafpacks* no Riachão do Matão, localizado no município de Balsas.

## 1.3 Objetivos Específicos

- Coletar folhas senescentes para a produção dos *leafpacks* e identificar 5 espécies da vegetação ciliar;
- Produzir e instalar *leafpacks* no Riacho do Matão;
- Realizar coletas em diferentes intervalos de tempo de incubação (7, 14, 28, 42 e 56 dias);
- Coletar dados dos parâmetros físico-químicos da água do Riacho do Matão;
- Identificar as macroinvertebrados bentônicos a nível de família;
- Determinar a taxa de decomposição foliar, de acordo com o tempo de incubação no riacho.

## 2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

### 2.1 Recursos hídricos no nordeste e importância da qualidade da água

Segundo dados do UNIAGUA (2012), o Brasil detém 11,6% de toda a água doce superficial do mundo, sendo que 70% da água disponível está localizada na região Amazônica, onde se encontra a menor densidade populacional. A região Nordeste, que é a mais pobre e também a mais árida, concentra 30% da população brasileira e possui apenas 5% da água doce. Já as regiões Sul e Sudeste, onde estão concentradas cerca de 60% da população dispõem de 12,5% da água doce (AUGUSTO *et al.*, 2012)

A degradação dos recursos aquáticos tem sido motivo de preocupação do homem nas últimas décadas. Por esta razão existe um crescente interesse por conhecer e proteger os ecossistemas fluviais e estudar suas trocas com o meio, desenvolvendo critérios físicos, químicos e biológicos que possibilitem diagnosticar o efeito e a magnitude das intervenções humanas (NORRIS & HAWKINS, 2000).

Buscando um modo de identificar o impacto das atividades antrópicas na água, foi criado em 1970, nos EUA, o Índice de Qualidade das Águas pela *National Sanitation Foundation* que a partir de 1975 começou a ser utilizado pela CETESB (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo). Nas décadas posteriores, outros estados brasileiros começaram a adotar o IQA, que hoje é o principal índice de qualidade da água utilizado no nosso país. O IQA foi desenvolvido com intuito de avaliar a qualidade da água bruta visando seu uso para o abastecimento público, após tratamento. Os parâmetros utilizados no cálculo do IQA são em sua maioria indicadores de contaminação causada pelo lançamento de esgotos domésticos (ANA, 2019).

A disponibilidade dos recursos hídricos é apenas um fator de grande valia a ser levado em consideração, tendo em vista que o aspecto qualitativo começou a ganhar nova dimensão principalmente na produção agrícola de consumo *in natura* (MOURA *et al.*, 2011); assim, mananciais próximos às áreas urbanas merecem

atenção especial em virtude da poluição difusa e de lançamentos de águas residuais de forma clandestina acarretando, sem dúvida, na sua degradação, prejudicando os múltiplos usos da água (LIMA *et al.*, 2004).

Uma questão importante a ser frisada são as secas, que apesar de ser um fenômeno natural, ultimamente vem ocorrendo alterações do regime hidro meteorológico na região semiárida do Nordeste brasileiro que afetam os moradores, principalmente os mais carentes e pode trazer riscos para a segurança alimentar, energética e hídrica na região (EAKIN *et al.*, 2014).

As secas fazem parte da variabilidade natural do clima na região e de acordo com as projeções de mudanças climáticas, é provável que as alterações continuem no futuro. A seca não atinge toda a região semiárida do Nordeste brasileiro, apenas se concentra numa área conhecida como *Polígono das Secas*, que envolve as regiões semiáridas de parte de oito estados nordestinos: AL, BA, CE, CE, PB, PE, PI, RN e SE (MARENGO *et al.*, 2016).

Com relação à escassez de água, a situação é alarmante. Estima-se que em 2050 a demanda global por água aumentará em 55% evidenciando um acirramento entre a produção de alimentos, geração de energia e abastecimento urbano. Com relação às águas subterrâneas, globalmente estima-se que 20% dos aquíferos são super-explorados (UNITED NATIONS WORLD WATER ASSESSMENT PROGRAMME, 2015).

De acordo com Spiro e Stigliani (2009), os reservatórios de água demonstram sua insuficiência acentuada. Nos períodos de longas estiagens as reservas hídricas estão se esgotando muito mais rapidamente do que podem ser reabastecidos, devido aos problemas principalmente de contexto social, econômico e ambiental.

Um fator também discutido na atualidade é a intensificação da escassez hídrica ocasionada pelas mudanças climáticas, que de acordo com o pensamento de Santos (2011), estudar as particularidades relacionadas às terras secas exige, e, sobretudo, compreender a teia de relações complexas entre as relações humanas e os elementos naturais.

A crescente contaminação dos recursos hídricos, causada por diferentes fontes, dentre as quais se destacam os efluentes domésticos, industriais e a carga difusa urbana e agrícola, vem comprometendo o uso desses recursos para os seus

diversos fins. Cada uma dessas fontes possui características próprias quanto aos poluentes. A poluição das águas por efluentes domésticos e industriais é uma das maiores causas da redução na qualidade da água, aumentando os custos de tratamento para consumo humano. Dessa forma, a avaliação e o monitoramento da água são fundamentais para acompanhar o comportamento dos parâmetros para tomada de decisões no gerenciamento dos recursos hídricos (FIGUEIRÊDO, 2008).

## 2.2 Bioindicadores

Espécies consideradas bioindicadoras são aquelas utilizadas para avaliar a qualidade ambiental, através de uma ligação entre efeitos ecológicos e saúde do organismo. Os bioindicadores ideais são aqueles organismos com ciclo de vida longo, pode ser um grupo de espécies ou comunidades biológicas cuja quantidade, distribuição e presença indicam a magnitude de impactos ambientais em um ecossistema, o que permite a avaliação dos efeitos ecológicos causados por múltiplas fontes de poluição (SILVA, 2011; CALLISTO, GONÇALVES E MORENO, 2018)

Os bioindicadores fornecem respostas do sistema biológico ao agente estressor, pois correlacionam fatores naturais e antrópicos que tenham potencial impacto, desta forma, são importantes na avaliação da integridade ecológica (OSINSKI, 2003; LIMA, 2004; LOUZADA, 2012).

Também pode-se perceber que o uso de bioindicadores consta na legislação dos Recursos Hídricos (Lei 9433/97, que institui a Política Nacional de Recursos Hídricos e cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos), tendo como um de seus preceitos “considerar que a saúde e o bem estar humanos, bem como o equilíbrio ecológico aquático, não devem ser afetados como consequência da deterioração da qualidade das águas”, justificando a necessidade da avaliação das comunidades biológicas para a manutenção da integridade dos ecossistemas aquáticos. (BRASIL, 1997).

Por estas razões a Agência de Controle Ambiental dos Estados Unidos (U.S. *Environmental Protection Agency* – USEPA) e a Diretriz da União Europeia (94C



222/06-1994) recomendam a utilização de bioindicadores como complemento às informações sobre a qualidade das águas.

A vantagem do uso de bioindicadores comparados aos métodos convencionais de avaliação da qualidade ambiental está em seu custo reduzido, podendo ser utilizado para a avaliação acumulativa de eventos ocorridos num determinado período de tempo, resgatando um histórico ambiental não passível de detecção ou medição por outros métodos (CETESB, 2019).

Tendo em vista que o estado biológico de um ambiente aquático é típico para cada grau de contaminação e a avaliação da composição e abundância das biocenoses de um dado hidrossistema possibilita avaliar o seu grau de pureza ou poluição. O uso de parâmetros biológicos para medir a qualidade da água se baseia nas respostas dos organismos em relação ao meio onde vivem. Algumas características peculiares de um bioindicador são importantes para que ele seja definido como tal. A espécie bioindicadora deve possuir exigências particulares com relação a um conjunto conhecido de variáveis físicas, químicas ou ambientais, de tal modo que mudanças na presença/ ausência, número, morfologia, fisiologia, ou comportamento da espécie considerada, poderá indicar que uma dada variável física ou química está fora de seus limites (WASHINGTON, 1984).

Os principais organismos comumente utilizados na avaliação de impactos ambientais em ecossistemas aquáticos são os macroinvertebrados bentônicos, peixes e comunidade perifítica. Dentre estes grupos, as comunidades de macroinvertebrados bentônicos têm sido frequentemente utilizadas na avaliação de impactos ambientais e monitoramento biológico. Macroinvertebrados bentônicos são organismos que habitam o fundo de ecossistemas aquáticos durante pelo menos parte de seu ciclo de vida, associado aos mais diversos tipos de substratos, tanto orgânicos (folhiço, macrófitas aquáticas), quanto inorgânicos (cascalho, areia, rochas, etc.) (ROSENBERG & RESH, 1993).

Os bioindicadores são, portanto, organismos utilizados como ferramentas para obtenção de informações, processos, eventos ou tendências sobre uma dada realidade, servindo como instrumento de previsão medindo, comparando e determinando decisões (LOPES, 2008).

### 2.2.1 Bioindicadores aquáticos

Organismos de ambientes aquáticos são geralmente expostos a uma complexa mistura de produtos químicos, incluindo compostos parentais e seus produtos de transformação causando múltiplos danos aos organismos, população e nível do ecossistema, na função dos órgãos, estágios e diversidade biológica (GINEBREDA *et al.*, 2014).

O aumento das pesquisas e o conseqüente conhecimento das comunidades dos ambientes aquáticos sejam de peixes, plâncton, macrófitas, macroinvertebrados entre outras, possibilitou que determinadas variáveis fossem unidas e utilizadas na avaliação de alterações e degradações ambientais, com a proposição de índices biológicos, os quais podem ser utilizados para auxiliar à gestão e controle de poluição dos recursos naturais (QUEIROZ, 2009).

O uso de bioindicadores tem sido corrente na avaliação de impactos ambientais provocados pela má administração do ambiente, pois animais, plantas, microrganismos e suas complexas interações com o meio ambiente respondem de maneira diferenciada às modificações da paisagem, produzindo informações, que não só indicam a presença de poluentes, mas como estes interagem com a natureza, proporcionando uma melhor indicação de seus impactos na qualidade dos ecossistemas (SOUZA, 2001).

As alterações na qualidade de água, resultantes dos processos de evolução natural e ação antrópica, se manifestam pela redução acentuada da biodiversidade aquática, em função da desestruturação do ambiente físico, químico e alterações na dinâmica e estrutura das comunidades biológicas, sendo que o uso de bioindicadores (espécies, grupos de espécies ou comunidades) permite uma avaliação integrada dos efeitos ecológicos causados por múltiplas fontes de poluição (CALLISTO *et al.*, 2001). Ainda de acordo com os autores, os bioindicadores complementam as informações sobre qualidade das águas, especialmente para a avaliação de impactos ambientais decorrentes de descargas pontuais de esgotos domésticos e efluentes industriais.

O biomonitoramento através do uso dos organismos aquáticos é eficaz porque são indicadores cumulativos das condições ambientais gerais. Os organismos aquáticos respondem não apenas a poluentes, mas também às mudanças no fluxo físico e na bacia hidrográfica difíceis de avaliar com os métodos tradicionais (LUNDE e RESH, 2012).

Um exemplo de bioindicador aquático que se destaca em relação aos bioensaios é a *Daphnia magna*. Por ser um crustáceo muito sensível que demonstra alteração metabólica e inibição do crescimento quando exposto a inseticidas e também muito utilizada para padrões de emissão de efluentes sanitários (VILLARROEL *et al.*, 2009; DELLAMATRICE, 2009; ARAUCO *et al.*, 2005).

### **2.2.2 Macroinvertebrados bentônicos como indicadores de qualidade de águas superficiais**

Dentre os diferentes grupos de organismos aquáticos, as comunidades de macroinvertebrados bentônicos têm sido cada vez mais utilizadas como bioindicadores de qualidade ambiental, pois refletem não só a situação momentânea do sistema, mas também a poluição de forma não-pontual (MARTINS *et al.*, 2014).

O termo macroinvertebrados, refere-se a animais invertebrados visíveis a olho nu, possuem dimensões superiores a 2 mm (PEIXOTO, 2008, MUGNAI *et al.*, 2010). Os macroinvertebrados bentônicos são animais aquáticos de hábito bentônico, ou seja, que habitam o fundo de ambientes lênticos e lóticos aderidos a cascalhos, pedra, folhas, lama ou areia. Constituem um dos grupos biológicos mais diversificados e abundantes dos ambientes aquáticos (ZARDO *et al.*, 2013).

Os macroinvertebrados bentônicos são grandemente aplicados como bioindicadores de qualidade da água em todo o mundo, devido as suas características fisiológicas e morfológicas (REMOR *et al.*, 2013) que determinam sua grande sensibilidade em relação a poluição ou degradação dos ecossistemas aquáticos (ELLER *et al.*, 2009).

De acordo com Merrit & Cummins (2005) as guildas tróficas destes organismos podem ser classificadas em (i) fragmentadores: detritívoros que se alimentam de grandes partículas de matéria orgânica, e que durante sua alimentação fragmentam o material; (ii) coletores: ingerem pequenas partículas de matéria orgânica, tanto por filtração da água corrente, quanto por coleta nos depósitos de sedimentos no fundo dos rios, lagos e reservatórios; (iii) raspadores: possuem aparelho bucal apropriado para raspar e mastigar perifiton aderido às pedras, folhas, troncos, macrófitas. Alimentando-se de algas, bactérias, fungos e matéria orgânica morta adsorvida a superfície do substrato; (iv) predadores: alimentam-se de outros organismos pertencentes a todos os grupos funcionais.

É preferível a utilização de macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores devido aos ciclos de vida longa que permitem uma análise espacial eficiente dos efeitos das perturbações, a facilidade de amostragem com custos relativamente baixos, elevada diversidade taxonômica e de identificação relativamente fácil, organismos sensíveis a diferentes concentrações de poluentes no meio (NAIME & SPILKI, 2012)

Deborde *et. al.*, (2016) realizaram um estudo utilizando amostras de macroinvertebrados previamente coletadas de córregos em Silago, Sul de Leyte, nas Filipinas, em junho e julho de 2014. Foram obtidos parâmetros físico-químicos como oxigênio dissolvido, pH, temperatura, condutividade e sólidos dissolvidos totais. Os dados de macroinvertebrados foram utilizados para se calcular as seguintes métricas biológicas: densidade total de invertebrados, riqueza de táxons, riqueza de *Ephemeroptera*, ordens de insetos *Plecoptera* e *Trichoptera* e Índice de Diversidade de Simpson. Os resultados mostraram que os macroinvertebrados bentônicos podem ser utilizados como uma ótima ferramenta de avaliação biológica pois foi capaz de avaliar e determinar com êxito as condições dos ecossistemas de riachos.

Em zonas úmidas, os macroinvertebrados bentônicos são responsáveis pelo biorrevolvimento dos sedimentos. Eles têm um papel muito importante na dinâmica trófica e constituem um elo entre o produtor e consumidor, executando a filtragem, fragmentação e raspagem de alimentos, processamento e convertendo-os em

biomassa disponível para outros organismos, além de auxiliar no processo de decomposição (NIN *et al.*, 2009; OLIVEIRA & CALLISTO, 2010).

A importância da comunidade bentônica para os ecossistemas aquáticos está ligada ao fluxo de energia e nutrientes, participando ativamente da decomposição da matéria orgânica e integrando a cadeia alimentar. Além disso, diversas espécies bentônicas favorecem as trocas de materiais entre os sedimentos e a coluna de água por ação mecânica (CUNHA & CALIJURI, 2012).

Roque *et al.*, (2011) afirmam que no Brasil, os estados do Sul e do Sudeste são os que reúnem as principais pesquisas até o momento, em relação ao uso de macroinvertebrados como indicadores em programas oficiais de monitoramento da qualidade de seus recursos hídricos.

Tendo em vista as diversas vantagens com a utilização de macroinvertebrados bentônicos, assim como o baixo custo, torna-se de grande relevância que cada vez mais sejam realizados estudos nos corpos hídricos em todas as regiões do país.

### **2.3 Decomposição foliar**

Grande parte do aporte de matéria orgânica nos rios e riachos provem das folhas senescentes, e estas são decompostas pela ação de microrganismos e macroinvertebrados, sendo que os tempos de degradação podem ser facilmente medidos. Vários estudos recentes incluem a decomposição das folhas em seus experimentos (ELBRECHT *et al.*, 2016; CEOLA *et al.*, 2013; COLAS *et al.*, 2017), mas o indicador ainda está no processo de ser padronizado no gerenciamento de água.

Outros indicadores biológicos podem refletir mudanças melhor do que as que estão sendo usadas atualmente. Friberg *et al.*, (2011) afirmam que alguns indicadores podem estar desatualizados, porque se baseiam em problemas do passado e que indicadores antigos possivelmente desconsideram uma influência mais relevante. O autor destaca ainda a necessidade de um conjunto mais amplo de indicadores e sugere, entre outras opções, o uso da decomposição foliar.

A decomposição nos corpos d'água como processo ecossistêmico é muito importante, pois libera energia e nutrientes no sistema e assim, influencia as variáveis físicas, químicas e biológicas, podendo também ser influenciada por essas, servindo inclusive como índice da qualidade ambiental. A decomposição torna-se mais rápida quando se tem uma densidade elevada de macroinvertebrados (GRAÇA *et al.*, 2005).

Segundo Allan & Castillo, 2007; Cornut *et al.*, 2010, apud Robayo (2016), “, o processo de decomposição foliar se dá em três fases: lixiviação, condicionamento e fragmentação biológica e física”.

O processamento tem início com a perda rápida de massa devido à eliminação de alguns dos constituintes solúveis e compostos secundários da folha (nitrogênio, celulose, lignina, fenóis, fósforo) representando uma perda entre 10% e 30% de sua massa inicial (lixiviação). As características estruturais e químicas das folhas podem variar entre as diferentes espécies e isto pode variar o processo de decomposição, sendo estas características as que direcionam as diferentes interações da matéria orgânica durante o processo de decomposição (SWAN & PALMER, 2004; GONÇALVES & CALLISTO, 2013, apud ROBAYO 2016).

Em seguida, tem-se a modificação da matriz orgânica por microrganismos (GONÇALVES & CALLISTO, 2013), utilizando atividades enzimáticas e finalmente a quebra física da folha, resultante da abrasão física do fluxo da água, e da atividade alimentar dos macroinvertebrados (fragmentação) (CALLISTO *et al.*, 2004; GONÇALVES *et al.*, 2014).

Dentro do processamento do material alóctone, no ambiente aquático, ocorre a conversão da matéria particulada grossa (MOPG) convertida em matéria orgânica particulada fina (MOPF) (MORETTI, 2005; ALLAN & CASTILLO, 2007; CORNUT *et al.*, 2010), esta transformação física, química e biológica da matéria orgânica em matéria particulada fina é realizada por grupos de organismos como fungos, bactérias e macroinvertebrados os quais desempenham esta função importante na transformação da matéria (KOMINOSKI *et al.*, 2011; SILVA-JUNIOR *et al.*, 2014).

Já a velocidade da decomposição pode ser explicada pela presença de alguns invertebrados que se alimentam de partículas grosseiras de matéria orgânica predominantemente de origem terrestre (p.ex., pedaços de madeira e detritos

foliares); estes são conhecidos como fragmentadores, pois transformam partículas grandes de material orgânico em partículas finas. Muitas larvas de *Trichoptera* são fragmentadoras. Por sua vez os filtradores e coletores alimentam-se de partículas finas de material orgânico (FEIO, 2019).

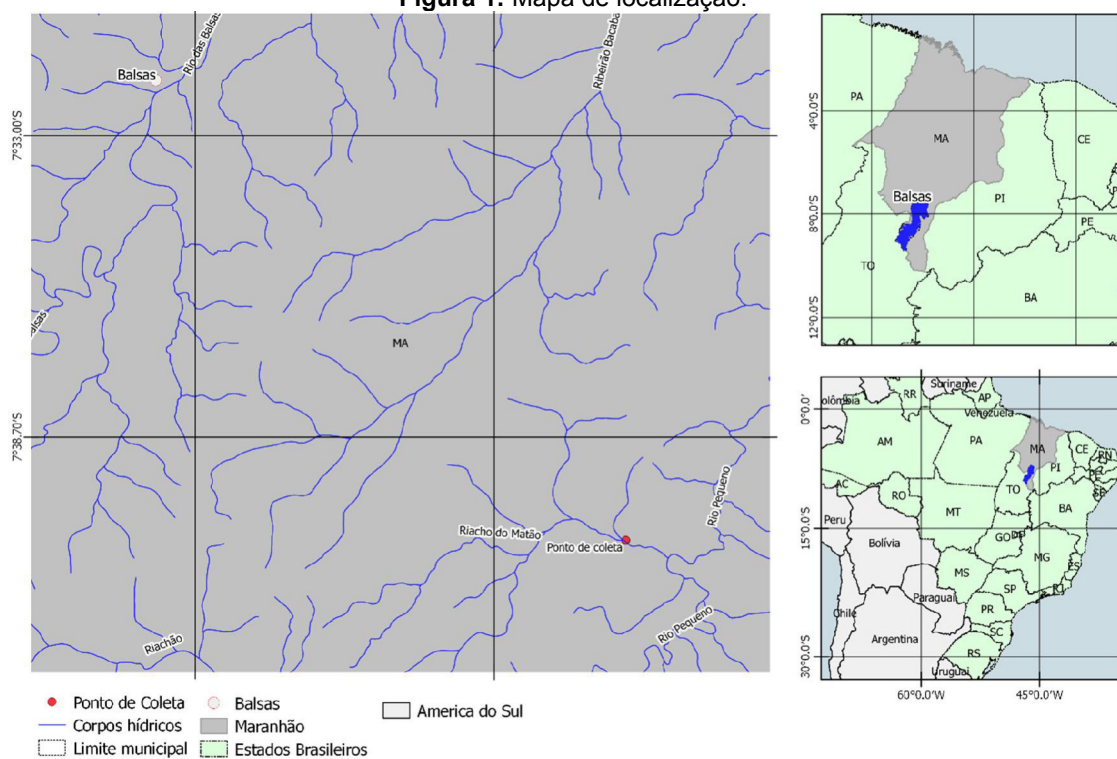
Vários fatores determinam a degradação das folhas, por exemplo, temperatura da água, conteúdo químico, oxigênio dissolvido, abundância de macroinvertebrados aquáticos, fluxo de água, e a biodiversidade da vegetação são vários fatores que afetam a degradação das folhas. Mudanças na vegetação ripária natural, como as espécies exóticas e invasoras podem influenciar ainda mais o ecossistema do córrego ou riacho (HAGEN, 2006; FEIO, 2010; WOODWARD *et al*, 2012).

### 3 MATERIAL E MÉTODOS

#### 3.1 Caracterização da Área de estudo

A cidade de Balsas (FIGURA 1) localiza-se no sul do estado do Maranhão e possui população estimada de 94.887 habitantes, e a área do município é de 13.141,757 km<sup>2</sup> (IBGE, 2019). O fenômeno da urbanização na cidade de Balsas foi descrito por Ferreira (2011) como sendo resultado da expansão da agricultura na região conhecida como MAPITO que inclui os estados do Maranhão, Piauí e Tocantins. Hoje a cidade é responsável por parte significativa da cadeia produtiva da soja, também por possuir a maior extensão territorial.

Figura 1: Mapa de localização.



Fonte: Dados do autor.



A pesquisa foi realizada no Riacho do Matão, localizado na fazenda Céu Azul, a 30 km da cidade de Balsas-MA. Coordenadas geográficas: 7°40'38,82" S; 45°53'17,63" O (FIGURA 2).

**FIGURA 2:** Localização do ponto de instalação e coleta dos *leafpacks*.



Fonte: Dados do autor.

O local foi escolhido, tendo em vista a facilidade de acesso, a baixa ação antrópica próximo ao local e baixa correnteza, foi possível deixar as *leafpacks* sem que fossem removidos ou perdidos.

De acordo com Maranhão (2002), o clima na região de Balsas, é do tipo tropical quente e úmido, com média pluviométrica de 1.400 mm ao ano. As chuvas se estendem nos meses setembro a abril, com maior intensidade em novembro e dezembro. A estiagem tem início no mês de maio e termina em agosto, tendo maior intensidade em junho e julho. A temperatura média anual é de 26° C, com máximas de até de 36° e mínimas de 22° C, porém no mês de julho, a temperatura pode diminuir chegando a atingir índices em torno de 12°C a 14°C.

O Riacho do Matão, objeto deste estudo, é afluente do Rio das Balsas que por sua vez, é um importante afluente do Rio Parnaíba. Esta região hidrográfica possui aproximadamente 334 mil quilômetros quadrados. Suas águas atravessam vários biomas, como o Cerrado, no Alto Parnaíba, a Caatinga, no Médio e Baixo Parnaíba, e

o Costeiro, no Baixo Parnaíba, tornando diferenciadas as características hidrológicas de cada uma destas regiões. O Riacho Matão está localizado na grande Sub-bacia (sub 1) do Alto Parnaíba, sub-bacia (sub 2) Balsas, com uma área em sua totalidade de 25.570,6 km<sup>2</sup> (CADERNO DA REGIÃO HIDROGRÁFICA DO PARNAÍBA, 2006).

Durante a época de coleta e retirada dos *leafpacks* o riacho possuía profundidade de 48 cm, no dia da instalação e nos demais dias uma profundidade de aproximadamente 36 cm.

O riacho está localizado na macrorregião do Cerrado, a típica vegetação possui seus troncos tortuosos, de baixo porte, ramos retorcidos, cascas espessas e folhas grossas. Os estudos efetuados consideram que a vegetação nativa do Cerrado não apresenta essa característica pela falta de água – pois, ali encontra-se uma grande e densa rede hídrica – mas sim, devido a outros fatores edáficos, como o desequilíbrio no teor de micronutrientes, a exemplo do alumínio. (CADERNO DA REGIÃO HIDROGRÁFICA DO PARNAÍBA, 2006).

### **3.2 Metodologia da Pesquisa**

A pesquisa é de caráter descritivo e tem como objetivo principal a descrição das características da população bentônica e sua relação com a decomposição foliar em um pequeno riacho. Para a coleta de dados em campo, foram utilizadas as técnicas descritas por Feio *et al.*, (2019).

Com base nos procedimentos técnicos, a pesquisa aqui apresentada é de caráter experimental. Consiste essencialmente em determinar um objeto de estudo, selecionar as variáveis capazes de influenciá-lo e definir as formas de controle e de observação dos efeitos que a variável produz no objeto em questão (GIL, 2012).

### **3.3 Procedimentos Metodológicos**

Para o desenvolvimento da pesquisa, foram realizados os seguintes procedimentos: primeiro coletou-se folhas senescentes de árvores da mata ciliar das espécies *Richeria grandis* (pau-de-santa-rita), *Alchornea sp*, *Curatella americana*

(Lixeira, cajueiro-bravo, sambaíba), *Anacardium occidentale* (cajueiro), *Bauhinias sp* (pata-de-vaca). As folhas coletadas foram então utilizadas para a produção dos *leafpacks* de malha 1x1,5 cm de abertura. Todas as espécies coletadas foram utilizadas, combinadas, para a confecção dos *leafpacks* (FIGURA 3) por meio da utilização de sacos redes de plástico, folhas senescentes e miçangas para identificação de cada *leafpack*.

Posteriormente foi realizada a instalação dos *leafpacks* no Riachão do Matão, no dia 05 de maio de 2019 (FIGURA 4). As coletas para retirada após incubação foram realizadas com periodicidade de 7, 14, 28, 42 e 56 dias, respectivamente nos dias 12/05/2019, 19/05/2019, 02/06/2019, 16/06/2019 e 30/06/2019. Para cada uma das coletas foram instaladas 05 *leafpacks*, afim de possibilitar análise.

**Figura 3:** *Leafpacks* instaladas no Riachão do matão



**FONTE:** Dados do autor.

A cada coleta dos *leafpacks* foi realizada também a coleta de 500 ml de água para determinação do oxigênio dissolvido e *in loco* foram coletados dados dos seguintes parâmetros: pH, condutividade, salinidade, temperatura e sólidos totais dissolvidos. Para o parâmetro oxigênio dissolvido, as amostras foram enviadas ao Laboratório Acquarius em Imperatriz - MA. Para os demais parâmetros foi utilizado um Medidor Multiparâmetro Combo 5, da marca Akso.

Após as coletas, os *leafpacks* foram levados para o laboratório da UFMA Campus Balsas para abertura e lavagem (FIGURA 5) e então separação dos macroinvertebrados bentônicos encontrados fixados nas folhas.

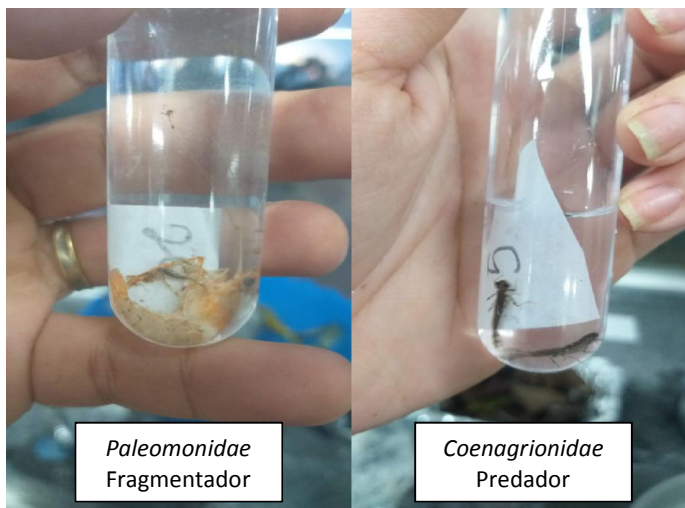
**Figura 4:** Lavagem das folhas e separação dos macroinvertebrados bentônicos.



Fonte: Dados do autor.

Todo o material retirado com a lavagem foi acondicionado em tubos, fixados com álcool 70 e identificados de acordo com a numeração do *leafpack*. Durante o preparo das amostras, foi possível identificar, a nível de família, alguns macroinvertebrados, conforme Figura 07.

**Figura 5:** Exemplos de macroinvertebrados bentônicos encontrados no Riacho do Matão.



*Paleomonidae*  
Fragmentador

*Coenagrionidae*  
Predador

Fonte: Dados do autor.

As folhas após período de incubação foram retiradas e então colocadas por 24 horas na estufa (até peso constante), pesadas e posteriormente maceradas, então foram colocadas em cápsulas de porcelana e inseridos na mufla à temperatura de 500°C por 3 horas (FIGURA 5). Após incineração, foram determinados os pesos das cinzas remanescentes que correspondem ao material mineral, sendo que a diferença entre o peso das folhas após incubação e as cinzas corresponde ao material inorgânico não decomposto.

**Figura 6:** Material após incineração.



**Fonte:** Dados do autor.

Fez-se identificação das espécies de macroinvertebrados bentônicos e também das árvores das quais foram coletadas as folhas senescentes.

Os macroinvertebrados bentônicos foram avaliados quanto aos grupos funcionais (guildas), abundância, riqueza e dominância. Estes parâmetros foram utilizados por meio da análise estatística (ANOVA) para avaliar as variações significativas dos organismos tanto com relação às famílias quanto com relação aos grupos funcionais. A avaliação das folhas, após período de incubação, serviu para determinar as taxas de decomposição e perda de massa. Todas as análises estatísticas deste trabalho foram realizadas usando o software PAST.

## 4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 4.1 Parâmetros físico-químicos das águas no Riacho do Matão

Por meio da coleta de amostras de água (O.D.) e das leituras *in loco* de alguns parâmetros físico-químicos (pH, Condutividade, Salinidade, Temperatura e TDS), foi possível determinar os valores para cada uma das retiradas de amostras, que aconteceram nos dias 12/05/2019 (Coleta 01), 19/05/2019 (Coleta 02), 02/06/2019 (Coleta 03), 16/06/2019 (Coleta 04) e 30/06/2019 (Coleta 05). Os valores obtidos para os parâmetros físico-químicos das amostras de água estão apresentados na Tabela 1:

**Tabela 1:** Valores dos parâmetros nas 05 coletas realizadas.

| Datas das coletas | Parâmetros |                                |                |                          |                                |          |
|-------------------|------------|--------------------------------|----------------|--------------------------|--------------------------------|----------|
|                   | pH         | Condutividade $\mu\text{S/cm}$ | Salinidade ppm | Oxigênio Dissolvido mg/L | Temperatura $^{\circ}\text{C}$ | TDS mg/L |
| 12/05/2019        | 7,99       | 251,00                         | 0,126          | 10,3                     | 24,60                          | 168,00   |
| 19/05/2019        | 7,88       | 196,70                         | 0,096          | 9,9                      | 24,60                          | 127,70   |
| 02/06/2019        | 8,00       | 348,00                         | 0,174          | 8,8                      | 23,30                          | 229,00   |
| 16/06/2019        | 7,93       | 503,00                         | 0,252          | 8,2                      | 22,80                          | 331,00   |
| 30/06/2019        | 8,01       | 618,00                         | 0,310          | 9,0                      | 21,80                          | 409,00   |
| Médias            | 7,99       | 348,00                         | 0,174          | 9,0                      | 23,30                          | 229,00   |

**FONTE:** Dados do autor.

Os valores de pH encontrados nas 5 coletas não sofreram grande variação (7,93 a 8,01), com uma média de 7,99, o que indica caráter neutro tendendo para alcalino. Dentro dos valores permitidos pela Conama 357, que variam de 6 a 9, o Riachão Matão atende a este parâmetro. Portanto, os resultados de pH encontrados nas cinco coletas nos distintos períodos de monitoramento foram satisfatórios.

Os valores de condutividade variaram de 196,70 a 618,00  $\mu\text{S/cm}$ , com uma média de 348  $\mu\text{S/cm}$ . Os valores estabelecidos pela Resolução do CONAMA, nº 357 (BRASIL, 2005), para condutividade em água, pode variar de 10 a 1000  $\mu\text{S.cm}^{-1}$ . A condutividade elétrica da água está diretamente ligada ao aporte de sólidos dissolvidos adicionados por meio do carreamento dos solos ao corpo hídrico,

conforme afirma CETESB (2007). Os valores encontrados para o parâmetro de TDS variaram de 127,70 a 409 mg/L, com um média de 229 mg/L. Considerando que, quanto maior o valor da condutividade maiores serão os valores referente aos sólidos dissolvidos, pode-se afirmar que os valores encontrados estão dentro da faixa para TDS estabelecida pela CETESB, o que pode indicar que o Riacho Matão não apresenta elevadas taxas de sólidos dissolvidos, durante o período deste estudo.

O oxigênio dissolvido é indispensável aos organismos aeróbios e sua ausência pode afetar a biota aquática. O limite mínimo estabelecido pela resolução CONAMA 357/2005 é de 5 mg/L-1. Em todos os períodos monitorados foram encontrados valores acima do mínimo, variando de 8,2 a 10,3 mg/L<sup>-1</sup>.

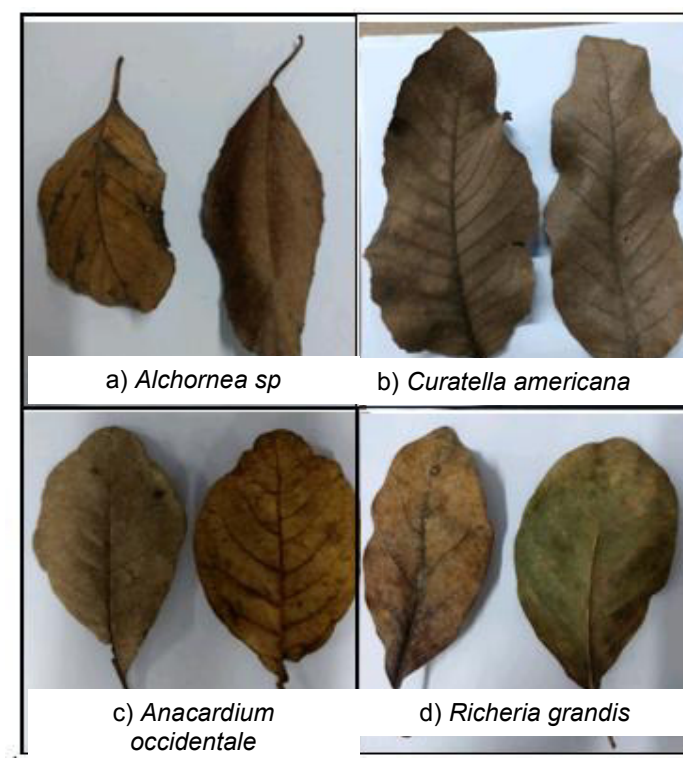
Quanto ao parâmetro temperatura, este tem influência em algumas propriedades da água como densidade e concentração de gases dissolvidos e tem efeito direto sobre a taxa ou cinética das reações químicas, nas estruturas proteicas e funções enzimáticas dos organismos (VON SPERLING, 2005). Desta forma, o recomendável pela resolução CONAMA 357/2005 é que a temperatura em ambiente aquático seja inferior a 40°C. Em todos os períodos monitorados a temperatura teve uma variação pequena, com valores entre 21,80 e 24,60°C, com uma média de 23,30°C, portanto, considerada adequada para este ambiente.

Os valores de salinidade variaram de 0,096 a 0,310 ppm, atingindo uma média de 0,174 ppm. Em relação ao aumento da salinidade nas três últimas coletas, este fato pode ser explicado pela redução da quantidade e fluxo da água observado. Já com base nos dados obtidos em relação aos parâmetros de enquadramento, o Riacho do Matão poderia ser classificado como água doce, segundo a resolução Conama 357, no entanto o monitoramento para enquadramento deve ser bimestral para que essa hipótese seja confirmada.

#### 4.2 Espécies utilizadas para a confecção dos *leafpacks*

Dentre as espécies de folhas senescentes coletadas à margem do rio Balsas, foram encontradas: *Richeria grandis* (Pau-de-Santa-Rita), *Alchornea sp*, *Curatella americana* (Lixeira, Cajueiro-bravo, Sambaíba), *Anacardium occidentale* (Cajueiro), *Bauhinias sp* (Pata-de-vaca), conforme mostra a Figura 5.

**Figura 7:** a) *Alchornea sp*, b) *Anacardium occidentale*, c) *Curatella americana* e d) *Richeria grandis*.



**Fonte:** Dados do autor.

Estas espécies são típicas do cerrado brasileiro, geralmente encontradas também na mata ciliar além de possuírem grande valor econômico e paisagístico para a região.



### 4.3 Identificação e caracterização dos macroinvertebrados bentônicos

Após realizadas as 05 coletas os 25 tubos de amostras de macroinvertebrados bentônicos foram enviados para Curitiba-PR, para análise e identificação. Foram identificados 183 macroinvertebrados bentônicos, dentre os quais, 4,92% do filo *Mollusca* e classes *Gastropoda* e *Bivalvia* e 95,08% do filo *Arthropoda* e classes *Crustacea* e *Insecta* (APÊNDICE I). O valor menos expressivo de moluscos, segundo Silva *et al.*, (2006) pode estar relacionado a pouca presença de matéria orgânica.

Por sua vez, a abundância do filo *Arthropoda* pode ser explicada por conta de sua representatividade, aproximadamente 80% de toda fauna conhecida no mundo, sendo considerado um dos grupos mais importantes e exerce papel em todos os ambientes em que se encontram, dominam todos os ecossistemas terrestres e aquáticos (BARNES, FOX, BARNES, 2005; BRUSCA, BRUSCA, 2007).

Dentre as cinco coletas realizadas, com base na estrutura trófica, foram identificados cinco grupos tróficos funcionais (ou guildas): raspadores, filtradores, fragmentadores, coletores e predadores, conforme descrito por Merritt e Cummins (1996).

A classificação dos grupos trófico funcionais, associados aos detritos foliares, depende das condições do sistema aquático e das características do folhicho (MORETTI *et al.*, 2007; RAPOSEIRO *et al.*, 2014). Sendo que a presença e abundância desses grupos tróficos funcionais é um reflexo direto da disponibilidade dos recursos alimentares necessários e da condição dos parâmetros ambientais relacionados (CALOW, 2009).

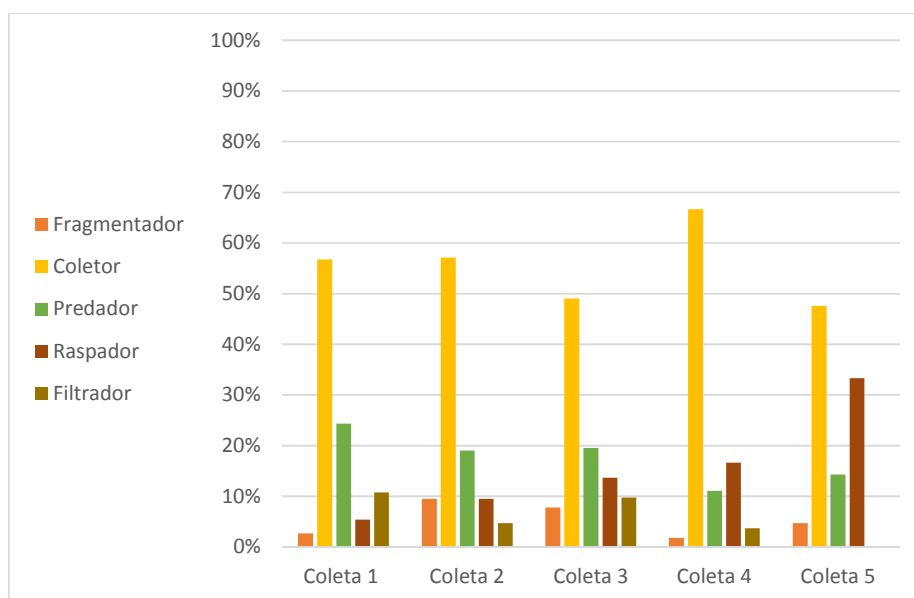
A ocorrência dos grupos funcionais vai depender da maneira que os organismos estão utilizando o recurso, por exemplo como alimento, uma vez que os organismos predadores se alimentam de outros organismos invertebrados ou o acúmulo de Material Orgânico Particulado Fino (MOPF) é usado como substrato e abrigo (MORETTI *et al.*, 2007; BENSON *et al.*, 2013; SUGA & TANAKA *et al.*, 2013).

O emprego de grupos tróficos funcionais e o conhecimento de como os organismos colonizam os habitats compõem uma ferramenta útil para a conservação

dos recursos hídricos, pois pode ser usado como base para políticas e propostas de conservação e manutenção dos recursos naturais de uma determinada área (CALLISTO *et al.*, 2001; BATISTA *et al.*, 2010).

Para análise da quantidade de guildas encontradas em cada amostra e tempo de incubação, foi feita uma análise percentual conforme mostra a Figura 9 abaixo.

**Figura 8:** Porcentagem de grupos tróficos funcionais encontrados em todas as coletas.



**FONTE:** dados do autor.

Na Coleta 01 foram identificados um total de 37 macroinvertebrados. 56,76% desses macroinvertebrados do grupo trófico dos coletores. Uma quantidade significativa de predadores também foi encontrada, atingindo 24,32%. O grupo funcional filtrador atingiu 10,80% e os grupos funcionais raspador e fragmentador foram pouco representativos nesta coleta, com 5,41% e 2,70%, respectivamente.

Na Coleta 02 foram identificados 21 macroinvertebrados, sendo 57,14% coletores e 19,05% de predadores. Os grupos funcionais raspadores representam 9,52% cada, já os filtradores foram os menos significativos, atingindo 4,76%.

Na Coleta 03 foram identificados 51 indivíduos, assim como na Coleta 01 e 02, o grupo funcional de coletores o mais representativo, com 49,02% dos macroinvertebrados, os raspadores somam 13,73% e os fragmentadores e filtradores foram os menos representativos, com 7,84 e 9,8% respectivamente.

Na Coleta 04 foram identificados um total de 54 macroinvertebrados. Dentre esses 54, 66,67% foram coletores, 16,67% raspadores e 11,11% de predadores. Os fragmentadores tiveram uma porcentagem pequena, ainda menores que na Coleta 03.

Na Coleta 05 foram identificados 21 macroinvertebrados bentônicos, destes, 47,62% são coletores, 33,33% raspadores e 14,29% predadores. Os fragmentadores representam apenas 4,76%, já os filtradores não foram detectados nessa coleta.

Os Coletores foram os mais abundantes em todas as coletas (56,76%), e a família *Chironomidae* teve destaque nas Coletas 01, 02, 03 e 04, com valores de 32,43%, 57,14%, 41,18% e 33,33%, respectivamente.

Em todas as coletas, os *Chironomidae* representaram uma média de 33,34% dos indivíduos. Essa família é uma das mais populosas, com presença em vários sistemas estudados. Altas densidades destes indivíduos podem evidenciar elevado teor de matéria orgânica no ambiente, tornando-os eficientes indicadores de degradação ambiental. (MARQUES *et al.*, 1999). Suas larvas são importantes item na dieta de peixes, como também podem ser indicadoras da qualidade ambiental, pois algumas espécies são muito específicas em suas exigências ambientais, enquanto outras são relativamente tolerantes a vários poluentes (SCHIAVONE, 2010).

No presente estudo, os demais parâmetros de qualidade de água avaliados, indicam que o riacho poderia ser enquadrado como Água Doce Classe 1, o que significa elevada qualidade da água. Para determinar o tipo de exigência dos *Chironomidae*s, identificados a nível de família no presente estudo, seria necessária a identificação a nível de espécie.

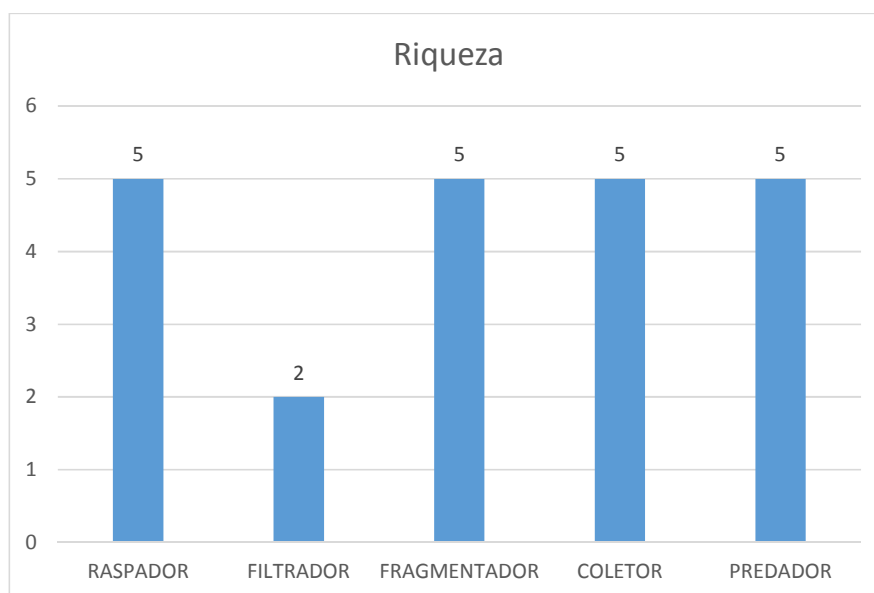
Por sua vez os predadores e raspadores representam 19,05% e 13,73%, respectivamente, já os menos abundantes, foram os fragmentadores e filtradores, ambos com apenas 4,76%. Os principais grupos que geram o maior aporte na disposição de nutrientes na teia alimentar são os organismos fragmentadores, coletores e predadores, sendo os fragmentadores e coletores os principais consumidores primários em ambientes aquáticos florestados, atuando como um elo importante entre a matéria orgânica que entra nos corpos d'água e onde eles realizam suas principais funções dentro do processo de decomposição (GRAÇA *et al.*, 2002; GONÇALVES *et al.*, 2014).

A presença desses cinco grupos funcionais, de acordo com Copatti, Schirmes e Machado (2010), pode representar a existência de diversidade de nichos tróficos, onde diferentes organismos exploram diferentes tipos de recursos e habitats, disponíveis em seu ambiente, reduzindo os efeitos da competição.

Com relação as análises estatísticas, os dados obtidos referentes aos grupos funcionais, datas de coletas e famílias, foram tabulados em Excel e posteriormente utilizou-se o programa PAST 3.0 para geração de gráficos e análises relativas a abundância, riqueza e dominância.

Os valores de riqueza relacionadas os grupos funcionais estão apresentados na Figura 10.

**Figura 9:** Valores de riqueza entre os grupos funcionais.

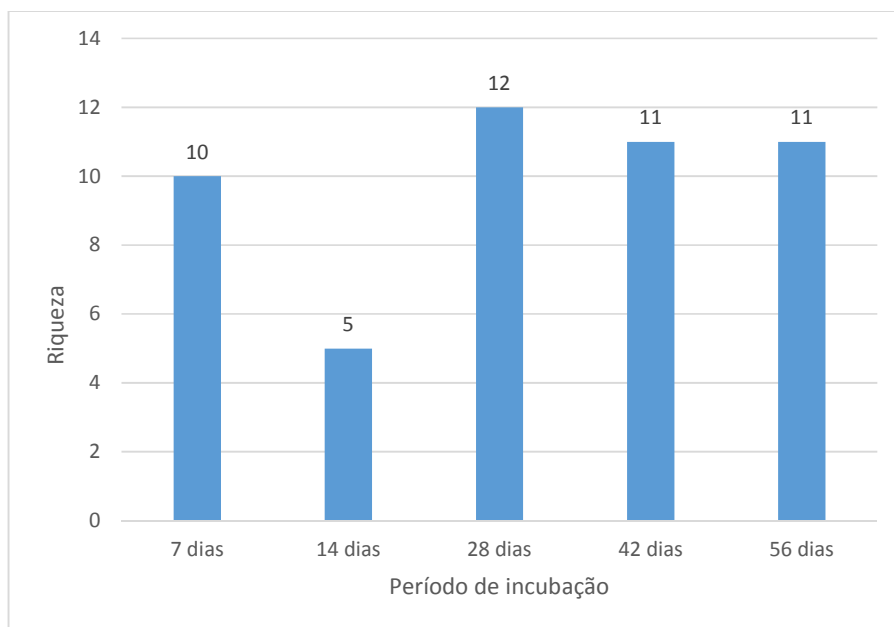


**Fonte:** Dados do autor

Ainda de acordo com a Figura 10, a guilda de filtrador indicou menor riqueza enquanto as outras guildas tiveram um mesmo valor. A análise de riqueza feita comparando cada grupo funcional encontrado em todas as coletas, corrobora com as afirmações de Martini e Prado (2010), vale ressaltar que os valores de riqueza não apresentam relação linear com área ou número de indivíduos e as espécies raras tem mesmo peso que espécies abundantes.

Por meio da análise de riqueza com base no tempo de incubação das 5 coletas, foi possível avaliar a distribuição temporal dos macroinvertebrados bentônicos (FIGURA 11).

**Figura 10:** Valores de riqueza entre os períodos de incubação.

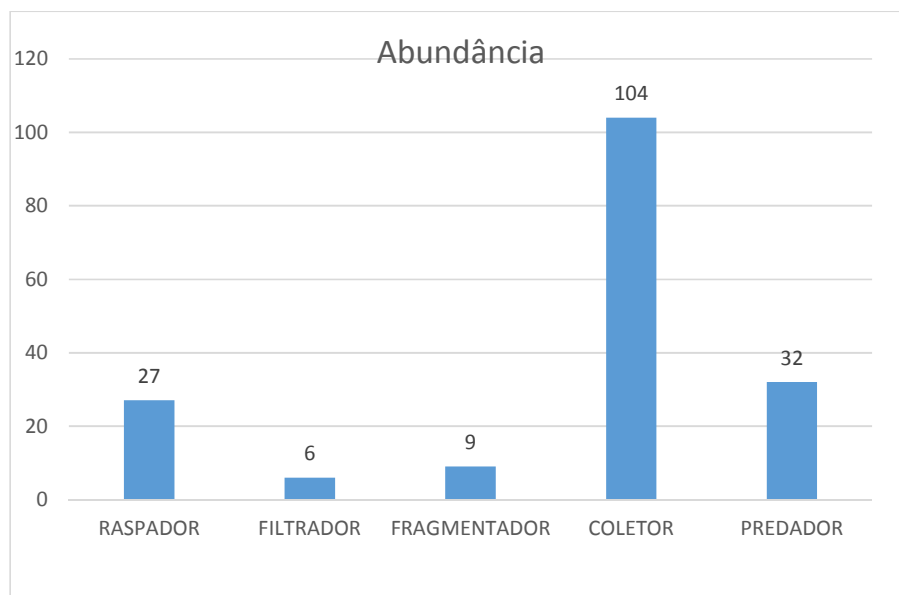


**Fonte:** Dados do autor

Nessa análise foi observado que a maior riqueza de macroinvertebrados bentônicos foi encontrada na Coleta 03 (com 28 dias de incubação). Aos 42 e 56 dias de incubação os valores de riqueza encontrados foram iguais. Já aos 14 dias, registrou-se o menor valor entre todas as coletas.

*Chironomidae* é a família mais comumente encontrada, por ser cosmopolita e com uma grande diversidade de espécies, habitats e hábitos alimentares. Segundo Armitage (2005), *Chironomidae* domina as comunidades de insetos aquáticos em abundância e riqueza.

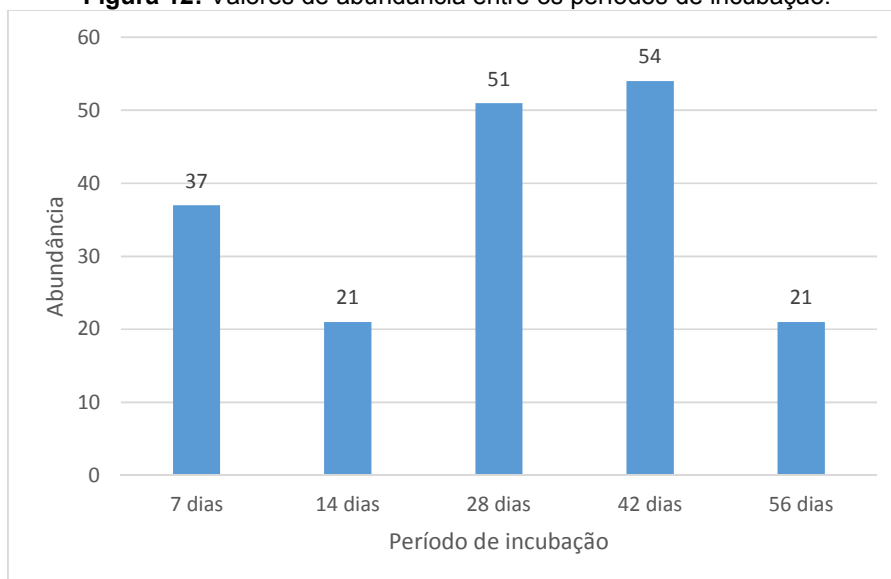
Quanto aos valores de abundância ou tamanho da população, que é designado como o número de indivíduos em determinado local, na Figura 12 tem-se os valores entre a abundância e os grupos funcionais.

**Figura 11:** Valores de abundância entre os grupos funcionais.

Fonte: Dados do autor.

O grupo funcional de coletores apresentou maior abundância em relação aos demais, enquanto o grupo funcional de filtradores apresentou a menor abundância. O teste de abundância confirma os resultados obtidos na classificação por grupos funcionais por coleta (FIGURA 9).

O teste de abundância relacionado aos períodos de incubação, está apresentado na Figura 13.

**Figura 12:** Valores de abundância entre os períodos de incubação.

Fonte: Dados do autor

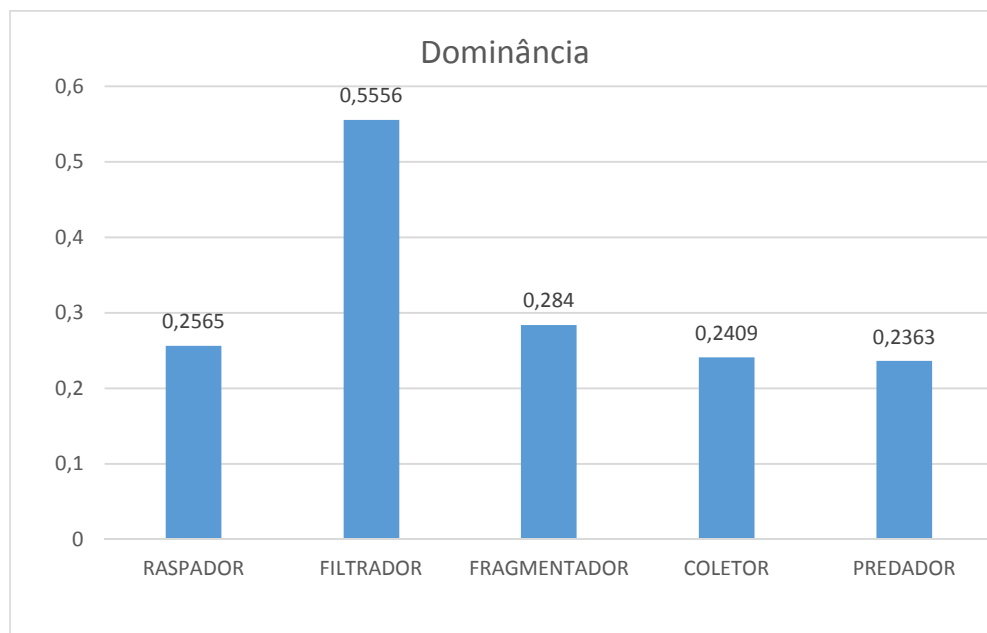
Os menores valores de abundância foram encontrados aos 14 e aos 56 dias. Já aos 42 dias de incubação dos *leafpacks* encontram-se os maiores valores.

Boyero *et al.*, 2011 explicam que os principais fatores que influenciam a abundância dos fragmentadores nos riachos tropicais são a temperatura e a diversidade do banco de folhas provenientes da mata ciliar, não estando relacionados diretamente com a dureza das folhas. Com temperaturas mais elevadas o material foliar é atingido mais rapidamente pela atividade microbiana, tornando as folhas mais palatáveis, aos coletores, que se alimentam de material associados às folhas.

A dominância é a proporção de indivíduos da família mais abundante em relação ao número total de indivíduos. Essa métrica indica que uma comunidade dominada por poucos táxons, ou seja, alto valor de dominância, reflete um ambiente em desequilíbrio (BARBOUR *et al.*, 1999).

A análise de dominância em relação aos grupos funcionais é apresentada na Figura 14.

**Figura 13:** Valores de dominância entre os grupos funcionais.



**Fonte:** Dados do autor.

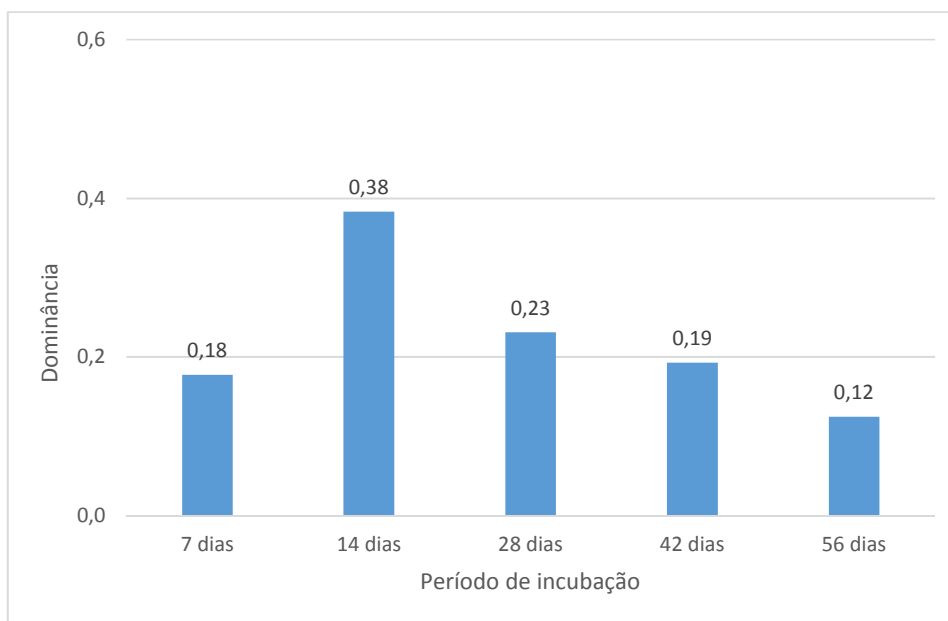
Os filtradores apresentaram maior valor, o que segundo Rocha (2018) tem relação com as características físicas e químicas dos rios, uma vez que a maior ocorrência de espécies de filtradores nas áreas preservadas que pode indicar que a área apresenta adequada qualidade da água.

Por sua vez, os raspadores, fragmentadores, coletores e predadores apresentaram valores de dominância menores, variando entre 0,236 e 0,284

De acordo com Whiles e Wallace (1997) *apud* Copatti, Schirmes e Machado (2010), “[...] os macroinvertebrados fragmentadores alimentam-se diretamente da matéria orgânica grossa e são fundamentais para a conversão da mesma em matéria orgânica fina, a qual serve de alimento para macroinvertebrados coletores e filtradores”.

A Figura 15 mostra a análise de dominância em relação aos períodos de incubação.

**Figura 14:** Valores de dominância entre os períodos de incubação.



**Fonte:** Dados do autor

Aos 14 dias de incubação, o valor de dominância foi o maior (0,38), enquanto os demais valores dos outros períodos de incubação apresentaram variação de 0,12 a 0,23. Segundo Fitarelli (2017) a dominância de certos grupos e táxons é reflexo direto da disponibilidade dos recursos alimentares (tanto em quantidade como em qualidade) e dos parâmetros ambientais ali existentes.



#### 4.4 Análise da decomposição foliar

A análise da decomposição foliar foi tabulada de acordo com cada coleta e também a identificação dos *leafpacks* (TABELA 2).

**Tabela 2:** Dados de identificação, nº de *leafpacks*, peso inicial das folhas em cada *leafpack* e porcentagem de massa perdida.

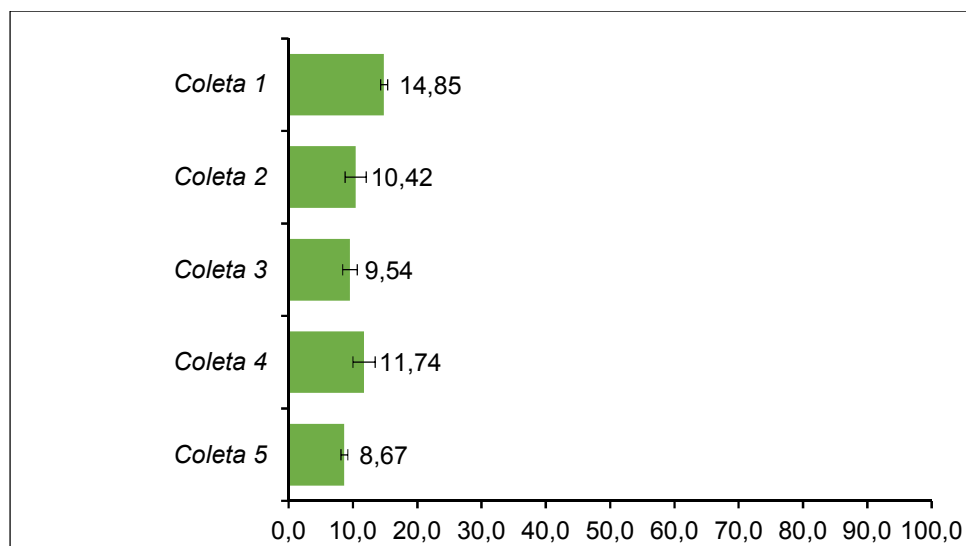
| <b>Identificação</b> | <b>Nº do Leafpack</b> | <b>Peso inicial (g)</b> | <b>Perda de massa (%)</b> |
|----------------------|-----------------------|-------------------------|---------------------------|
| <i>Coleta 1</i>      | 5                     | 13,47                   | 14,19                     |
|                      | 22                    | 13,79                   | 13,87                     |
|                      | 7                     | 13,79                   | 16,28                     |
|                      | 20                    | 13,66                   | 15,07                     |
|                      | 16                    | 13,24                   | 7,58                      |
| <i>Coleta 2</i>      | 19                    | 13,48                   | 13,64                     |
|                      | 3                     | 13,35                   | 6,32                      |
|                      | 10                    | 13,48                   | 9,27                      |
|                      | 15                    | 13,52                   | 12,45                     |
|                      | 13                    | 13,37                   | 6,80                      |
| <i>Coleta 3</i>      | 25                    | 13,55                   | 11,93                     |
|                      | 17                    | 13,57                   | 11,03                     |
|                      | 6                     | 13,42                   | 7,61                      |
|                      | 18                    | 13,59                   | 7,57                      |
|                      | 2                     | 13,87                   | 6,36                      |
| <i>Coleta 4</i>      | 14                    | 13,16                   | 10,11                     |
|                      | 24                    | 13,27                   | 9,05                      |
|                      | 11                    | 13,26                   | 11,02                     |
|                      | 8                     | 13,48                   | 16,80                     |
|                      | 12                    | 13,14                   | 7,13                      |
| <i>Coleta 5</i>      | 1                     | 13,62                   | 8,60                      |
|                      | 21                    | 13,51                   | 8,42                      |
|                      | 4                     | 13,38                   | 10,13                     |
|                      | 23                    | 13,84                   | 7,54                      |
|                      | 9                     | 13,42                   | 7,50                      |

FONTE: dados do autor.

Foi observada uma perda de massa significativa na Coleta 01, com 7 dias de incubação no Riacho do Matão, observa-se que na Coleta 4 (*leafpack* 8) e Coleta 1(*leafpack* 7) os valores atingiram 16,80 e 16,28%, respectivamente, sendo assim os maiores valores analisados. Já os menores valores foram encontrados na Coleta 2 (*leafpack* 3) e Coleta 3 (*leafpack* 2), com valores de 6,32 e 6,36, respectivamente.

As médias calculadas por tempo de incubação evidenciam as maiores e menores perdas de massa, conforme mostra a Figura 16.

**Figura 15:** Porcentagem de perda de massa por coleta.



Fonte: Dados do autor.

Com relação à média da perda de massa em cada coleta, pode-se perceber que a maior perda foi na Coleta 01 e a menor na Coleta 05. Com as análises de decomposição foliar, nota-se que houve perda significativa de massa foliar por lixiviação durante as duas primeiras coletas, o que é confirmado em Feio *et. al.*, 2019, em que a massa foliar por lixiviação durante os primeiros dois dias de imersão pode atingir até 20% da massa inicial.

A menor perda de massa da Coleta 05 pode estar relacionada ao fato de que na última coleta, como as folhas senescentes estavam muito decompostas, a matéria orgânica disponível diminuiu. Para confirmação dessa hipótese, seriam necessários outros tipos de análises mais aprofundadas, relacionadas aos compostos orgânicos e inorgânicos.

De acordo com Santos e Rodrigues (2015), a perda de massa é inversamente proporcional a abundância de organismo, uma vez que ocorre o aumento de abundância dos organismos com o passar do tempo. Isso se deve ao fato de que a biomassa foliar se torna mais palatável, o que facilita o aumento do número de organismos.

## 5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os valores encontrados para os parâmetros físico-químicos de qualidade da água analisados mostraram que o riacho está dentro do que se espera para uma área agrícola pouco alterada, baseando-se na resolução CONAMA 357/2005 com relação ao enquadramento do corpo hídrico. Apesar dos valores para os parâmetros físico-químicos indicarem Água doce Classe 01, apenas com monitoramento bimestral seria possível enquadrar o Riacho do Matão. Por isso é de grande relevância o monitoramento dos corpos hídricos da região, o que poderá auxiliar na conservação hídrica.

A análise de perda de massa foliar nos estudos relacionados a qualidade de água é algo novo que pode ser combinado com os estudos de macroinvertebrados, uma vez que auxilia a avaliação da qualidade da água e das condições ambientais.

Com relação aos macroinvertebrados, a guilda mais representativa foi de coletores, representando 56,76% de todas as coletas. Especificamente, a família Chironomidae teve destaque nas Coletas 01, 02, 03 e 04. Altas densidades destes indivíduos podem evidenciar elevado teor de matéria orgânica no ambiente, o que é uma vantagem para esse tipo de corpo hídrico. Já que a estrutura trófica encontrada no Riacho do Matão pode ser relacionada à importância da matéria orgânica como um recurso alimentar na dieta dos macroinvertebrados em questão. Dessa maneira, a abordagem de guildas tróficas permitiu melhor entendimento dos padrões de organização de macroinvertebrados.

Com a realização do trabalho pode-se perceber que é de grande relevância o estudo de bioindicadores como macroinvertebrados bentônicos, devido a sua grande diversidade, baixo custo de identificação e a carência em estudos mais aprofundados em Balsas e região. No entanto, é necessário que trabalhos futuros abordem a identificação a nível de espécie, especialmente para o Chironomidae, para que seja possível confirmar as exigências quanto ao ambiente e com isso confirmar os demais parâmetros de qualidade da água.

## 6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALLAN, J. D., & CASTILLO, M. M. (2007). Stream ecology: structure and function of running waters. Springer Science & Business Media

AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS (ANA). **Indicadores de qualidade**. 2019

ALONSO, A.; CAMARGO, J. A. Estado actual y perspectivas en el empleo de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos como indicadora del estado ecológico de los ecosistemas fluviales españoles. **Revista Ecosistemas**, v. 14, n. 3, 2005

AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS – ANA. Disponível em: <  
<https://www.ana.gov.br/panorama-das-aguas/qualidade-da-agua/indicadores-de-qualidade>>. Acesso em: 05 de outubro de 2019.

ARMITAGE, Derek. Adaptive capacity and community-based natural resource management. **Environmental management**, v. 35, n. 6, p. 703-715, 2005.

ARAUCO, L.R.R.; Cruz, C.; MACHADO-NETO, J.G. **Efeito da presença de sedimento na toxicidade aguda do sulfato de cobre e do triclorfon para três espécies de Daphnia**. Pesticidas: r. ecotoxicol. e meio ambiente, v.15, p.55-64, 2005.

AUGUSTO, L. G. D. S., GURGEL, I. G. D., CÂMARA NETO, H. F., MELO, C. H. D., & COSTA, A. M. O contexto global e nacional frente aos desafios do acesso adequado à água para consumo humano. **Ciência & saúde coletiva**, v. 17, p. 1511-1522, 2012

BARBOUR, M. T.; GERRITSEN, J.; SNYDER, B. D.; STRIBLING, J. B. 1999. Revision to rapid bioassessment protocols for use in streams and rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish. Washington: Environmental Protection Agency: Office of Water.

BARNES, E.E.; FOX, R.S.; BARNES, R.D. **Zoologia dos Invertebrados**. 7. ed. São Paulo: Roca, 2005.

BATISTA, H. U.; BARBOLA, I. F.; KLOTH, A. E. G.; MILLÉO, J. Estrutura e composição da fauna de macroinvertebrados como forma de avaliação da qualidade da água do rio Verde, em Ponta Grossa, Paraná, Brasil. **Terr@Plural**, v. 4, n. 2, p. 241-256, 2010.

BENSON, E. R., WIPFLI, M. S., CLAPCOTT, J. E., & HUGHES, N. F. (2013). Relationships between ecosystem metabolism, benthic macroinvertebrate densities, and environmental variables in a sub-arctic Alaskan river. *Hydrobiologia*, 701(1), 189-207.

BORDIN, J. **Briófitas**. Trabalho de Estágio Docência. Inst.Botânica. S. Paulo. 2009.

BOYERO, L., PEARSON, R. G., DUDGEON, D., GRAÇA, M. A. S., GESSNER, M. O., ALBARIÑO, R. J., & CALLISTO, M. (2011). Global distribution of a key trophic guild contrasts with common latitudinal diversity patterns. *Ecology*, 92(9), 1839-1848.

BRASIL. MMA-Ministério do Meio Ambiente. Secretaria de Recursos Hídricos. (2006). Caderno da região hidrográfica do Parnaíba.

BRASIL, Lei. 9.433, de 8 de Janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art, 210, 21: 9433-97.

BRASIL. Resolução CONAMA 357, de 17 de março de 2005. Conselho Nacional de Meio Ambiente. Disponível em: Acesso em: 15 de julho de 2019.

BRUSCA, R.C.; BRUSCA, G.J. **Invertebrados**. 2. ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2007.

CALLISTO, Marcos; GONÇALVES JR, José Francisco; MORENO, Pablo. Invertebrados aquáticos como bioindicadores. **Navegando o Rio das velhas das Minas aos Gerais**, v. 1, p. 1-12, 2005.

CALLISTO, M. *et al.* Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde dos riachos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos, Florianópolis**, v.1, n.6, p.71-82, 2001.

CALLISTO, M., GOULART, M., MEDEIROS, A.O., Moreno, P. & Rosa, C.A. (2004). Diversity assessment of benthic macroinvertebrates, yeasts, and microbiological indicators along a longitudinal gradient in Serra do Cipó, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 64(4): 743-755.

CALLISTO, M.; MORENO, P. Bioindicadores como ferramenta para o manejo, gestão e conservação ambiental In: SIMPÓSIO SUL DE GESTÃO E CONSERVAÇÃO AMBIENTAL, 2., 2006, Erechim. **Anais...** Erechim: URI-Campus de Erechim, 2006.

CALOW, P. P. (Ed.). **River biota: diversity and dynamics**. John Wiley & Sons, 2009.

CEOLA, S. *et al.* Hydrologic variability affects invertebrate grazing on phototrophic biofilms in stream microcosms. *PLoS one*, 2013, 8.4: e60629.

CETESB. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **O uso de bioindicadores vegetais no controle da poluição atmosférica**. Disponível em: Acesso em: 10 de maio de 2019.

CETESB. **Variáveis de qualidade das águas**. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/>> . Acesso em: 13 de outubro de 2019.

CIDADES, IBGE. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/ma/balsas/panorama>>. Acesso em: 30 de outubro de 2019.

COLAS, F. *et al.* **Scale dependency in the hydromorphological control of a stream ecosystem functioning**. *Water research*, 2017, 115: 60-73.

COPATTI, C. E.; SCHIRMER, F. G.; MACHADO, JV de V. Diversidade de macroinvertebrados bentônicos na avaliação da qualidade ambiental de uma microbacia no sul do Brasil. **Perspectiva, Erechim**, v. 34, p. 79-91, 2010.

CORNUT, J., ELGER, A., LAMBRIGOT, D., MARMONIER, P., & CHAUVET, E. (2010). Early stages of leaf decomposition are mediated by aquatic fungi in the hyporheic zone of woodland streams. *Freshwater Biology*, 55(12), 2541-2556

CUMMINS, K.W., MERRIT R., ANDRADE, P.C.N. 2005. **The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in south Brasil**. *Studies on neotropical fauna e environment*. A40 (1): 69-89.

CUNHA, D. G. F; CALIJURI, M. C. Sistemas aquáticos continentais. In: CALIJURI, M. C; CUNHA, D. G. F. (Coord.). *Engenharia Ambiental: Conceitos, Tecnologia e Gestão*. Campus, 2012. Disponível em: Acesso em: 20 de Out. 2019.

DEBORDE, Danielle Dominique D.; HERNANDEZ, Maria Brenda M.; MAGBANUA, Francis S. Benthic Macroinvertebrate Community as an Indicator of Stream Health: The Effects of Land Use on Stream Benthic Macroinvertebrates. **Science Diliman**, v. 28, n. 2, 2016.

DELLAMATRICE, P. M. **Biodegradação e toxicidade de corantes têxteis e efluentes da Estação de Tratamento de Águas Residuárias de Americana, SP**. 2005. 137 f. Tese apresentada para obtenção do título de Doutor em Ecologia de Agroecossistemas. Piracicaba, 2005.

DOS SANTOS, Livia Borges; CORREIA, Davi Leandro Santos; SANTOS, Jean Carlos. Macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores do impacto urbano sobre o Rio Uberaba (MG). *Journal of Environmental Analysis and Progress*, v. 1, n. 1, p. 34-42, 2016.

EAKIN H. C., LEMOS M. C., NELSON D. R. 2014. Differentiating capacities as a means to sustainable climate change adaptation. *Global Environmental Change* 27:1-8.

ELBRECHT, V., BEERMANN, A. J., GOESSLER, G., NEUMANN, J., TOLLRIAN, R., WAGNER, R., WLECKLIK, A., Piggott, J. J., MATTHEAI, C. D. and LEESE, F. (2016) **Multiple-stressor effect on stream invertebrates: a mesocosm experiment manipulating nutrients, fine sediments and flow velocity**, *Freshwater biology*, vol. 61, p. 362 – 375.

ELLER, A. P. R. *et al.* Biomonitoramento da Bacia do Rio das Velhas utilizando os Macroinvertebrados Bentônicos Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta de avaliação ambiental. 2009. Disponível em: . Acesso em: 15 de julho de 2019.

FAUSCH, Kurt D. et al. Fish communities as indicators of environmental degradation. In: **American fisheries society symposium**. 1990. p. 123-144.

FEIO, M. J. *et al.* Functional indicators of stream health: a river-basin approach. **Freshwater Biology**, v. 55, n. 5, p. 1050-1065, 2010

FEIO, M. J.; FERREIRA, V. **Rios de Portugal: comunidades, processos e alterações**. Imprensa da Universidade de Coimbra/Coimbra University Press, 2019.

FERREIRA, M. da G. R.. Mudanças no urbano de Balsas (MA) decorrentes da agricultura moderna. **Revista Geográfica de América Central**, v. 2, p. 1-14, 2011.

FIGUEIRÊDO, A. C. **Avaliação e diagnóstico da qualidade da água do açude de apipucos, Recife-PE**. 2008. 104 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2008.

FITARELLI, B. *et al.* Influência das atividades antrópicas sobre a colonização em substrato artificial por macroinvertebrados bentônicos em rio de baixa ordem no Sul do Brasil. 2017.

FRANCO, J. TREVISAN, R. POSSER T, TRIVELLA D, HOPPE R, ROSA J, DINSLAKEN D, DECKER H, TASCA C, BAINY R, MARQUES M, BAINY A.C.D., DAFRE, A. **Biochemical alterations in caged Nile tilapia *Oreochromis niloticus*. *Ecotoxicology and Environmental Safety***. v. 73, n. 5, p. 864-872, 2010.

FRIBERG, N., BONADA, N., BRADLEY. D. C., DUNBAR, M. J., EDWARDS, F. K., GREY, J., HAYES, R. B., HILDREW, A. G., LAMOUREUX, N., TRIMMER, M. and WOODWARD, G. (2011) Biomonitoring of human impacts in freshwater ecosystems: the good, the bad and the ugly, *Advances in Ecological Research*, vol. 44, p. 1 – 68.

GIL, Antônio Carlos. Como classificar as pesquisas. **Como elaborar projetos de pesquisa**, v. 4, p. 44-45, 2012.

GINEBREDA, Antoni *et al.* Assessment of multi-chemical pollution in aquatic ecosystems using toxic units: compound prioritization, mixture characterization and relationships with biological descriptors. **Science of the total environment**, v. 468, p. 715-723, 2014.

GONÇALVES, J. F., DE SOUZA REZENDE, R., GREGÓRIO, R. S., & VALENTIN, G. C. (2014). Relationship between dynamics of litterfall and riparian plant species in a tropical stream. *Limnologia-Ecology and Management of Inland Waters*, 44, 40-48.

GRAÇA, M.A.S.; POZO, J.; CANHOTO, C. & ELOSEGI, A. (2002). Effects of Eucalyptus plantations on detritus, decomposers, and detritivores in streams. *The Scientific World Journal*, 2:1173–1185.

GRAÇA, Manuel AS; BÄRLOCHER, Felix; GESSNER, Mark O. (Ed.). **Methods to study litter decomposition: a practical guide**. Springer Science & Business Media, 2005.

HAGEN, E. M.; WEBSTER, J. R.; BENFIELD, E. F. Are leaf breakdown rates a useful measure of stream integrity along an agricultural landuse gradient?. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 25, n. 2, p. 330-343, 2006.

KOLPIN, Dana W. *et al.* Chemical contaminants in water and sediment near fish nesting sites in the Potomac River basin: determining potential exposures to smallmouth bass (*Micropterus dolomieu*). **Science of the Total Environment**, v. 443, p. 700-716, 2013.

KOMINOSKI J. S., MARCZAK L. B. & RICHARDSON J. S., (2011). Riparian forest composition affects stream litter decomposition despite similar microbial and invertebrate communities. *Ecology* 92: 151–159.

LIMA, E. A. C. F.; SILVA, H. R.; ALTIMARE, A. L. Uso atual da terra no município de Ilha Solteira, SP, Brasil: riscos ambientais associados. *Holos Environment*, v.4, p.81-96, 2004.

LOPES, B.G.C. Levantamento da entomofauna bioindicadora da qualidade ambiental em diferentes áreas do Alto Jequitinhonha – Minas Gerais. Trabalho de Conclusão de Curso - Escola Agrotécnica Federal de Inconfidentes. Inconfidentes, Minas Gerais, 47 p. 2008.

LOUZADA, J.N.C. Bioindicadores de qualidade Ambiental. Departamento de Biologia, UFL. **V Congresso Brasileiro de Ecologia**. Porto Alegre, RS, 2001.

LUNDE, Kevin B.; RESH, Vincent H. Development and validation of a macroinvertebrate index of biotic integrity (IBI) for assessing urban impacts to Northern California freshwater wetlands. **Environmental monitoring and assessment**, v. 184, n. 6, p. 3653-3674, 2012.

MARANHÃO. **Boletim Meteorológico**. Gerência de Planejamento e Desenvolvimento econômico, Laboratório de Geoprocessamento- UEMA. São Luís, 2002.

MARENGO, J. A., CUNHA, A. P., & ALVES, L. M. (2016). A seca de 2012-15 no semiárido do Nordeste do Brasil no contexto histórico. *Revista Climánilise*, 3, 49-54.

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** 59(2): p. 203- 210.1999.

MARTINI, A.M.Z.; PRADO, P.I.K.L. Índices de diversidade de espécies. Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade (PPGECB), Universidade Estadual de Santa Cruz (UESC). Notas de Aula.

MARTINS, R.T.; OLIVEIRA, V.C. & SALCEDO, A.K.M. (2014). Uso de insetos aquáticos na avaliação de impactos antrópicos em ecossistemas aquáticos. p. 117-128. In.: Hamada, N.; Nessimian, L.J. & Querino, B.R. Insetos aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia. Manaus. Editora do INPA, 2014.

MERRITT, R. W.; CUMMINS, K. W. **An introduction to the aquatic insects of North America**. 3. ed. Dubuque: Kendall/Hunt, 1996.



MILESI, M. S., BIASI, C., RESTELLO, R. M., & HEPP, L. U. Efeito de metais Cobre (Cu) e Zinco (Zn) sobre a comunidade de macroinvertebrados bentônicos em riachos do sul do Brasil. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 30, n. 3, p. 283-289, 2008

MOURA, R. da S.; HERNANDEZ, F. B. T.; LEITE, M. A.; FRANCO, R. A. M.; FEITOSA, D. G.; MACHADO, L. F. Qualidade da água para fins de irrigação na Microbacia do Córrego do Cinturão Verde, município de Ilha Solteira. *Revista Brasileira de Agricultura Irrigada*, v.5, p.68-74, 2011.

MORETTI, M. D. S. (2005). Decomposição de detritos foliares e sua colonização por invertebrados aquáticos em dois córregos na Cadeia do Espinhaço (MG). Belo Horizonte, UFMG, 63p (Master Thesis).

MUGNAI, R.; NESSIMIAN, J.L.; BAPTISTA, D.F. Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do estado do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro: **Technical Books**, 174 p, 2010.

NAIME, R. H; SPILKI, F. R. Preservação ambiental e o caso especial do manejo de resíduos de laboratório: conceitos gerais e aplicados. Universidade Feevale. Novo Hamburgo, Rio grande do Sul, Brasil, 2012.

NIN, C.S.; RUPPENTHAL, E.L.; RODRIGUES, G.G. Produção de folhicho e fauna associada de macroinvertebrados aquáticos em curso d'água de cabeceira em Floresta Ombrófila do Estado do Rio Grande do Sul, Brasil. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v.31, p.263-271, 2009. DOI: 10.4025/actascibiolsci.v31i3.355.

NORRIS, R. H.; HAWKINS, C. P. Monitoring river health. *Hydrobiologia*. v. 435, p. 5-17, 2000.

OLIVEIRA, Augusto; CALLISTO, Marcos. Benthic macroinvertebrates as bioindicators of water quality in an Atlantic forest fragment. **Iheringia. Série Zoologia**, v. 100, n. 4, p. 291-300, 2010.

OSINSKI, E. et al. Application of biotic indicators for evaluation of sustainable land use – current procedures future developments. **Agriculture, Ecosystems and Environment**. N.98. p. 407-421, Elsevier, 2003.

PEIXOTO, M. M.–Qualidade Biológica da Água do Rio Cávado. **Dissertação de Mestrado em Hidrobiologia**. Faculdade de Ciências da Universidade do Porto, Portugal. 2008

PIEDRAS, S. R. N., BAGER, A., Moraes, P. R. R., ISOLDI, L. A., LAUZ, O. G. F., & HEEMANN, C. Macroinvertebrados bentônicos como indicadores de qualidade de água na Barragem Santa Bárbara, Pelotas, RS, Brasil. **Ciência Rural**, v. 36, n. 2, p. 494-500, 2006.

QUEIROZ, E. P. **Desenvolvimento de um índice multimétrico de integridade ecológica para córregos na área urbana de Campo Grande (Mato Grosso do Sul), baseado em macroinvertebrados bentônicos**. 2009. 215f. Tese (Doutorado em

Ecologia) – Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande, 2009.

RAMELOW, G. J.; WEBRE, C. L.; MUELLER, C. L.; BECK, J. N.; YOUNG, J. C.; LANGLEY, M. P. **Variations of heavy metals and arsenic in fish and other organisms from the Calcasien River and Lake, Louisiana.** Archives of Environmental Contamination Toxicology, v. 18, p. 804-818, 1989.

RAPOSEIRO, P. M., MARTINS, G. M., MONIZ, I., CUNHA, A., COSTA, A. C., & GONÇALVES, V. (2014). Leaf litter decomposition in remote oceanic islands: The role of macroinvertebrates vs. microbial decomposition of native vs. exotic plant species. *Limnologica-Ecology and Management of Inland Waters*, 45, 80-87.

REMOR, M. B. *et al.* Qualidade da água do Rio das Pedras utilizando macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores. *Revista Cascavel*, v.6, n.2, p.97-111, 2013.

ROCHA, Hudson Moraes. Comunidades de macroinvertebrados bentônicos e a relação com os diferentes usos da terra no sudoeste de Goiás. 2018. 120 f. Tese (Doutorado em Ciências Ambientais) - Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2018.

ROQUE, F. O.; KUHLMANN, M.; ALAÍDE, F. A. **Construindo bases científicas para utilização de macroinvertebrados como indicadores de impactos antrópicos em córregos do Estado de São Paulo:** implicações para o biomonitoramento e conservação. Disponível em: <<http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/workshops/Base%20de%20discuss%C3%A3o%20biomonitoramento.pdf>>. Acesso em: 01 out. 2019.

ROSENBERG, D. M.; RESH, V. H. **Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates.** New York: Chapman & Hall, 1993. 488 p.

SANTOS, Iris Gabrielly Arruda dos; RODRIGUES, Gilberto Gonçalves. Colonização de macroinvertebrados bentônicos em detritos foliares em um riacho de primeira ordem na Floresta Atlântica do nordeste brasileiro. *Iheringia. Série Zoologia*, v. 105, n. 1, p. 84-93, 2015

SANTOS, J.M. Estratégias de convivência para a conservação dos recursos naturais e mitigação dos efeitos da desertificação no semiárido. *Desertificação e mudanças climáticas no semiárido brasileiro/* Editores: LIMA, R.C.C; BARRETO, A.M; MARIN, A.M.P. Campina Grande: INSA-PB, 2011.

SCHIAVONE, Daniele Cristina *et al.* UTILIZAÇÃO DOS MACROINVERTEBRADOS BENTONICOS NA AVALIAÇÃO DA QUALIDADE AMBIENTAL DE 10 AFLUENTES DO RIO DO MONJOLINHO, SÃO CARLOS, SP. **Periódico Eletrônico Fórum Ambiental da Alta Paulista**, v. 6, n. 2, 2010.

SCHULZ, U.H.; MARTINS-JUNIOR, H. **Astyanax fasciatus as bioindicator of water pollution of Rio dos Sinos, RS, Brasil.** *Brazilian Journal Biology*, v.61, n.4, p.1-8, 2001.

SILVA, P. B. *et al.* Aspectos físicoquímicos e biológicos relacionados à ocorrência de *Biomphalaria glabrata* em focos litorâneos da esquistossomose em Pernambuco. *Química Nova*, v. 29, n. 5, p. 901-906. 2006.

SILVA-JUNIOR, E. F., MOULTON, T. P., BOËCHAT, I. G., & GÜCKER, B. (2014). Leaf decomposition and ecosystem metabolism as functional indicators of land use impacts on tropical streams. *Ecological Indicators*, 36, 195-204.

SOUZA, P.A.P. **Importância do uso de bioindicadores de qualidade: o caso específico das águas.** In: FELICIDADE, N. *et al.* Uso e gestão dos recursos hídricos no Brasil. São Carlos: Rima, 2001. p.55-66.

SPIRO, T. G, STIGLIANI, W. M. **Química Ambiental.** 2ª. Ed. São Paulo: Pearson Prentice Hall, 2008-2009.

SUAREZ ROBAYO, Heidi Marcela. **A decomposição de detritos foliares de espécies nativas e exótica e a colonização de macroinvertebrados em um riacho tropical localizado na Floresta Nacional de Ipanema, SP, Brasil.** PhD Thesis. Universidade de São Paulo.

SUGA C. M., & TANAKA, M. O. (2013). Influence of a forest remnant on macroinvertebrate communities in a degraded tropical stream. *Hydrobiologia*, 703(1), 203-213.

U.S. Environmental Protection Agency (USEPA). Disponível em: <http://www.epa.org>. Acesso em: 20 de set. de 2019.

UNIÁGUA - Universidade da Água. Água no Planeta. Disponível em: [www.uniagua.org.br/aguaplaneta.htm](http://www.uniagua.org.br/aguaplaneta.htm). Acesso em: 20 de novembro.

VILLARROEL, M. J.; SANCHO, E.; FERRANDO, M.D.; ANDREU, E. **Acute, chronic and sublethal effects of the herbicides propanil on *Ffornia magna*.** *Chemosphere*, v.53, p.857-864, 2003.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** 3. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental –DESA -Universidade Federal de Minas Gerais, 2005. 452 p

WASHINGTON, H. G. **Diversity, biotic and similarity indices: A review with special relevance to aquatic ecosystems.** *Water Research*, 18: p. 653-694. 1984.

World Water Assessment Programme (UNESCO WWAP). Disponível em: <http://www.unesco.org/new/en/natural-sciences/environment/water/wwap> >. Acesso em: 7 de set. 2019.

WOODWARD, Guy *et al.* Continental-scale effects of nutrient pollution on stream ecosystem functioning. *Science*, v. 336, n. 6087, p. 1438-1440, 2012.

WWAP. **The United Nations World Water Development Report 2015: Water for a Sustainable World.** UNESCO. Paris, France, 122 p, 2015.

ZARDO, D. C. et al. **Varição espaço-temporal na abundância de ordens e famílias de macroinvertebrados bentônicos registrados em área de nascente, Campo Verde-MT.** REVISTA UNIARA, v.16, n.1, 2013.

## **APÊNDICE I**

**MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS E SUA CLASSIFICAÇÃO TRÓFICA.  
RIACHO DO MATÃO, MUNICÍPIO DE BALSAS, SUL DO ESTADO DO  
MARANHÃO.**

