

Universidade Federal da Grande Dourados - UFGD
Faculdade de Ciências Biológicas e Ambientais - FCBA
Programa de Pós-Graduação em
Entomologia e Conservação da Biodiversidade - PPGE CB

Relações entre assembleias de insetos aquáticos e o uso e cobertura
do solo em riachos inseridos em matriz agrícola na região Centro-
Oeste do Brasil

Dhyeferson Dias Cavallo

Dourados-MS
Abril de 2020

Universidade Federal da Grande Dourados
Faculdade de Ciências Biológicas e Ambientais
Programa de Pós-Graduação em
Entomologia e Conservação da Biodiversidade

Dhyeferson Dias Cavallo

Relações entre assembleias de insetos aquáticos e o uso e cobertura do solo em riachos inseridos em matriz agrícola na região Centro-Oeste do Brasil.

Dissertação apresentada à Universidade Federal da Grande Dourados (UFGD), como parte dos requisitos exigidos para obtenção do título de MESTRE EM ENTOMOLOGIA E CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE.

Área de Concentração: Biodiversidade e Conservação

Orientador: Prof. Dr. Wedson Desidério Fernandes
Coorientador: Prof. Dr. Anderson Ferreira

Dourados-MS
Abril de 2020

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP).

C377r Cavallo, Dhyeferson Dias

Relações entre assembleias de insetos aquáticos e o uso e cobertura do solo em riachos inseridos em matriz agrícola na região Centro-Oeste do Brasil. [recurso eletrônico] / Dhyeferson Dias Cavallo. -- 2020.

Arquivo em formato pdf.

Orientador: Wedson Desidério Fernandes.

Coorientador: Anderson Ferreira.

Dissertação (Mestrado em Entomologia e Conservação da Biodiversidade)-Universidade Federal da Grande Dourados, 2020.

Disponível no Repositório Institucional da UFGD em:
<https://portal.ufgd.edu.br/setor/biblioteca/repositorio>

1. EPT. 2. bacia do rio Dourados. 3. cana-de-açúcar. I. Fernandes, Wedson Desidério. II. Ferreira, Anderson. III. Título.

“RELAÇÕES ENTRE ASSEMBLEIAS DE INSETOS AQUÁTICOS E O USO E
COBERTURA DO SOLO EM RIACHOS INSERIDOS EM MATRIZ AGRÍCOLA NA
REGIÃO CENTRO-OESTE DO BRASIL”

Por

DHYEFERSON DIAS CAVALLO

Dissertação apresentada à Universidade Federal da Grande Dourados (UFGD),
como parte dos requisitos exigidos para obtenção do título de
MESTRE EM ENTOMOLOGIA E CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE
Área de Concentração: Biodiversidade e Conservação



Dr. Wedson Desidério Fernandes
Orientador/Presidente - UFGD

Participação remota

Dr.^a Jaqueline Ferreira Campos
Membro titular - UFGD

Participação remota

Dr. Ricardo Augusto dos Passos
Membro titular - UEMS

Aprovada em: 03 de abril de 2020

BIOGRAFIA

Dhyeferson Dias Cavallo, natural de Amambai-MS, nascido em 31 de julho de 1995, filho de Isaias Bernardino Cavallo e Roseli Fernandes Dias Cavallo. Concluiu o ensino fundamental e médio na Escola Estadual Eufrazia Fagundes Marques, Aral Moreira-MS.

Graduou-se em Ciências Biológicas pela Universidade Federal da Grande Dourados (UFGD). Durante a graduação foi bolsista do Programa Institucional de Bolsas de Iniciação a Docência (PIBID) e voluntário no Programa Institucional Voluntário de Iniciação Científica (PIVIC).

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente aos meus pais, Isaias e Roseli, que sempre incentivaram e apoiaram todas as minhas decisões e estiveram presentes auxiliando e aconselhando em todos os momentos importantes da minha vida. A toda minha família pela preocupação e momentos de descontração proporcionados nos momentos difíceis.

Ao meu coorientador Anderson Ferreira, que me acompanha desde a graduação, sempre paciente e disposto a ensinar e auxiliar em questões acadêmicas, e também pelos momentos de descontração, apoio e amizade durante essa jornada. Agradeço imensamente!

Ao meu orientador Wedson Desiderio Fernandes pelo auxílio e disposição. Aos amigos Natália Nascimento, Gabriela Andrade dos Santos, Emerson Silva, Thomas Jeffrey Seren, Eveton Gustavo, Amanda Menegante Caldato, Simone Pires e Isabela Chaves pelo auxílio nas coletas e pelos momentos de diversão proporcionados durante essa etapa do trabalho.

Aos amigos Tieli Trindade e Augusto Rodrigues pelas longas conversas sobre as aflições, devaneios, perspectivas para o futuro, durante os tantos cafés tomados na biblioteca. E lógico, aos risos causados pelas conversas aleatórias no dia-a-dia.

Ao professor Frederico Salles Falcão pelo auxílio na identificação do material e pela receptividade durante a estadia na Universidade Federal de Viçosa.

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo auxílio financeiro para conduzir a pesquisa. E a todos que de alguma forma me apoiaram durante todo esse percurso. Meu sincero obrigado!

SUMÁRIO

RESUMO	1
ABSTRACT	2
1. INTRODUÇÃO.....	3
2. REVISÃO DE LITERATURA	4
2.1 Macroinvertebrados em ambientes aquáticos.....	4
2.2 Ecossistemas de riachos e uso e cobertura do solo.....	9
3. HIPÓTESE	11
4. MATERIAL E MÉTODOS.....	11
4.1 Área de estudo	11
4.2 Delimitação das microbacias	12
4.3 Caracterização do uso e cobertura do solo	13
4.4 Caracterização das variáveis ambientais	14
4.5 Amostragem, processamento e identificação dos insetos aquáticos.....	16
5. ANÁLISE DE DADOS E ANÁLISE ESTATÍSTICA	17
6. RESULTADOS	18
6.1 Variáveis ambientais.....	18
6.2 Assembleias de insetos aquáticos	20
6.3 Relações entre as assembleias de insetos aquáticos e variáveis ambientais.....	22
7. DISCUSSÃO	24
8. CONCLUSÃO.....	30
9. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	30
10. ANEXO	42

RESUMO

Neste trabalho foram investigadas tanto a composição quanto os efeitos do uso e cobertura do solo em assembleias de insetos aquáticos em riachos da bacia do rio Dourados. A hipótese deste trabalho é de que há influência do uso e cobertura do solo (microbacias e zonas ripárias) na morfologia dos canais, nas variáveis físico-químicas da água e na composição das assembleias de insetos aquáticos em riachos inseridos em matriz agrícola (cana-de-açúcar). Foram coletados organismos e variáveis ambientais (estruturais e físico-químicas) em nove riachos de baixa ordem subdivididos em três grupos de uso e cobertura do solo, sendo: três riachos inseridos em Fragmentos Florestais (REF); três inseridos em microbacias com uso e cobertura do solo predominantemente da cultura de cana-de-açúcar, e com baixa percentagem de floresta ripária (LFSC = *Low Forest+Sugar Cane*); e três riachos inseridos em áreas agrícolas com predominância de cana de açúcar e sem presença de floresta ripária (NFSC = *No forest+Sugar Cane*). As variáveis estruturais apresentaram diferença significativa entre os grupos de uso e cobertura do solo, porém não houve diferenças significativas quanto as variáveis físico-químicas. Com relação às assembleias de insetos aquáticos, os riachos inseridos em áreas com uso e cobertura do solo agrícola apresentaram menor riqueza taxonômica, abundância e índice EPT. Foram encontradas diferenças significativas tanto para riqueza quanto abundância entre os grupos de uso do solo. Houve correlação entre composição de insetos aquáticos e uso e cobertura do solo, e entre composição de insetos e variáveis estruturais. Desse modo concluímos que o uso e cobertura do solo, sobretudo para cultivo de cana-de-açúcar, influencia nas variáveis estruturais e conseqüentemente na composição da assembleia de insetos aquáticos em riachos da bacia do rio Dourados. Além disso, a baixa percentagem de floresta nas zonas ripárias não é suficiente para manter condições ecológicas propícias para as comunidades de insetos nesses riachos, o que é refletido na baixa riqueza taxonômica.

Palavras-chave: EPT; bacia do rio Dourados; cana-de-açúcar

ABSTRACT

This work investigated both the composition and the effects of land use and cover in assemblies of aquatic insects in streams in the Dourados river basin. The hypothesis of this work is that the use and cover of the soil (watersheds and riparian zones) influences the morphology of the channels, the physicochemical variables of the water and the composition of the aquatic insect assemblages in streams inserted in the agricultural matrix (sugarcane). Organisms and environmental variables (structural and physical-chemical) were collected in nine low-order streams subdivided into three groups of land use and cover, with three streams inserted in Forest Fragments (REF); three inserted in watersheds with use and cover of the soil predominantly of the culture of sugar cane, and with low percentage of riparian forest (LFSC = Low Forest + Sugar Cane); and three streams inserted in agricultural areas with predominance of sugar cane and without the presence of riparian forest (NFSC = No forest + Sugar Cane). The structural variables showed a significant difference between the groups of land use and coverage, but there were no significant differences in relation to the physical-chemical variables. In relation to aquatic insect assemblages, streams inserted in areas with use and coverage of agricultural soil showed lower taxonomic richness, abundance and EPT indexes. Significant differences were found for both wealth and abundance between groups of land use. There was also a correlation between aquatic insect composition and land use and cover, and between insect composition and structural variables. Therefore, we conclude that the use and cover of the soil, mainly for the cultivation of sugar cane, influences the structural variables and consequently in the composition of the aquatic insect assembly in streams of the Dourados River basin. Furthermore, the low percentage of forest in riparian zones is not sufficient to maintain ecological conditions conducive to insect communities in these streams, which is reflected in their taxonomic richness.

Keywords: EPT; Dourados river basin; sugar cane

1. INTRODUÇÃO

Na história brasileira, nossos recursos naturais, particularmente as florestas, foram demasiadamente afetados, em consequência da falta de planejamento, principalmente pelos interesses econômicos, que levaram a substituição da vegetação nativa pela agricultura (CORBI & TRIVINHO-STRIXINO, 2008). A agricultura no Brasil consiste no cultivo de diversas monoculturas, dentre elas a cana-de-açúcar. Essa monocultura ganhou destaque com o surgimento de veículos bicompostíveis, no ano de 2003, onde houve a necessidade de produção de etanol e a consequente expansão do cultivo de cana-de-açúcar no país (BERNARDO et al., 2019). Desde então o setor sucroenergético foi impulsionado pelo aumento da demanda de etanol, tanto no mercado nacional quanto no internacional (CASTRO et al., 2010).

O Brasil é um grande produtor de cana-de-açúcar e sua produção mais que dobrou nas últimas décadas para atender às demandas globais de biocombustível, reduzindo a dependência do petróleo (BORDONAL et al., 2018). Das regiões do Brasil, entre 1990 a 2014, a região Sudeste foi considerada a maior produtora de cana-de-açúcar, e a região Centro-Oeste ocupando a segunda posição em termos de produção (BERNARDO et al., 2019).

Na região Centro-Oeste, os estados de Mato Grosso do Sul e Goiás foram os estados que mais se destacaram entre 2003 e 2014, com uma taxa de crescimento de 431% e 425%, respectivamente, da área plantada (ha) de cana-de-açúcar (BERNARDO et al., 2019). Em Mato Grosso do Sul a expansão dessa monocultura se deu principalmente pela disponibilidade de terras de boa qualidade a preços mais baixos, havendo a expansão de usinas sucroalcooleiras, que se tornaram uma das principais fontes de arrecadação e geração de empregos, impulsionando o crescimento econômico do estado (DEFANTE et al., 2018).

Assim como em várias monoculturas, na produção de cana-de-açúcar são utilizados pesticidas, e com o decorrer dos anos houve um aumento substancial na utilização desses produtos no Brasil (WARREN et al. 2003; VELASCO et al. 2012). Do mesmo modo são utilizados fertilizantes nessas culturas, sendo a vinhaça, subproduto da destilação de etanol, o principal utilizado, embora apresente características poluentes (FUESS et al., 2017). Alguns desses compostos podem ser carregados do solo para os corpos d'água (JACOMINI et al., 2011; VELASCO et al., 2012; FERREIRA et al., 2016). Desse modo, a produção de bioetanol da cana-de-açúcar pode contribuir para poluição da água doce no nível da bacia hidrográfica, podendo levar a alterações ecológicas perceptíveis em longo prazo, como a diminuição do potencial biológico de espécies animais e vegetais (FERREIRA et al., 2016).

De modo geral, modificações da paisagem, como a agricultura intensiva, acaba por afetar as condições limnológicas dos riachos, podendo alterar significativamente seus habitats causando a degradação desse ambiente (LADRERA et al., 2019). Além disso, a remoção da floresta ripária, para o uso agrícola acaba por afetar as características dos riachos, aumentando a concentração de nutrientes, temperatura e facilitando a entrada de sedimentos, o que afeta negativamente os ecossistemas aquáticos (MEADOR & GOLDSTEIN, 2003; ALLAN, 2004).

Os insetos aquáticos são muito abundantes nos ambientes de água doce apresentando não só uma alta diversidade taxonômica como funcional, sendo imprescindíveis nesses ecossistemas (HAUER & RESH, 2017). Além disso, podem ser considerados bons indicadores de qualidade de água, ou de impactos agrícolas, pois estes organismos tanto em composição taxonômica quanto em estrutura funcional respondem aos estressores causados pela intensificação agrícola (LADRERA et al., 2019). Essas respostas podem ser através de modificações na locomoção e hábitos alimentares destes organismos, o que pode vir a afetar determinados serviços e propriedades do ecossistema, como a ciclagem de nutrientes e processamento de recursos (LADRERA et al., 2019), além da perda da diversidade de espécies de insetos aquáticos (HEPP et al., 2013, BRUNO et al., 2014; ASTUDILLO et al., 2016; FIERRO et al., 2017).

Deste modo, este trabalho visa compreender as possíveis influências da cobertura do solo das zonas ripárias e das bacias hidrográficas sobre a composição dos insetos aquáticos. Para isto, serão respondidas as seguintes perguntas: a) há diferenças na composição das assembleias de insetos aquáticos em riachos com diferentes coberturas do solo? b) as características físico-químicas da água e a estrutura dos canais influenciam na composição das assembleias de insetos aquáticos? Nesse contexto, buscamos expor a importância da conservação da biodiversidade dos ecossistemas de riachos bem como a necessidade da recuperação dessas áreas.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Macroinvertebrados em ambientes aquáticos

O termo macroinvertebrados descreve todos os invertebrados maiores que 500µm, sendo um grupo diverso de organismos que passam a totalidade ou parte do ciclo de vida na água (MUGNAI et al., 2010; LUCIĆ, 2015). Habitam todos os tipos de águas, desde riachos rios, lagos e lagoas (LUCIĆ, 2015). Esses organismos são considerados elementos essenciais, desempenhando um papel fundamental em muitos processos ecossistêmicos,

como ciclagem de nutrientes, decomposição da matéria orgânica e possuem importância ecológica como fontes de alimento em rios e córregos (SHARIFINIA, 2015).

Os macroinvertebrados são classificados em grupos funcionais de alimentação para facilitar a compreensão das funções que estes organismos desempenham no ecossistema (RAMÍREZ & GUTIÉRREZ-FONSECA, 2014). Merrit et al (2008) e Merrit et al (2014) classificam estes organismos em sete principais grupos funcionais, de acordo com a forma de aquisição de alimentos, e sua morfologia, sendo eles:

- ✓ Os fragmentadores-detritívoros se alimentam de plantas, madeiras e outras partículas orgânicas presentes na liteira condicionada, transformando matéria orgânica particulada grossa (MOPG > 1mm) em pedaços menores denominados de matéria orgânica particulada fina (MOPF < 1mm), que em geral ficam disponíveis para os coletores.
- ✓ Os fragmentadores-herbívoros se alimentam mastigando folhas, caule e raízes de plantas aquáticas vivas.
- ✓ Os coletores-filtradores apresentam uma variada série de adaptações para a aquisição de MOPF na coluna d'água, utilizando estruturas, como cerdas ou brânquias modificadas, até construções elaboradas, como redes, para capturar a MOPF à deriva.
- ✓ Os coletores-catadores, assim como os coletores-filtradores, também se alimentam de MOPF e são numerosos e frequentes no leito de riachos, especialmente em áreas de sedimentos moles, vivendo imersos em seus recursos alimentares apresentando pouca especialização quanto a sua morfologia e comportamento.
- ✓ Os raspadores por sua vez, raspam o perifíton existente na camada superficial de rochas e partes da vegetação submersa, sendo encontrados facilmente no leito de riachos ou em qualquer substrato que contenha algas em abundância.
- ✓ Sugadores-herbívoros ocorrem em menor número e alimentam-se perfurando e sugando o citoplasma de células de algas filamentosas ou de plantas aquáticas enraizadas.
- ✓ E por último, os predadores, que se alimentam de animais vivos, como pequenos peixes e seus ovos, ou de outros invertebrados aquáticos.

Os macroinvertebrados em corpos d'água são compostos de vários grupos taxonômicos, como insetos, moluscos, crustáceos, anelídeos, entre outros (USME et al., 2015). Dentre os macroinvertebrados, os insetos aquáticos são os mais diversos, tanto

taxonômicamente, como funcionalmente e geralmente são os mais abundantes na zona bentônica dos corpos d'água (HAUER & RESH, 2017).

Cinco ordens são consideradas quase exclusivamente aquáticas, sendo elas Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Odonata, e Megaloptera, possuindo mais de 27.000 espécies descritas, sendo mais de 50% composta pelos Trichoptera (BERG, 2009; DIJKASTRA et al., 2014). O restante da diversidade inclui organismos que em sua maior parte são terrestres, porém possuem representantes aquáticos em suas fases imaturas, como as ordens Diptera, Hemiptera, Coleoptera, Hymenoptera, Lepidoptera, Neuroptera e Orthoptera (BERG, 2009; DIJKSTRA et al., 2014).

A ordem Ephemeroptera é um pequeno táxon, composto por 40 famílias, 440 gêneros e 3330 espécies (SARTORI & BRITAIN, 2015). No Brasil existem 319 espécies, 10 famílias e 72 gêneros (SALLES et al., 2020). São distribuídos mundialmente, colonizando desde a água doce e raramente ambientes salobros, não sendo encontrados na Antártica. A maioria das ninfas desse grupo é herbívora, alimentando-se de detritos e perifíton, sendo classificados de acordo com seus hábitos alimentares, como coletores, raspadores ou coletores-filtradores (Leptophlebiidae) (SARTORI & BRITAIN, 2015).

A ordem Plecoptera, conhecida também como mosca-da-pedra, é composta por 16 famílias e 3718 espécies descritas (DEWALT & OWER, 2019). Com 150 espécies presentes no Brasil (FROEHLICH, 2012). Das 16 famílias descritas, 11 são fragmentadoras de matéria orgânica grossa e compreendem a maioria das espécies na ordem (DEWALT & OWER, 2019). Este grupo está entre os mais sensíveis à poluição, dentre os insetos aquáticos, porém, algumas espécies podem ser encontradas em riachos moderadamente poluídos (LENAT, 1993). Podendo ser considerados bons indicadores de qualidade de água (FOCHETTI & FIGUEROA, 2008).

As espécies de Trichoptera são classificadas em 618 gêneros de 51 famílias (MORSE et al., 2019). Contendo 16.266 espécies, é a sétima maior ordem de insetos existente (ADLER & FOOTTIT, 2017). Apresentando 612 espécies presentes no Brasil (PES et al., 2014). Superando em número de espécies as outras ordens de insetos aquáticos (Ephemeroptera, Odonata, Plecoptera e Megaloptera) (MORSE, 2017). A ordem Trichoptera contribui ecologicamente nas redes alimentares, servindo como alimento para peixes e outros predadores, e também no monitoramento da qualidade da água e (MORSE, 2017). São de vida livre, móveis ou constroem vários tipos de retiros fixos ou caixas portáteis e possuem uma ampla variedade de hábitos alimentares.

Os tricópteros podem se alimentar de matéria orgânica particulada grossa, basicamente matéria vegetal morta advinda do meio alóctone, geralmente das matas ripárias, sendo classificados como fragmentadores detritívoros, triturando o alimento com suas mandíbulas até as partículas assumirem um tamanho ingerível (HIEBER & GESSNER, 2002; WISSINGER et al., 2018). Podem possuir hábitos alimentares fragmentador herbívoro ou perfurador, utilizando como fonte de alimento tecido vegetal vivo (WIGGINS, 2007). Podem ainda possuir hábito alimentar raspador, se alimentando de algas, filtrador, captando matéria orgânica particulada fina em suspensão ou predador, consumindo outros organismos (WIGGINS, 2007; MERRITT et al., 2008).

A ordem Odonata, composta por organismos conhecidos popularmente como libélulas, são um táxon proporcionalmente pequeno, contando com 5.680 espécies descritas, sendo 2.739 pertencentes à subordem Zygoptera (19 famílias) e 2.941 à subordem Anisoptera (12 famílias) (KALKMAN et al., 2008). No Brasil, Odonata está composta por aproximadamente 885 espécies e 147 gêneros (PINTO, 2020). São classificados como predadores carnívoros obrigatórios e as larvas se alimentam de todos os tipos de animais que podem capturar, sendo o tipo de presa restrita principalmente ao habitat existente (SUHLING et al., 2014).

A ordem Magaloptera, é constituída de insetos holometabólicos, com 328 espécies descritas (COVER & RESH, 2008). No Brasil são relatadas apenas 19 espécies (HAMADA & AZEVEDO, 2012). Esses organismos são encontrados em uma grande variedade de habitats aquáticos, principalmente em cascatas de fluxo rápido, sob cascalho e matacão, e algumas poucas vezes associados a substrato arenoso (COVER & RESH, 2008). Possuem um papel ecológico importante, devido ao hábito alimentar predador e eurifágico, sendo um elemento considerável nas redes tróficas, contribuindo para o equilíbrio das comunidades aquáticas (RIVERA-GASPERÍN et al., 2019).

A ordem Diptera consiste em uma das ordens mais diversas, com cerca de 160.000 espécies descritas (PAPE et al., 2011). Das 158 famílias de Diptera, 41 têm representantes aquáticos, sendo 46.000 espécies aquáticas em todo o mundo, ocupando a posição de maior representante dentre todas as ordens de insetos aquáticos, com três vezes mais organismos do que os coleópteros e tricópteros (ADLER & COURTNEY, 2019).

Em consequência da grande diversidade taxonômica, os dípteros ocupam uma ampla gama de hábitos alimentares larvares, que abrangem quase todos os grupos tróficos (COURTNEY et al., 2017). Desde dípteros filtradores, que se alimentam de matéria orgânica fina em suspensão, e devolvem essa matéria na forma de excreta, que é

transportada fluxo abaixo, tornando disponível como alimento para outros organismos macroinvertebrados (ADLER & COURTNEY, 2019). Fornecendo ainda substrato para bactérias e biofilmes, devido a presença de carbono e nitrogênio no material excretado, participando da cadeia alimentar e fertilizando as margens dos rios e as planícies de inundação (MALMQVIST et al., 2004).

Dentre os dípteros também existem os raspadores, que limpam substratos de perifíton e outros detritos aderentes, abrindo áreas de colonização para outros organismos (ADLER & COURTNEY, 2019). Ainda podem fornecer ao habitat matéria orgânica particulada fina, e grossa, por meio do hábito alimentar “fragmentador” ou “tritador”, que também servem de alimento para os demais organismos presentes nos ecossistemas aquáticos (CUMMINS et al., 1989). E por último servem como reguladores de população, pois existem dípteros predadores, auxiliando na estruturação das comunidades aquáticas (ADLER & COURTNEY, 2019).

A ordem Hemiptera, possui parte de seus representantes considerados aquáticos e semiaquáticos, sendo restritas a três das sete infraordens de Heteroptera: Gerromorpha, Nepomorpha e Leptopodomorpha (LYTLE, 2015). Dentro dessas três infra-ordens, atualmente existem 23 famílias, 343 gêneros e 4.811 espécies, das quais 20 famílias, 326 gêneros e 4.656 espécies habitam água doce (POLHEMUS & POLHEMUS, 2008). Do total de espécies descritas, 479 são encontradas no Brasil (MOREIRA et al., 2011). Os hemípteros são essenciais nos ecossistemas de água doce e desempenham um papel importante na cadeia alimentar do ecossistema aquático (SUBRAMANIAN & BASU, 2017). Possuem peças bucais especializadas para perfurar e sugar o alimento (exceto nos Corixidae), sendo classificados geralmente como predadores, podendo alcançar o topo da cadeia trófica, como é o caso de Belostomatidae e Nepidae (POLHEMUS & POLHEMUS, 2008).

A ordem Coleoptera é considerada a maior entre os insetos, possuindo cerca de 400.000 espécies descritas, sendo 12,600 consideradas aquáticas, distribuídas em 30 famílias, das quais, 25 são compostas por aproximadamente 50% de seus representantes de espécies aquáticas (JÄCH & BALKE, 2007). Os besouros aquáticos exibem hábitos alimentares variados, tanto em adultos quanto em larvas, podendo se alimentar de algas, macrófitas, matéria orgânica ou detritos, ou até mesmo preda outros organismos (WHITE, 2009). A ordem Orthoptera possui mais de 25.000 espécies descritas, mas apenas 80 espécies são aquáticas e outras 110 são dependentes da água (AMÉDÉGNATO & DEVRIESE, 2008). Pouco se sabe sobre a ecologia e a história da vida da maioria dessas

espécies, mas estudos recentes começaram para resolver essas lacunas de conhecimento (COVER & BOGAN, 2015).

A ordem Neuroptera possui 17 famílias e mais de 6.000 espécies descritas (ASPÖCK, 2002). São descritas apenas três famílias consideradas aquáticas, Osmylidae, Sisyridae e Nevrorthidae (ASPÖCK et al., 2001; IVKOVIĆ & WEISSMAIR, 2011). Dessas famílias, Sisyridae apresenta 16 espécies no Brasil (FLINT, 2006).

A ordem Lepidoptera (mariposas e borboletas), é uma das quatro ordens mais especiosas de insetos, no entanto, apenas quatro grupos de Lepidoptera possuem estágios de vida totalmente aquáticos, sendo eles as subfamílias Acentropinae e Pyraustinae com um gênero cada, e Arctiinae e Cosmopteriginae (COVER & BOGAN, 2015). No Brasil são registradas 66 espécies aquáticas (NESSIMIAN et al., 2014). Esses grupos geralmente são herbívoros, alimentando-se da vegetação aquática e ripária e são ocasionalmente coletadas em amostras aquáticas (COVER & BOGAN, 2015).

E por último, temos a ordem Hymenoptera, tendo 11 famílias descritas como parasitóides dos estágios aquáticos de vários artrópodes. Somam 150 espécies de parasitóides aquáticos, que representam <0,2% das espécies conhecidas de vespas, e a grande maioria delas são endoparasitóides (BENNETT, 2008).

2.2 Ecossistemas de riachos e uso e cobertura do solo

Os ecossistemas de riachos são ambientes complexos conhecidos por sua importância em termos de biodiversidade (MCCLUNEY et al., 2014). Possuem uma ampla heterogeneidade espacial, oferecendo diferentes micro-habitats aos invertebrados (FENOGLIO et al., 2004). A diversidade de micro-habitats influencia na composição da fauna de invertebrados aquáticos, pois quanto maior a heterogeneidade ambiental, maior a riqueza taxonômica encontrada no ambiente (REZENDE et al., 2014), de modo que a complexidade existente nesses fluxos d'água são responsáveis pela estruturação e funcionamento dessas comunidades (BIASI et al., 2010; TOKESHI & ARAKAKI, 2012).

A fim de entender e explicar a estruturação, os padrões de distribuição das espécies e o funcionamento dos ecossistemas aquáticos foi elaborado por Vannote et al. (1980) a teoria ecológica denominada de “Teoria do Rio Contínuo” ou “River Continuum Concept” (RCC). Esta teoria propõe que as comunidades aquáticas se ajustam às mudanças em relação a aspectos geomorfológicos, variáveis bióticas e físicas (fluxo e morfologia do canal). Do montante à jusante, as variáveis físicas de um sistema lótico apresentam gradiente contínuo de condições, como modificações no volume d'água, largura,

profundidade, temperatura e velocidade, de modo que as comunidades bióticas venham a se ajustar rapidamente (VANNOTE et al., 1980).

É um princípio do RCC que em pequenos riachos sombreados as comunidades dependem de recursos alóctones na forma de serapilheira, sendo dominada por detritívoros (JACOBSEN et al., 2008). No entanto, em riachos tropicais isso ainda não é bem aceito, já que a proporção de detritívoros é bem menor do que em riachos temperados, e a produção autóctone caracteriza boa parte da contribuição na alimentação das comunidades (JACOBSEN et al., 2008).

Porém, modificações do uso e cobertura do solo, como a conversão de florestas para uso agrícola levam a mudanças significativas nos corpos d'água, alterando vários dos fatores citados no RCC. A retirada da floresta ripária facilita o processo de escoamento da água, a entrada de contaminantes, bem como o carreamento de sedimentos para os corpos d'água, aumentando a turbidez (reduz a disponibilidade de luz), produtividade primária e diminuindo os níveis de oxigênio nesses ambientes, podendo afetar negativamente a qualidade da água (KROLL & OAKLAND, 2019).

Além disso, corpos d'água próximos a áreas agrícolas estão sujeitos a sofrerem impactos em sua diversidade faunística. Dos organismos presentes nesses ambientes, os insetos aquáticos são os mais ricos e abundantes, podendo ser diretamente afetados pelas mudanças antropogênicas (SAULINO et al., 2014). Esses organismos são afetados pela cobertura do solo tanto na bacia como na zona ripária e pelas mudanças associadas nas características químicas e físicas do canal (ASTUDILLO et al., 2016). Essas modificações impactam tanto a riqueza, densidade e o funcionamento dos ecossistemas aquáticos (HEPP & SANTOS, 2008).

Esses organismos são comumente utilizados como bioindicadores nos ecossistemas aquáticos, apresentando um valor de tolerância diferente para a condição do ambiente, produzindo diferentes respostas aos impactos existentes (ROSENBERG & RESH, 1993, PRIAWANDIPUTRA et al., 2018, SHABANI et al., 2019). Sendo utilizados em vários trabalhos através de índices biológicos, como o BMWP (*Biological Monitoring Working Party Score System*) e IBF (Índice Biótico de Famílias), que atribuem valores (scores) para cada táxon, baseando-se na sua capacidade de tolerância ao impacto (HILSENHOFF, 1988; BIEGER et al., 2010; ROCHE et al., 2010; YORULMAZ et al., 2015; RODRIGUES et al., 2016; SILVA et al., 2016).

Os insetos aquáticos possuem características vantajosas que os tornam bons indicadores de qualidade de água, como responderem gradualmente a variados graus de

estresse ambiental, serem facilmente amostrados e relativamente sedentários, representando as condições locais, além de possuírem um ciclo de vida longo o suficiente para fornecer um registro da qualidade ambiental, uma alta diversidade taxonômica, serem cosmopolitas e abundantes no ambiente (METCALFE, 1989).

Desse modo, vemos que os insetos aquáticos são essenciais nos ecossistemas aquáticos, participando de vários processos ecológicos e podendo ser utilizados de várias formas para avaliar a integridade do ambiente, caracterizando-se como um ótimo objeto de estudo. Sendo alvo de uma possibilidade enorme de pesquisas devido a sua alta diversidade e funções ecossistêmicas. Havendo necessidade de um aperfeiçoamento cada vez maior do conhecimento acerca destes organismos.

3. HIPÓTESE

A hipótese inicial é de que há influência do uso e cobertura do solo (microbacias e zonas ripárias) na morfologia dos canais, nas variáveis físico-químicas da água e na composição das assembleias de insetos aquáticos em riachos inseridos em matriz agrícola (cana-de-açúcar).

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Área de estudo

Este estudo foi realizado em nove riachos localizados na bacia do rio Dourados. Esta bacia está situada na porção sul do Estado de Mato Grosso do Sul (região centro-oeste do Brasil), entre as coordenadas geográficas 21°56'37" e 22°38'06" de latitude S e 53°59'57" e 55°57'26" de longitude W. Ocupa uma faixa no sentido oeste-leste desde as imediações da serra de Maracajú até a foz do rio Dourados no rio Brilhante, com uma área de aproximadamente 9.240 km² (MATO GROSSO DO SUL, 2005). Situa-se na Sub-Bacia do Rio Ivinhema, que, por sua vez, se insere na Bacia Hidrográfica do Rio Paraná. (MATO GROSSO DO SUL, 2005). Para este estudo foram selecionados nove riachos de 1ª ordem (**Figura 1 e Tabela 1**).

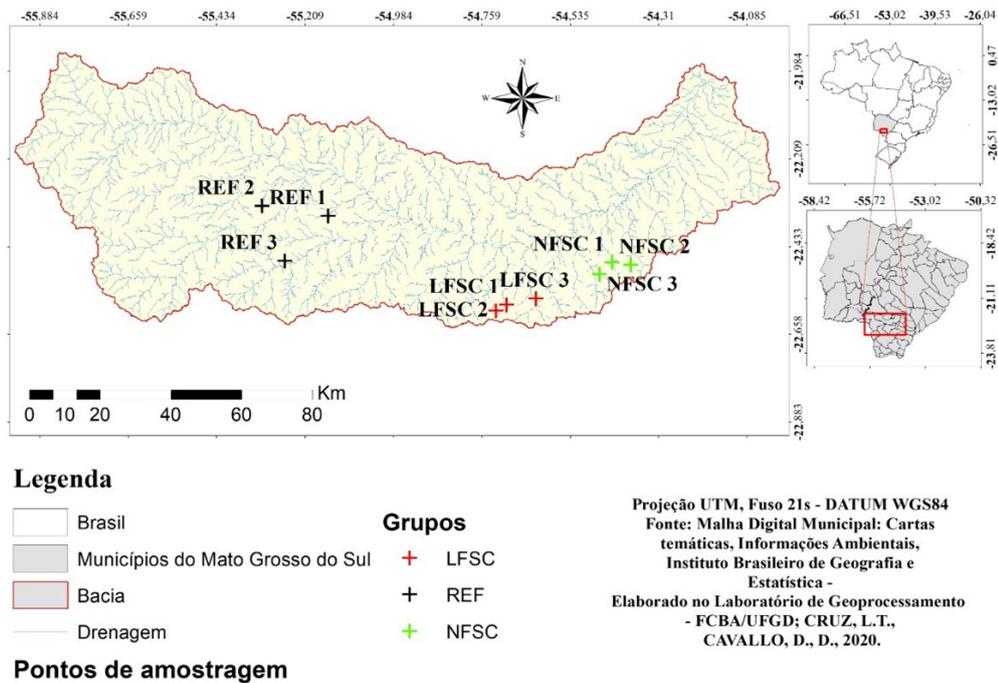


Figura 1. Localização dos pontos de amostragem na bacia do rio Dourados, Mato Grosso do Sul, Brasil. Referência (REF) = microbacias e zonas ripárias com maiores percentagens de floresta; LFSC (low forest + sugar cane) = baixa floresta nas zonas ripárias + cana-de-açúcar nas microbacias; NFSC (no forest + sugar cane) = sem floresta nas zonas ripárias + cana-de-açúcar nas microbacias

Tabela 1. Coordenadas dos locais amostrados nos riachos na bacia do rio Dourados, MS.

CÓDIGOS	MUNICÍPIOS	COORDENADAS	
		Y	X
REF1	Ponta Porã	22°21'20.06" S	55°09'10.85" W
REF2	Ponta Porã	22°19'47.34" S	55°19'10.02" W
REF3	Ponta Porã	22°28'13.55" S	55°15'38.32" W
LFSC1	Caarapó	22°34'57.50" S	54°41'48.80" W
LFSC2	Caarapó	22°35'54.20" S	54°43'26.10" W
LFSC3	Caarapó	22°34'01.24" S	54°37'20.44" W
NFSC1	Vicentina	22°28'27.35" S	54°25'44.75" W
NFSC2	Vicentina	22°28'49.57" S	54°22'51.54" W
NFSC3	Vicentina	22°30'17.59" S	54°27'39.94" W

REF = Referência; LFSC = Low Forest + Sugar Cane; NFSC= No Forest + Sugar Cane

4.2 Delimitação das microbacias

A delimitação e caracterização do uso e cobertura do solo nas microbacias amostradas foi realizada pelo Dr. Gabriel Lourenço Brejão, membro do laboratório de Ictiologia, no Departamento de Zoologia e Botânica, da Universidade Estadual Paulista “Julio Mesquita Filho” (Unesp), Campus de São José do Rio Preto. As microbacias foram

selecionadas levando em consideração a fitofisionomia da região, delimitando riachos de baixa ordem em áreas cujo principal uso e cobertura do solo fosse o cultivo de cana-de-açúcar. A contribuição de floresta nas zonas ripárias também foi levada em consideração e buscou-se um gradiente no percentual de floresta nas zonas ripárias.

Os limites e a rede de drenagem das microbacias de cada ponto amostral foram gerados utilizando o modelo hidrológico ArcSWAT e imagens de satélite do Modelo Digital de Elevação do Terreno (MDET) SRTM (resolução de 30x30 m) gerados pela *National Aeronautics and Space Administration* (NASA) e disponibilizados pelo *United States Geological Survey* (USGS), considerando uma área de contribuição mínima de 100 ha. A partir da coordenada geográfica de cada um dos nove riachos amostrados, foi definida a área de contribuição da drenagem à montante do ponto de coleta. Posteriormente, quando necessário, foi realizada a correção manual dos limites das microbacias amostradas.

4.3 Caracterização do uso e cobertura do solo

As informações do uso e cobertura do solo foram retiradas do projeto MapBiomias para que todas as imagens de satélite usadas fossem padronizadas. A caracterização foi realizada através do programa Landsat, com 30 metros de resolução espacial. As informações de uso e cobertura do solo foram obtidas no *software* ArcGIS (versão 10.5.1). Com ele foi quantificado valores percentuais de floresta na área de contribuição das nove microbacias amostradas e em suas respectivas zonas ripárias. O detalhamento do uso agrícola predominante nas microbacias foi realizado *a posteriori* por meio de verificação em campo. Deste modo foram obtidas as percentagens de uso do solo das microbacias (**Tabela 2**) e de um *buffer* de 50 m (a partir de cada margem) ao longo do canal (**Tabela 3**).

Tabela 2. Percentagem de uso e cobertura do solo das microbacias amostradas na bacia do rio Dourados.

Local	Floresta	Pastagem	Soja/Milho	Cana-de-açúcar	Eucalipto	Área Urbana
REF1	100	0	0	0	0	0
REF2	97,5	0	2,4	0	0	0
REF3	69,8	0	30,1	0	0	0
LFSC1	7,0	6,3	12,3	55,3	9,8	9,3*
LFSC2	6,0	3,0	24,0	67,0	0	0
LFSC3	5,0	9,5	0	85,5	0	0
NFSC1	1,0	11,0	0	88,0	0	0
NFSC2	1,0	30,0	0	69,0	0	0
NFSC3	2,0	28,0	0	70,0	0	0

REF = Referência; LFSC= Low Forest + Sugar Cane; NFSC= No forest + Sugar Cane

* presença da usina de cana-de-açúcar.

Tabela 3. Percentagem de uso e cobertura do solo nas zonas ripárias (buffer de 50 m) nos riachos da bacia do rio Dourados, MS.

ID	Floresta	Pastagem	Soja/Milho	Cana-de-açúcar	Área Urbana
REF1	100	0	0	0	0
REF2	100	0	0	0	0
REF3	100	0	0	0	0
LFSC1	35,3	5,1	8,7	49,6	1,1
LFSC2	27,1	22,0	26,9	23,8	0
LFSC3	41,4	35,0	0	23,5	0
NFSC1	16,1	68,9	0	14,9	0
NFSC2	9,0	80,8	0	10,1	0
NFSC3	6,9	47,6	0	45,4	0

REF = Referência; LFSC= Low Forest + Sugar Cane; NFSC= No forest + Sugar Cane

Os riachos foram classificados de acordo com as percentagens de uso e cobertura do solo nas microbacias e nas zonas ripária (**Tabela 4**). Os riachos foram agrupados em: REF (Referência), LFSC (Baixa Floresta nas zonas ripárias + Cana-de-açúcar nas microbacias = low forest + sugar cane) e NFSC (Sem Floresta nas zonas ripárias + Cana-de-açúcar nas microbacias = no forest + sugar cane). Imagens dos pontos amostrados estão disponíveis em anexo (**Figuras 7, 8 e 9**).

Tabela 4. Categorização dos grupos de riachos a partir da percentagem de uso e cobertura do solo das microbacias e das zonas ripárias.

	Categorização do uso do solo		
	Bacia	Zona ripária (50m)	Riachos
REF	>70% floresta	100% floresta ripária	REF1, REF2, REF3
LFSC	>56% cana-de-açúcar	>27% floresta ripária	LFSC1, LFSC2, LFSC3
NFSC	>56% cana-de-açúcar	<20% floresta ripária	NFSC1, NFSC2, NFSC3

Referência (REF), microbacias e zonas ripárias com maiores percentagens de floresta; Baixa Floresta nas zonas ripárias + Cana-de-açúcar nas microbacias (LFSC= low forest + sugar cane); e Sem Floresta nas zonas ripárias + Cana-de-açúcar nas microbacias (NFSC= no forest + sugar cane).

4.4 Caracterização das variáveis ambientais

As variáveis físicas e químicas da água e estruturais dos canais foram tomadas em um transecto de 100m de cada riacho. Para os parâmetros químicos, foram realizadas cinco medidas ao longo trecho selecionado, em intervalos de 20 metros de distância, utilizando a sonda de multiparâmetros, marca Hanna HI 9829 (**Tabela 5**). A velocidade da água foi medida em cinco pontos aleatórios dentro do transecto de 100m, através do método de objetos flutuantes, utilizando uma bola de borracha de pequeno diâmetro, através da fórmula: $V=d/t$; onde V é a velocidade, d é a distância percorrida e t é o tempo gasto. Cada medida contou com cinco repetições em um trecho de 3m.

Tabela 5. Variáveis físico-químicas da água, velocidade, (média ± desvio padrão) nos riachos da bacia do rio Dourados, MS.

PARÂMETROS	REF1	REF2	REF3	LFSC1	LFSC2	LFSC3	NFSC1	NFSC2	NFSC3
Ph	6,6 ± 0	7,0 ± 0	7,7 ± 0,1	6,8 ± 0	6,8 ± 0	7,6 ± 0	6,2 ± 0	6,7 ± 0	6,4 ± 0
Temperatura (°C)	23,0 ± 0,1	21,0 ± 0,2	22,8 ± 0	23,4 ± 0	21,7 ± 0	21,0 ± 0	22,9 ± 0,3	25,5 ± 0,1	22,7 ± 0
Condutividade (µS/cm)	57,2 ± 2,3	30,6 ± 1,5	51,2 ± 5,2	17,2 ± 0,8	28,4 ± 0,8	53,4 ± 1,9	21,0 ± 3,9	23,6 ± 0,8	37,6 ± 0,5
Velocidade (m/s)	0,3 ± 0	0,3 ± 0,2	0,5 ± 0,1	0,7 ± 0,1	0,6 ± 0,1	0,2 ± 0	0,2 ± 0,2	0,5 ± 0	0,5 ± 0,1

As medidas de substrato, profundidade e largura, foram realizadas no local de amostragem dos organismos (coletor *Surber* com área de 30x30), totalizando 10 amostragens por riacho (**Tabela 6**). Os substratos foram delimitados como silte (4 – 64 µm), areia (64 µm – 2 mm), cascalho fino (2 – 20 mm), cascalho grosso (20- 50 mm), bloco (64 – 254 mm), matacão (>256 mm) e rocha matriz (SALLES & JÚNIOR, 2014), algas, macrófitas, folhiço e gramínea.

Tabela 6. Variáveis estruturais, percentual do substrato na área de amostragem do amostrador tipo *Surber* e profundidade e largura (média ± desvio padrão) em riachos na bacia do rio Dourados

PARÂMETROS	REF1	REF2	REF3	LFSC1	LFSC2	LFSC3	NFSC1	NFSC2	NFSC3
Argila	30,6	25,0	0	0	0	3,0	0,3	16,0	10,0
Areia	0	0	0	42,5	57,5	47,0	16,0	56,5	52,6
Cascalho grosso	0	0	2,0	8,0	15,0	12,0	0	0	0
Cascalho fino	0,4	23,0	12,3	26,0	9,5	14,5	0	4,0	0
Bloco	0	0	0	4,0	5,5	0	0	0	0
Matacão	0	0	0	4,0	0	0	0	0	0
Rocha	0	0	67,5	10,0	0	0	0	0	0
Folhiço	69,0	52,0	18,2	5,5	12,5	23,5	0	1,8	7,4
Algas	0	0	0	0	0	0	0	1,2	0,5
Macrófitas	0	0	0	0	0	0	0	18,5	8,0
Gramínea	0	0	0	0	0	0	83,7	2,0	21,5
Profundidade (m)	0,2 ± 0	0,1 ± 0	0,1 ± 0	0,1 ± 0	0,1 ± 0	0,1 ± 0	0,2 ± 0,1	0,2 ± 0	0,2 ± 0
Largura (m)	1,3 ± 0,4	1,1 ± 0	4,0 ± 0,8	1,7 ± 0,4	2,0 ± 0,3	1,6 ± 0,4	7,0 ± 0,7	6,4 ± 0,4	1,8 ± 0,1

4.5 Amostragem, processamento e identificação dos insetos aquáticos

As coletas foram realizadas no ano de 2018, entre 18 de setembro a 22 de outubro. Para a amostragem dos insetos aquáticos foi utilizado um coletor tipo *Surber* (30 x 30 cm, malha de 500 µm). O amostrador foi posicionado junto ao fundo, com a abertura contra a correnteza, tendo a área de coleta delimitada e remexida durante um minuto e trinta segundos (SANTOS, 2014). A amostragem foi realizada apenas em locais que não superavam a altura do coletor. Foram tomadas dez amostras em cada riacho dentro do transecto de 100m, em intervalos aproximados de 10 metros de distância. As amostras foram lavadas em água corrente e o material retido em peneiras de 500µm, e o material acondicionado em potes plásticos e fixados em formol a 4%.

Em laboratório, as amostras foram lavadas novamente em peneiras granulométricas de 500 µm, e preservados em álcool a 70%. Os organismos foram triados sob microscópio estereoscópio. Nesta etapa, os indivíduos encontrados foram colocados em frascos de vidro

transparentes de 100 ml com álcool a 70% e devidamente etiquetados. A identificação seguiu até o nível de família, com a utilização de chaves taxonômicas (PES et al., 2005; MARIANO & FROELICH, 2007; LECCI & FROELICH, 2007; MUGNAI et al., 2010; HAMADA et al., 2014) e consultas a especialistas no departamento de Entomologia na Universidade Federal de Viçosa.

5. ANÁLISE DE DADOS E ANÁLISE ESTATÍSTICA

Foram utilizados descritores ecológicos para descrever a estrutura da assembleia de insetos aquáticos: riqueza taxonômica (S) adquirido através da contagem direta do número de táxons presentes em cada amostra; abundância total de indivíduos de todos os táxons (N); composição de espécies, avaliado através da presença e ausência do táxon; e o Índice EPT (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera).

As variáveis estruturais obtidas nos locais amostrados com o amostrador tipo *Surber* (substratos, largura e profundidade) e físico-químicas da água foram ordenadas através da Análise de Coordenadas Principais (PCoA) e para testar as diferenças entre o fator categoria de riachos (uso e ocupação do solo: REF, LFSC e NFSC) foi utilizada a Análise multivariada de variância (PERMANOVA, com 999 permutações). A função *envfit* foi utilizada para verificar quais variáveis explanatórias são correlacionadas com os gradientes observados na PCoA e também para gerar os “scores” de contribuição das variáveis.

Para avaliar se há diferença quanto à riqueza, abundância e EPT entre os diferentes grupos de uso do solo, foi utilizada a análise de variância (ANOVA). Para explorar os dados taxonômicos e a composição da comunidade de insetos entre os pontos de amostragem, foi utilizada uma análise não-métrica de escala multidimensional (NMDS), usando o coeficiente de dissimilaridade de Bray-Curtis, para detectar se há separação entre os grupos de uso do solo. O NMDS foi realizado com uma matriz biológica baseada em dados de abundância, sendo utilizados os pacotes “vegan” e “MASS” para a análise.

Testamos a relação das variáveis estruturais, químicas e de uso do solo e matriz biológica (NMDS) por correlação não paramétrica multivariada (função 'envfit'). Para todas as análises, foi utilizado um nível de significância igual a $p < 0,05$. Utilizamos o software R (R Development Core Team, 2019) com o pacote “vegan” (OKSANEN et al., 2019).

Finalmente, calculamos o valor de indicação das famílias (IndVal) (DUFRENE E LEGENDRE, 1997) em relação à sua distribuição em cada uma das três classes de uso da terra. A análise foi realizada utilizando o pacote “indicspecies”. A significância dos índices IndVal foi avaliado usando 9999 permutações de Monte Carlo.

6. RESULTADOS

6.1 Variáveis ambientais

Para as variáveis estruturais dos riachos, os dois primeiros eixos da PCoA explicaram cumulativamente 71,8% da variação ambiental dos dados (**Figura 2**). O primeiro eixo PCoA (45,0% da explicação) agrupou no lado negativo os riachos Referência (REF) que apresentaram maior quantidade dos substratos Folhiço e Argila. No lado positivo houve a separação dos grupos NFSC e LFSC e correlação com as variáveis Largura, Areia e Algas. O segundo eixo da PCoA segregou no lado negativo os riachos LFSC correlacionados com as variáveis Cascalho grosso, Bloco, Matacão e Areia. No lado positivo foram agrupados os riachos NFSC, correlacionando as variáveis largura, profundidade e gramíneas. Houve diferença significativa entre os grupos de riachos (REF, LFSC e NFSC) ($F= 5,36$; $p < 0,05$).

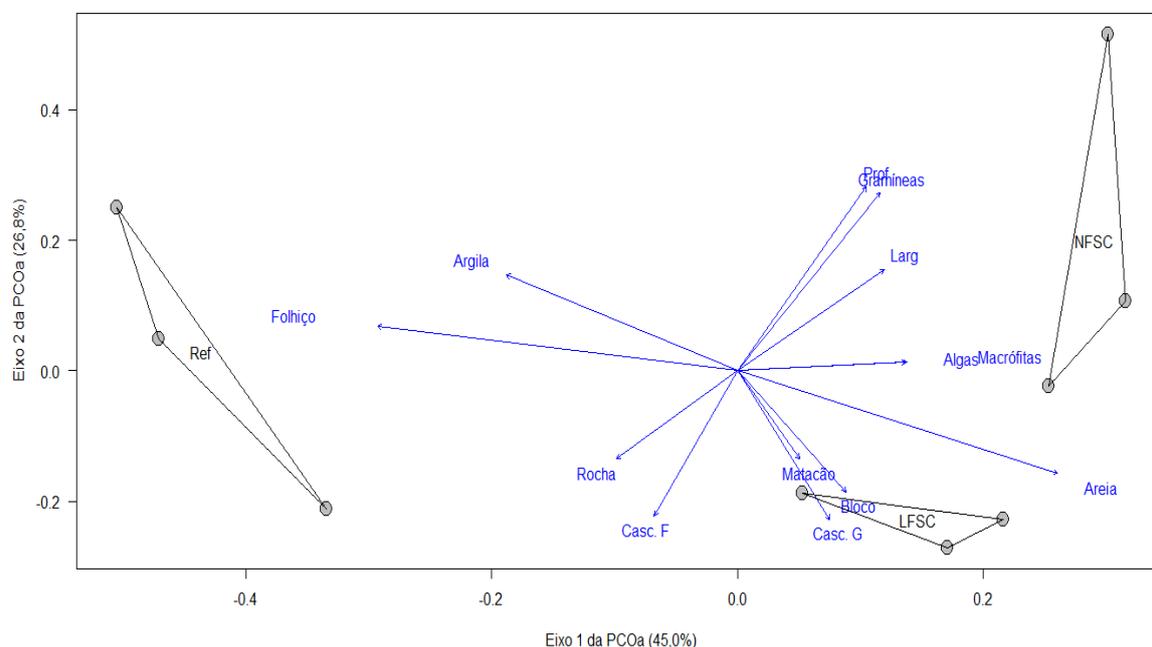


Figura 2. Análise de coordenadas principais (PCoA) das variáveis estruturais, em riachos com diferentes coberturas (buffer de 50m), REF= Referência; LFSC= Baixa floresta e cana-de-açúcar; NFSC= Sem Floresta e cana-de-açúcar.

Tabela 7. Escores dos eixos 1 e 2 da Análise de coordenadas principais (PCoA).

	PCoA1	PCoA2
Largura	0,61034	0,79214
Profundidade	0,34850	0,93731
Argila	-0,78926	0,61406
Areia	0,85566	-0,51753
Casc. G	0,31300	-0,94975
Casc. F	-0,29184	-0,95647
Bloco	0,42992	-0,90287
Matacão	0,35014	-0,93670
Rocha	-0,58898	-0,80815
Folhiço	-0,97448	0,22446
Algas	0,99566	0,09308
Macrófitas	0,09951	0,09905
Gramíneas	0,39182	0,92004

Para as variáveis físico-químicas da água, o primeiro eixo PCoA (50,3% da explicação) agrupou no lado negativo os riachos NFSC e foram relacionados com a variável temperatura (**Figura 3**). No lado positivo houve a separação dos grupos REF e foram correlacionados com as variáveis pH e condutividade. O segundo eixo PCoA (25,0% da explicação) não mostrou forte segregação entre os grupos de riacho. Para as variáveis físico-químicas não houve diferença significativa entre os grupos de riachos ($F= 3,09$; $p> 0,05$).

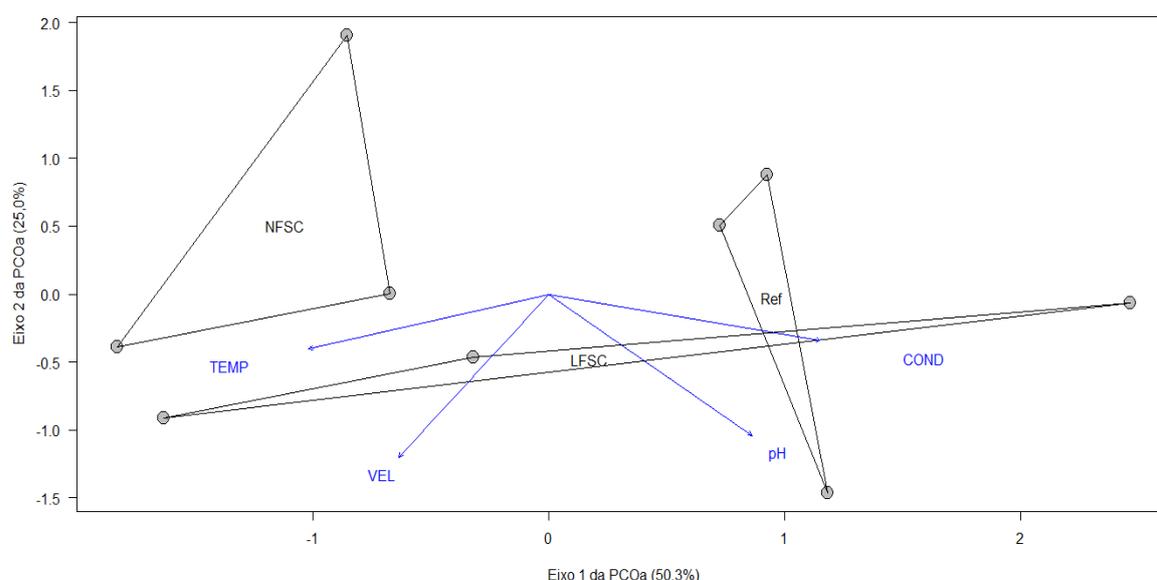


Figura 3. Análise de coordenadas principais (PCoA) das variáveis físico-químicas, em riachos com diferentes coberturas (buffer de 50m), REF= Referência; LFSC= Baixa floresta e cana-de-açúcar; NFSC= Sem Floresta e cana-de-açúcar.

Tabela 8. Escores dos eixos 1 e 2 da Análise de coordenadas principais (PCoA) das variáveis físico-químicas.

	PCoA1	PCoA2
pH	0,63771	-0,77028
Temperatura	-0,93005	-0,36742
Condutividade	0,95831	-0,28574
Velocidade	-0,46744	-0,88403

6.2 Assembleias de insetos aquáticos

Um total de 13.964 organismos, representando 38 famílias de insetos aquáticos foram identificados nos nove riachos amostrados. A assembleia de insetos aquáticos teve como principais representantes os táxons Chironomidae, Simuliidae, Baetidae, Elmidae e Leptophlebiidae, representando 86,8% da amostragem total (**Tabela 9**). Chironomidae foi a família com maior abundância na maioria dos riachos, variando entre 21 a 63%. A família Baetidae foi a mais abundante nos riachos NFSC1 e NFSC3 (28,5 e 48,9%, respectivamente).

Os riachos REF1, REF2 e REF3 (riachos Referência) apresentaram algumas famílias que só foram amostradas nestes locais, como: Sericostomatidae, Philopotamidae, Helicopsychidae (Trichoptera), Aeshnidae, Megapodagrionidae, Protoneuridae (Odonata), Hydrophilidae, Dytiscidae e Dryopidae (Coleoptera).

Tabela 9. Abundância das famílias de insetos aquáticos amostrados em nove riachos da bacia do rio Dourados – MS. LFSC= Baixa floresta e cana-de-açúcar; NFSC= Sem Floresta e cana-de-açúcar.

Ordem/Família	REF			LFSC			NFSC		
	REF1	REF2	REF3	LFSC1	LFSC2	LFSC3	NFSC1	NFSC2	NFSC3
Ephemeroptera									
Baetidae	45	269	278	34	2	45	433	224	301
Leptohyphidae	34	44	16	0	0	0	2	105	5
Leptophlebiidae	1	932	37	0	2	5	2	0	2
Caenidae	3	27	1	0	0	0	1	0	0
Trichoptera									
Hydropsychidae	23	84	78	6	0	13	165	67	4
Polycentropodidae	20	4	0	0	0	2	41	12	1
Hidrobiosidae	0	4	13	0	0	2	0	0	0
Sericostomatidae	0	0	19	0	0	0	0	0	0
Calamoceratidae	52	140	88	4	1	42	0	2	0
Leptoceridae	1	17	95	0	0	1	0	0	0
Philopotamidae	107	0	0	0	0	0	0	0	0
Helicopsychidae	3	1	0	0	0	0	0	0	0
Odontoceridae	0	0	7	0	0	1	1	0	1
Ecnomidae	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Hydroptilidae	0	0	2	0	0	3	3	26	1
Plecoptera									

Perlidae	9	50	2	3	0	16	9	0	5
Odonata									
Aeshnidae	0	0	2	0	0	0	0	0	0
Libellulidae	20	7	0	2	0	8	9	2	1
Coenagrionidae	4	13	1	1	1	10	11	4	0
Calopterygidae	0	7	1	1	1	2	0	1	3
Megapodagrionidae	0	20	1	0	0	0	0	0	0
Protoneuridae	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Gomphidae	7	3	1	0	0	5	2	2	2
Diptera									
Chironomidae	650	2561	1665	59	58	322	433	513	134
Simuliidae	19	328	791	41	3	3	299	89	91
Ceratopogonidae	55	14	3	0	3	7	4	0	5
Tipulidae	3	0	1	0	1	6	4	0	0
Empididae	12	2	2	2	0	0	1	0	4
Dixidae	0	0	0	0	0	0	0	0	2
Coleoptera									
Elmidae	418	400	145	34	19	250	95	35	51
Gyrinidae	18	0	2	0	0	0	0	0	1
Hydrophilidae	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Dytiscidae	0	1	11	0	0	0	0	0	0
Dryopidae	10	0	2	0	0	0	0	0	0
Hemiptera									
Naucoridae	0	0	1	0	0	0	6	0	0
Gerridae	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Veliidae	0	0	0	2	1	1	0	0	1
Megaloptera									
Corydalidae	0	7	0	3	0	0	0	0	0

Com relação a riqueza, os riachos REF1, REF2, REF3 (riachos Referência) apresentaram os maiores valores de riqueza e os riachos LFSC1, LFSC2 e NFSC2 os menores (**Figura 4 e Tabela 10**). As maiores abundâncias ocorreram nos riachos REF2 e REF3 e as menores nos riachos LFSC1 e LFSC2. Quanto ao índice EPT, os riachos REF1, REF2, REF3 e LFSC3 apresentaram os maiores valores e os riachos LFSC1 e LFSC2 os menores (**Tabela 10**).

Tabela 10. Descritores ecológicos da amostragem de insetos aquáticos em riachos da bacia do rio Dourados

Descritores	REF1	REF2	REF3	LFSC1	LFSC2	LFSC3	NFSC1	NFSC2	NFSC3
Riqueza	23	24	28	13	11	21	19	13	19
Abundância	1515	4936	3266	192	92	745	1521	1082	615
EPT	11	11	10	4	3	11	8	6	8

6.3 Relações entre as assembleias de insetos aquáticos e as variáveis ambientais

Riachos Referência contaram com um número acumulado de famílias de 35 das 38 amostradas (**Figura 4**). Os riachos NFSC e LFSC apresentaram 24 e 23 famílias acumuladas respectivamente.

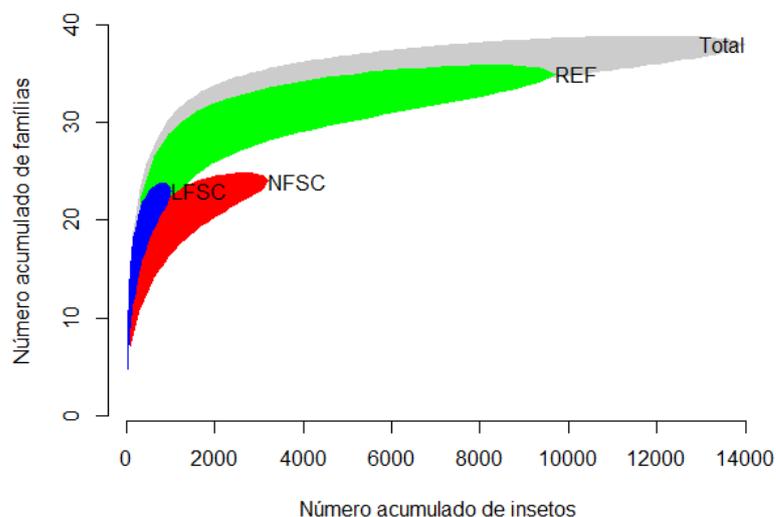


Figura 4. Curva de acumulação de espécies, comparando o número de famílias observadas em três grupos de riachos.

Do total de organismos amostrados, 9.717 (69,5%) foram representados pelos riachos REF, seguido do grupo de riachos NFSC, com 3.218 organismos (23,1%) e LFSC, com 1.029 indivíduos (7,4%), representando o grupo com menor abundância de insetos aquáticos (**Figura 4**). Sendo encontrada diferença significativa quanto à abundância de insetos entre os diferentes grupos de riacho ($F= 6,27$, $p < 0,05$).

Referente à riqueza na comunidade de insetos aquáticos, foi encontrada diferença significativa entre os diferentes grupos de riachos, baseados no uso e cobertura do solo ($F= 5,36$; $p < 0,05$), porém não foi encontrada diferença significativa entre riqueza de EPT nos grupos de uso do solo ($F= 3,09$; $p > 0,05$) (**Figura 5**).

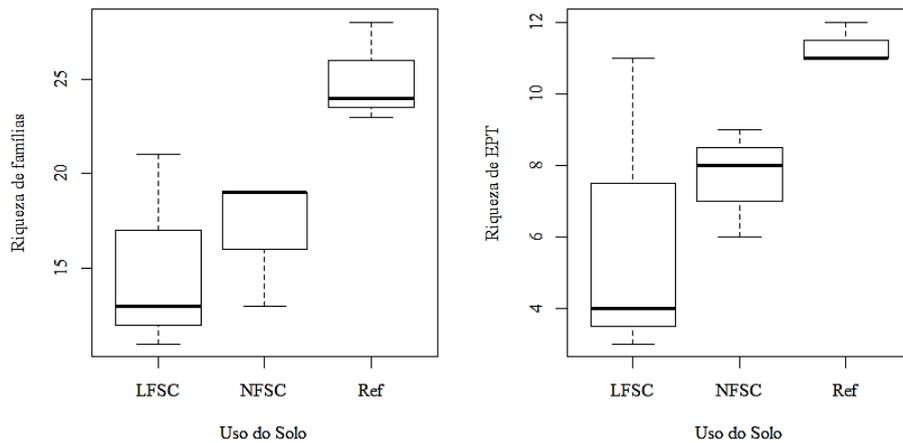


Figura. 5. Riqueza de famílias e de EPT nas diferentes categorias de uso e cobertura do solo na bacia do rio Dourados, MS.

A ordenação NMDS (**Figura 6**) sugere forte segregação de amostras entre riachos com diferentes usos e coberturas do solo, distinguindo principalmente o grupo de riachos Referência (REF1, REF2, REF3) em relação aos grupos de riachos inseridos em uso agrícola. Houve diferença significativa na composição de insetos aquáticos, entre os grupos de riacho ($r^2 = 0,65$; $p < 0,05$).

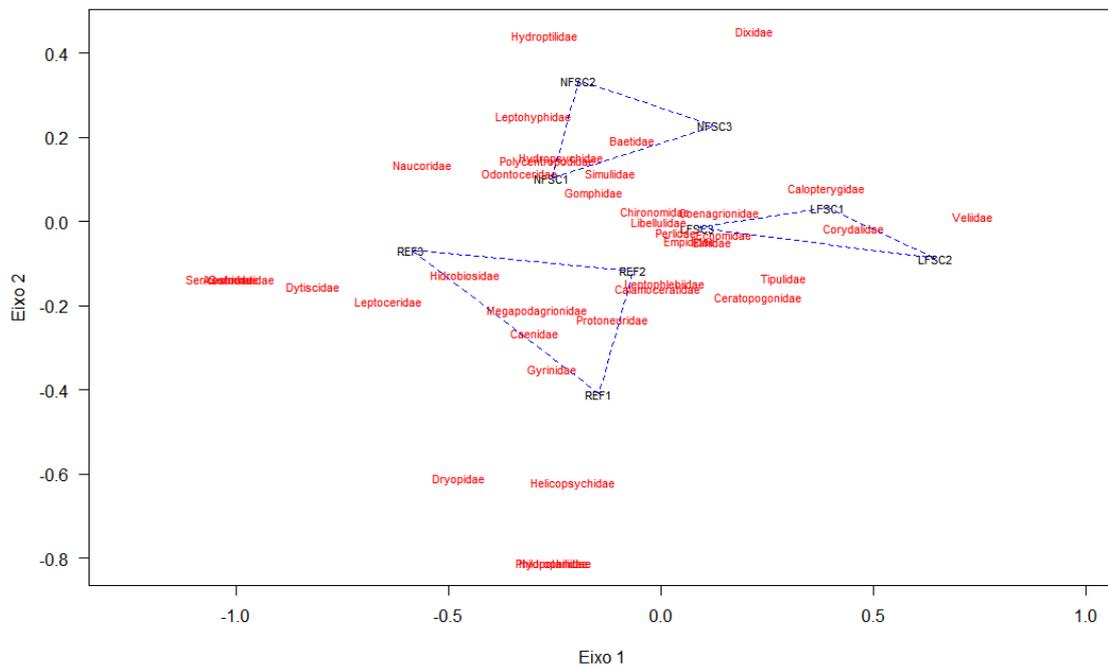


Figura 6. Ordenação NMDS das assembleias de insetos aquáticos amostrados em nove riachos da bacia do rio Dourados, MS.

A ordenação mostra correlação de determinadas famílias com os grupos de riachos. No eixo 1 ficaram agrupados principalmente os riachos REF no lado negativo, correlacionados com as famílias Megapodagrionidae, Hidrobiosidae, Caenidae, Calamoceratidae, Gyrinidae, Sericostomatidae e Leptophlebiidae, e riachos LFSC, no lado positivo, correlacionados com as famílias Calopterygidae, Corydalie, Chironomidae, Coenagrionidae, Libellulidae, Perlidae, Ecnomidae e Empididae. No eixo 2, ficaram agrupados principalmente os riachos REF, no lado negativo, correlacionados com as famílias citadas anteriormente, e no lado positivo o grupo NFSC, correlacionado com Baetidae, Leptohiphidae, Simuliidae, Hydropsychidae, Polycentropodidae, Odontoceridae, Gomphidae e Hydroptilidae.

Foi encontrada correlação significativa entre variáveis estruturais e a composição de insetos aquáticos ($r^2 = 0,79$; $p < 0,05$). Porém não foi encontrada correlação significativa entre as variáveis físico-químicas com a composição de insetos aquáticos ($r^2 = 0,38$; $p > 0,05$). A análise IndVal (Valor indicador individual), identificou significativamente apenas duas famílias para áreas florestais (REF): Calamoceratidae ($p < 0,05$) e Chironomidae ($p = 0,05$). Para as demais áreas nenhuma família foi correlacionada significativamente.

7. DISCUSSÃO

Nossos resultados indicam diferenças quanto as variáveis estruturais entre os grupos de riachos de acordo com o uso e cobertura do solo. Os principais substratos associados aos riachos REF foram folhiço e argila. Isso pode ser associado ao fato deste grupo de riachos apresentarem altas porcentagens de cobertura florestal na área das microbacias e 100% de presença florestal na zona ripária. Riachos com floresta ripária recebem matéria orgânica alóctone durante todo o ano, como folhas, galhos, frutos, principalmente de folhas, que podem vir a representar mais de 70% de toda matéria orgânica presente no substrato (GONÇALVES & CALLISTO, 2013).

A matéria orgânica fornecida pela floresta ripária serve como alimento para a maioria dos insetos aquáticos, que é consumida na forma de matéria orgânica particulada, sendo este recurso importante para o fluxo de energia nos ecossistemas aquáticos (NIN et al., 2009; YOSHIMURA, 2012). Além disso, a presença de floresta ripária nesses locais age como zona tampão impedindo a entrada de sedimentos no leito do canal (NAIMAN et al., 2005; TAMBOSI et al., 2015). Pode-se inferir que a floresta na bacia e na zona ripária existente nesses locais manteve o substrato inalterado, evitando a entrada de sedimentos, o que pode explicar a associação da argila aos riachos REF.

Os grupos de riachos NFSC e LFSC foram influenciados por fatores como maiores larguras, substrato predominante de areia e proliferação de algas. Nesses locais, em um passado não muito distante, havia o predomínio de pastagem para criação de gado, que se estendia até as margens dos riachos (PROJETO MAPBIOMAS, 2020). Posteriormente estas áreas foram convertidas para plantio de cana-de-açúcar, e as zonas ripárias deixaram de ser ocupadas para qualquer outra atividade, respeitando a largura mínima estabelecida por lei (30m) (Lei Nº 12.651, de 25 de Maio de 2012). Porém nessas zonas ripárias não foram tomadas medidas de reflorestamento, sendo apenas inutilizada para atividades agrícolas.

Os riachos NFSC apresentavam distinção dos riachos LFSC devido a presença de algas, essa diferença pode estar correlacionada com a ausência de floresta ripária nesses locais. Riachos sem floresta ripária recebem um aumento de incidência solar, causando o aumento na produção primária, com o crescimento de algas e também aumentando a temperatura (RICHARDSON & BÉRAUD, 2014).

A alta proporção de areia e cascalho na composição do substrato dos riachos foi observada tanto no grupo de riachos NFSC quanto no LFSC. Esse padrão pode estar correlacionado com a baixa percentagem ou ausência de floresta ripária nesses locais, que tornaram o solo exposto. De acordo com Beltrão et al (2009) a exposição do solo leva ao aumento na deposição de sedimentos ao substrato do leito de riachos. Embora a alta presença de areia tenha ocorrido em ambos os grupos de riachos, o riacho LFSC3 apresentou uma maior contribuição de folhiço se comparado aos demais riachos. Essa maior percentagem de folhiço pode estar relacionado com o fato desse local apresentar uma maior percentagem de floresta na zona ripária do que os demais riachos.

Os riachos presentes em áreas florestadas possuíam em geral margens mais estáveis devido a presença de vegetação, e barrancos mais altos, enquanto riachos em locais com pouca ou sem floresta ripária apresentavam margens com barrancos instáveis, e maiores larguras. A erosão pode ser um dos fatores que resultaram na ampliação da largura do canal, pois este processo afeta a estabilidade dos barrancos nas margens (SIMON & THOMAS, 2002).

Os riachos LFSC apresentaram uma maior proporção de floresta ripária em comparação aos riachos NFSC, ainda assim, essa proporção aparentemente não foi suficiente para evitar a grande entrada de sedimentação. Essa deposição de sedimento acaba por recobrir a maioria dos elementos estruturais do leito e, com isso, leva a redução da diversidade de habitats nos riachos (MOL & OUBOTER, 2004). A redução de habitats e

homogeneização de substrato combinada com as más condições da floresta ripária pode afetar a comunidade biótica, que é refletida através da simplificação da estrutura desses organismos nos córregos que possuem uso do solo para agricultura intensiva (SIEGLOCH et al., 2016).

Além de verificar as características estruturais e físico-químicas entre os grupos de riachos, verificamos também a composição das assembleias de insetos aquáticos nas áreas estudadas. As famílias mais abundantes encontradas neste estudo foram Chironomidae, Simuliidae, Baetidae, Elmidae e Leptophlebiidae.

Chironomidae representou a família mais abundante em todos os riachos. Este táxon apresenta alta capacidade de colonização e tolerância a distúrbios antropogênicos, permitindo que colonize todos os tipos de substratos durante todo o ano (SILVEIRA et al., 2006). Chironomidae tem sido relatada como a mais abundante nas comunidades de macroinvertebrados aquáticos amostradas em todo o mundo (FERRINGTON, 2008; ARSLAN et al., 2010). Apesar de Chironomidae geralmente ser classificado como tolerante, e associada a locais que apresentam impacto antrópico, neste estudo mostrou maior abundância em riachos preservados. Isto pode estar associado ao fato desta família apresentar espécies sensíveis que são encontrados em locais que apresentam alta integridade ambiental. Como observado por Corbi & Trivinho-Strixino (2008), que apontaram oito espécies de Chironomidae associados a córregos preservados e duas à córregos com presença de cana-de-açúcar, bem como a maior abundância desses organismos em riachos florestados.

Simuliidae esteve presente em todos os riachos amostrados, sendo mais abundante nos riachos REF2, REF3 e NFSC1. Esta família quando presente em condições favoráveis pode ocorrer em grandes quantidades, com densidades populacionais acima de 1 milhão de indivíduos/m² (CURRIE & ADLER, 2008). Simuliidae em sua fase imatura não apenas processam a matéria orgânica em ambientes lóticos, mas também são sensíveis aos impactos antropogênicos e, portanto, são excelentes indicadores de qualidade da água (CURRIE & ADLER, 2008).

Baetidae esteve presente principalmente em riachos com uso e cobertura do solo agrícola. Assim como Chironomidae, a família Baetidae apresenta entre seus representantes, espécies que variam entre tolerantes a sensíveis, sendo mais associada como um táxon tolerante (EVERAERT et al., 2014). Egler et al (2012) relatou que em riachos inseridos em áreas com atividades agrícolas houve uma redução da abundância e riqueza de insetos aquáticos, porém houve um aumento da abundância de Baetidae nesses locais.

Em Elmidae, tanto larvas e adultos vivem em ambientes com boa concentração de oxigênio, fatores como baixas concentrações de oxigênio, elevação da temperatura da água, e poluição dificultam a sobrevivência destes organismos, sendo esta família considerada uma excelente indicadora de qualidade da água (ELLIOTT, 2008). Neste estudo esta família ocorreu em todos os riachos amostrados, porém, sua maior abundância ocorreu nos riachos REF, que apresentavam uma maior integridade ambiental.

Leptoplhebiidae é uma família comumente encontrada em rios e córregos da América do Sul (DOMINGUEZ et al., 2006). A maioria dos Leptophlebiidae vivem associados a meso-habitats em áreas de deposição (como folhiço e sedimento fino) (DASILVA et al., 2010). Esse hábito pode ser associado ao riachos amostrados, sendo que a maior abundância dessa família se deu em riachos com alta presença de floresta ripária, onde há uma maior deposição de folhiço.

Outros táxons ocorreram apenas em áreas com presença de floresta, como Philopotamidae, Megapodagrionidae, Dryopidae Protoneuridae, Hydrophilidae e Sericostomatidae. Philopotamidae geralmente é encontrado associado a substratos de folhiço e raízes em rios e riachos com correnteza moderada ou forte (PES et al., 2014). Megapodagrionidae também apresenta alguns gêneros associados a folhiço em áreas de pouca correnteza (NEISS & HAMADA, 2014).

As espécies de Dryopidae não possuem capacidade de nado, vivendo geralmente agarradas à vegetação ou madeira submersa, sob pedras ou entre folhiço acumulado (KODADA & JÄCH, 2005). Imaturos de Protoneuridae geralmente estão associados a algum tipo de substrato, principalmente, aglomerados de raízes localizadas às margens do curso d'água ou folhiço, em áreas de meandros ou trechos com correnteza moderada a baixa (NEISS & HAMADA, 2014). Hydrophilidae em rios e riachos, normalmente estão associados à vegetação marginal, ao fundo arenoso e/ou pedregoso perto das margens, ao folhiço de fundo ou retido nas pedras (HANSEN 1991; CLARKSON & FERREIRA-JR, 2009). Tais características comportamentais podem ilustrar a razão desses grupos terem sido amostradas apenas nesses riachos que apresentaram maiores proporções de floresta nas bacias.

Outro táxon que chama atenção neste estudo é a família Calamoceratidae que embora não tenha sido exclusiva de áreas florestadas, apresentou uma abundância relativamente maior nessas áreas do que em áreas com uso e cobertura do solo agrícola. Assim como Sericostomatidae, esse grupo é classificado funcionalmente como fragmentador (MERRIT et al., 2008). Sendo natural que esteja associada a locais que

tenham maior aporte de material alóctone, como ocorre em riachos florestados. Apesar de serem consideradas famílias fragmentadoras, tanto Sericostomatidae como Calamoceratidae não foram tão abundantes, o que seria esperado pelo constante fornecimento de matéria vegetal advinda da floresta ripária, assim como ocorre em ambientes temperados. Irons et al. (1994) sugeriram que esse hábito alimentar pode ser menos importante em sistemas tropicais porque existem vias alternativas de decomposição para as folhas, como processamento microbiano mais rápido devido a temperaturas mais altas. Desse modo, a baixa proporção de insetos aquáticos fragmentadores parece ser um padrão geral em córregos tropicais (WANTZEN & WAGNER, 2006; LORION & KENEDY, 2009, SUGA & TANAKA, 2013).

Além de verificar os padrões de composição, também abordamos a influência do uso e cobertura do solo nas comunidades de insetos aquáticos, principalmente com relação as diferenças de riqueza taxonômica entre os riachos. Como citado acima, essas diferenças podem estar associadas às modificações no uso e cobertura do solo que levam a degradação dos riachos, modificando a morfologia do canal e a qualidade da água (FIERRO et al., 2017).

O plantio de cana-de-açúcar pode causar diversos impactos aos sistemas aquáticos e do solo, facilitando processos de erosão, sedimentação, enriquecimento de nutrientes e contaminação por pesticidas e metais pesados (MARTINELLI & FILOSO, 2008). Embora neste estudo estes parâmetros não tenham sido avaliados, sugere-se que tais fatores podem ter influenciado na estruturação das assembleias de insetos aquáticos nos riachos estudados. Desse modo, bacias que apresentaram o uso intensivo do solo para agricultura, principalmente de cana-de-açúcar, tiveram os índices de abundância, riqueza e EPT inferiores aos riachos florestados, novamente com exceção do riacho LFSC3, que apresentou valores de riqueza e EPT mais semelhantes aos riachos florestados do que aos demais riachos. Resultados semelhantes foram encontrados em outros trabalhos que abordaram as influências do uso e cobertura do solo em bacias hidrográficas (HEPP & SANTOS, 2008; EGLER et al., 2012; BERTASO et al., 2015; FIERRO et al., 2017).

De modo geral, riachos inseridos em matriz agrícola apresentam uma estruturação da comunidade mais simplificada (CASTRO et al., 2016). Isso também pode ser associado a qualidade de matéria fornecida ao leito desses riachos. Em áreas de cana-de-açúcar, plantas C_4 (gramíneas em geral, como pastagens e cana-de-açúcar) possuem baixa qualidade, e devido as suas características físicas ou químicas o consumo destes recursos

por invertebrados aquáticos é reduzido ou estes organismos podem selecionar outros recursos de maior qualidade (CLAPCOTT & BUNN, 2003).

Riachos alterados por pastagem ou cana-de-açúcar podem apresentar nichos tróficos sobrepostos, e os invertebrados acabam por possuírem hábitos alimentares mais generalistas. Por outro lado, grupos tróficos em riachos com vegetação nativa apresentam nichos tróficos mais estreitos com sobreposições menores, sugerindo maior especialização da comunidade (CASTRO et al., 2016).

Os riachos REF apresentaram os maiores valores de riqueza de insetos aquáticos e EPT. Podemos inferir baseado em nossos resultados que microbacias com altas percentagens de floresta na área de drenagem e na zona ripária mantém uma estrutura mais complexa na assembleia de insetos aquáticos em relação às áreas sujeitas às atividades agrícolas. Riachos com cobertura florestal acima de 70% podem apresentar uma melhor qualidade de água, bem como uma maior diversidade da comunidade de macroinvertebrados (IÑIGUEZ-ARMIJOS et al., 2014). Áreas que apresentam apenas pequenos fragmentos florestais não melhoram a qualidade da água e dificilmente melhoram a condição ecológica geral dos córregos (IÑIGUEZ-ARMIJOS et al., 2014).

A bacia do rio Dourados, onde estão inseridas as áreas deste estudo, apresentam baixas proporções de cobertura florestal, até mesmo nas zonas ripárias. Dentre os riachos aqui estudados, alguns possuíam apenas entre 6,9 a 35,3% de floresta nas zonas ripárias que estavam em estágios secundários e degradados. Estas baixas proporções de floresta ripárias não foram o suficiente para segurar a sedimentação dos canais, garantir a estabilidade dos barrancos e apresentar diversidade de habitats, o que refletiu na assembleia dos insetos aquáticos. Apesar da floresta ripária existente em alguns dos riachos, a assembleias de insetos aquáticos refletem os danos causados devido à conversão da floresta nativa em uso da terra agrícola (BERTASO et al., 2015). O que pode afetar a densidade populacional e abundância de macroinvertebrados, sendo estes reduzidos consideravelmente (LARSEN & ORMEROD, 2010).

Os resultados desse trabalho permitem destacar a importância da preservação e conservação das florestas ripárias em riachos de baixa ordem. Além disso, recomenda-se fortemente o uso de medidas de reflorestamento nas zonas ripárias em áreas de plantio de cana-de-açúcar e melhor manejo do solo nas vertentes das microbacias para impedir o carreamento de sedimentos. Tais recomendações proporcionariam melhores condições ecológicas para as comunidades aquáticas e para manutenção da qualidade de água nesses ambientes.

8. CONCLUSÃO

Concluimos que existem diferenças quanto à composição de insetos aquáticos em riachos com diferentes coberturas do solo. Observamos também que as características estruturais dos canais são influenciadas pelo uso e cobertura do solo tanto nas microbacias quanto nas zonas ripárias e que por sua vez, influenciam nas assembleias de insetos aquáticos. Não foram observadas relações claras das variáveis físico-químicas da água com o uso e cobertura do solo nem com a comunidade de insetos aquáticos.

Riachos inseridos em microbacias com maiores percentagens de floresta apresentam melhores condições ecológicas do que em bacias agrícolas, mesmo com as identificações em nível de família.

9. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADLER P. H.; FOOTITT, R. G. **Introduction**. In: *Insect Biodiversity: Science and Society*. Footitt R.G., Adler P.H (Eds). 2nd ed. vol.1. John Wiley & Sons; Hoboken, NJ, USA. p. 1–7, 2017.

ADLER, P.; COURTNEY, G. **Ecological and Societal Services of Aquatic Diptera**. *Insects*. vol. 10, p. 1-23, 2019.

ALLAN, J. D. **Landscapes and Riverscapes: The Influence of Land Use on Stream Ecosystems**. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*. vol. 35, p. 257–284, 2004.

AMÉDÉGNATO, C.; DEVRIESE, H. **GLOBAL DIVERSITY OF TRUE AND PYGMY GRASSHOPPERS (ACRIDOMORPHA, ORTHOPTERA) IN FRESHWATER**. *HYDROBIOLOGIA*. vol. 595, p. 535–543, 2008.

ARSLAN, N.; AYIK, Ö.; ŞAHIN, Y. **Diversity and structure of Chironomidae (Diptera) limnofauna of Lake Uluabat, a Ramsar Site of Turkey, and their relation to environmental variables**. *Turkish J Fish Aquat Sci*, vol.10, p. 315–322, 2010.

ASPÖCK, H.; HÖLZEL, H.; ASPÖCK, U. **Kommentierter Katalog der Neuropterida (Insecta: Raphidioptera, Megaloptera, Neuroptera) der Westpaläarktis**. *Denisia*, p. 1-606, 2001.

ASPÖCK, U. **Phylogeny of the Neuropteridae (Insecta: Holometabola)**. *Zool. Scr.* vol 31, p. 51-55, 2002.

- ASTUDILLO, M. R.; NOVELO-GUTIÉRREZ, R.; VÁZQUEZ, G.; GÁRCIA-FRANCO, J.; RAMÍREZ, A. **Relationships between Land Cover, Riparian Vegetation, Stream Characteristics, and Aquatic Insects in Cloud Forest Streams, Mexico.** *Hydrobiologia*. vol. 768, p. 167–181, 2016.
- BELTRAO, G. B. M.; MEDEIROS, E. S. F.; RAMOS, R. T. C. **Effects of riparian vegetation on the structure of the marginal aquatic habitat and the associated fish assemblage in a tropical Brazilian reservoir.** *Biota Neotrop.* vol. 9, p.37-43, 2009.
- BENNETT, A. M. **Global diversity of hymenopterans (Hymenoptera; Insecta) in freshwater.** *Hydrobiologia*. vol 595, p. 529–534, 2008.
- BERG, M. B. **Aquatic Insects, Classification.** *Encyclopedia of Inland Waters*, Elsevier. p. 128–131, 2009.
- BERNARDO, R.; LOURENZANI, W. L.; SATOLO, E. G.; CALDAS, M. M. **Analysis of the agricultural productivity of the sugarcane crop in regions of new agricultural expansions of sugarcane.** *Gest. Prod., São Carlos.* vol. 26, p. 1-10, 2019 .
- BERTASO, T. R. N.; SPIES, M. R.; KOTZIAN, C. B.; FLORES, M. L. T. **Effects of Forest Conversion on the Assemblages' Structure of Aquatic Insects in Subtropical Regions.** *Revista Brasileira de Entomologia.* vol. 59, p. 43–49, 2015.
- BIASI, C.; KÖNIG, R.; MENDES, V.; TONIN, A. M.; SENSOLO, D.; SOBCZAK, J. R. S.; CARDOSO, R.; MILESI, S. V.; RESTELLO, R. M.; HEPP, L. U. **Biomonitoramento das águas pelo uso de macroinvertebrados bentônicos: oito anos de estudos em riachos da região do Alto Uruguai (RS).** *PERSPECTIVA, Erechim.* vol, 34, p. 67-77, 2010.
- BIEGER, L.; CARVALHO, A.; STRIEDER, M.; MALTCHIK, L.; STENERT, C. **Are the streams of the Sinos River basin of good water quality? Aquatic macroinvertebrates may answer the question.** *Brazilian journal of biology = Revista brasleira de biologia.* vol 70, p. 1207-1215, 2010.
- BORDONAL, R. O.; CARVALHO, J. L. N.; FIGUEIREDO, E. B.; OLIVEIRA, B. G.; SCALA-JR, N. L.; LAL, R. **Sustainability of Sugarcane Production in Brazil. A Review.** *Agronomy for Sustainable Development.* vol. 38, p. 01-23, 2018.
- BRUNO, D.; BELMAR, O.; FERNÁNDEZ, D. S.; GUARESCHI, S.; MILLÁN, A.; VELASCO, J. **Responses of Mediterranean Aquatic and Riparian Communities to Human Pressures at Different Spatial Scales.** *Ecological Indicators.* vol. 45, p. 456-464, 2014.

CASTRO, D. M. P.; CARVALHO, D. R.; POMPEU, P. S.; MOREIRA, M. Z.; NARDOTO, G. B.; CALLISTO, M. **Land Use Influences Niche Size and the Assimilation of Resources by Benthic Macroinvertebrates in Tropical Headwater Streams**. PLOS ONE. vol. 11, p. 1-19, 2016.

CASTRO, S. S. D.; ABDALA, K.; SILVA, A. A.; BÔRGES, V. M. S. **A expansão da cana-de-açúcar no Cerrado e no Estado de Goiás: elementos para uma análise espacial do processo**. Boletim Goiano de Geografia, vol. 30, p. 171-190, 2010.

CLAPCOTT J. E.; BUNN S. E. **Can C4 plants contribute to aquatic food webs of subtropical streams?**. Freshw Biol. vol. 48, p. 1105–1116, 2003.

CLARKSON, B.; FERREIRA-JR, N. **Three new species of Hemiosus Sharp (Coleoptera: Hydrophilidae) and new state records of Hemiosus fittkaui Oliva and H. moreirai d’Orchymont from Brazil**. Zootaxa. vol. 2139, p. 61-68, 2009.

CORBI, J. J.; TRIVINHO-STRIXINO, S. **Relationship between sugar cane cultivation and stream macroinvertebrate communities**. Brazilian Archives of Biology and Technology. vol. 51, p. 569–579, 2008.

COURTNEY, G.; PAPE, T.; SKEVINGTON, J.; SINCLAIR, B. **Biodiversity of Diptera: Science and Society**. In Insect Biodiversity, Robert G. Foottit e Peter H. Adler (Eds). Wiley-Blackwell. vol. 1, pp.229-278, 2017.

COVER, M. R.; BOGAN, M. T. **Minor Insect Orders**. In: Thorp and Covich’s Freshwater Invertebrates, In: Thorp and Covich's Freshwater Invertebrates. Thorp, J.H.; ROGERS, D.C (Eds). p.1059-1072, 2015.

COVER, M. R.; RESH, V. H. **Global Diversity of Dobsonflies, Fishflies, and Alderflies (Megaloptera; Insecta) and Spongillaflies, Nevrorthids, and Osmylids (Neuroptera; Insecta)**. In: Freshwater Animal Diversity Assessment. Balian E.V., Lévêque C., Segers H., Martens K. (Eds). Hydrobiologia. vol 198, p. 409–417, 2008.

CUMMINS, K. W.; WILZBACH, M. A.; GATES, D. M.; PERRY, J. B.; TALIAFERRO, W. B. **Shredders and Riparian Vegetation**. BioScience. vol. 39, p. 24–30, 1989.

CURRIE, D. C.; ADLER, P. H. **“Global Diversity of Black Flies (Diptera: Simuliidae) in Freshwater”**. Hydrobiologia, vol. 595, p. 469–75, 2008.

DA-SILVA, E. R.; NESSIMIAN, J. L.; COELHO, L. B. N. **Leptophlebiidae ocorrentes no Estado do Rio de Janeiro, Brasil: habitats, meso-habitats e hábitos das ninfas (Insecta: Ephemeroptera)**. Biota Neotrop., Campinas , v. 10, n. 4, p. 87-93, 2010 .

- DEFANTE, L. R.; VILPOUX, O.; SAUER, L. **Evolução da produção de cana-de-açúcar no estado de Mato Grosso do Sul**. IGepec, Toledo. vol. 22, p. 150-169, 2018.
- DEWALT, R. E. OWER, G. D. **Ecosystem Services, Global Diversity, and Rate of Stonefly Species Descriptions (Insecta: Plecoptera)**. Insects. vol. 10, p. 1-13, 2019.
- DIJKSTRA, K. D.; MONAGHAN, M.; PAULS, S. **Freshwater Biodiversity and Aquatic Insect Diversification**. Annual Review of Entomology. vol. 59, p. 143–163, 2014.
- DOMÍNGUEZ, E.; MOLINERI, C.; PESCADOR, M. L.; HUBBARD, M. D.; NIETO, C. **Ephemeroptera of South America**. Moscow-Sofia: Pensoft; Volume 2. p. 1-646, 2006.
- DUFRENE, M.; LEGENDRE, P. **Species Assemblages and Indicator Species: The Need for a Flexible Asymmetrical Approach**. Ecological monographs. vol 67. p.345-366, 1997.
- EGLER, M.; BUSS, D.; MOREIRA, J.; BAPTISTA, D. **Influence of agricultural land-use and pesticides on benthic macroinvertebrate assemblages in an agricultural river basin in southeast Brazil**. Brazilian Journal of Biology. vol 72, p. 437–443, 2012.
- ELLIOTT, J. M. **“The Ecology of Riffle Beetles (Coleoptera: Elmidae)”**. Freshwater Reviews, vol. 1, , p. 189–203, 2008.
- EVERAERT, G.; NEVE, J. D.; BOETS, P.; DOMINGUEZ-GRANDA, L.; MERETA, S. T.; AMBELU, A.; HOANG, T. H.; GOETHALS, P. L. M.; THAS, O. **Comparison of the Abiotic Preferences of Macroinvertebrates in Tropical River Basins**. PLoS ONE, organizado por Syuhei Ban. vol. 9, p. 1-16, 2014.
- FENOGLIO, S.; TIZIANO, B.; CUCCO, M. **Small scale macroinvertebrate distribution in a riffle of a neotropical rainforest stream (Rio Bartola, Nicaragua)**. Caribbean Journal of Science. vol. 40, p 253-257, 2004.
- FERREIRA, A. S. G.; SILVA, H. C. M. P.; RODRIGUES, H. O. S.; SILVA, M.; ALBUQUERQUE-JUNIOR, E. C. **Occurrence and spatial-temporal distribution of herbicide residues in the Ipojuca River sub-basin, Pernambuco, Brazil**. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental. vol. 20, p. 1124-1128, 2016.
- FERRINGTON, E. J. **Global Diversity non-biting midges (Chironomidae; Insecta-Diptera) in freshwater**. Hydrobiologia. vol 595, p. 447-455, 2008.
- FIERRO, P.; BERTRÁN, C.; TAPIA, J.; HAUESTEIN, E.; PENÃ-CORTÉS, F.; VERGARA, C.; CERNA, C.; VARGAS-CHACOFF, L. **Effects of Local Land-Use on Riparian Vegetation, Water Quality, and the Functional Organization of**

Macroinvertebrate Assemblages. Science of The Total Environment. vol. 609, p. 724–734, 2017.

FLINT, O. S. **New Species and Records of Neotropical Sisyridae with Special Reference to Sisyra (Insecta: Neuroptera).** Proceedings of the Biological Society of Washington. vol. 119, p. 279–286, 2006.

FOCHETTI, R.; FIGUEROA, J. M. T. **Global Diversity of Stoneflies (Plecoptera; Insecta) in Freshwater.** Hydrobiologia. vol. 595, p. 365–377, 2008.

FROEHLICH, C.G. **Plecoptera.** In: Insetos do Brasil: Diversidade e Taxonomia. Rafael, J.A.; Melo, G.A.R., Carvalho, C.J.B., Casari, S.A.; Constantino, R. (eds.). Holos, Editora, Ribeirão Preto, SP., 810p, 2012.

FUESS, L. T.; RODRIGUES, I. J.; GARCIA, M. L. **Fertirrigation with Sugarcane Vinasse: Foreseeing Potential Impacts on Soil and Water Resources through Vinasse Characterization.** Journal of Environmental Science and Health. vol. 52, p. 1063–1072, 2017.

GONÇALVES, J. J. F.; CALLISTO, M. **Organic-matter dynamics in the riparian zone of a tropical headwater stream in Southern Brasil.** Aquatic Botany. vol. 109, p.8-13, 2013.

HAMADA, N.; AZEVÊDO, C. A. S. **Megaloptera.** In: Insetos do Brasil: diversidade e taxonomia. RAFAEL, J. A.; MELO, G. A. R.; CARVALHO, C. J. B. de; CASARI, S. A.; CONSTANTINO, R. (Eds.). Ribeirão Preto: Holos Editorap. 547-552, 2012.

HAMADA, N.; NESSIMIAN, J. L.; QUERINO, R. B. **Insetos aquáticos na Amazônia Brasileira: taxonomia, biologia e ecologia.** Manaus, INPA. 724 p, 2014.

HANSEN, M. **The Hydrophiloidea beetles, phylogeny, classification and revision of the genera (Coleoptera, Hydrophiloidea).** Biologiske Skrifter. vol 40, p. 1-367, 1991.

HAUER, F. R.; RESH, V. H. **Macroinvertebrates.** In: Methods in Stream Ecology. HAUER, F.R.; LAMBERTI, G.A. (Eds). 3 ed, Academic Press/Elsevier. vol. 1, p. 297–319, 2017.

HEPP, L. U.; RESTELLO, R. M.; MILESI, S. V. BIASI, C.; MOLOZZI, J. **Distribution of aquatic insects in urban headwater streams.** Acta Limnologica Brasiliensia. vol. 25, p. 1-9, 2013.

HEPP, L. U.; SANTOS, S. **Benthic communities of streams related to different land uses in a hydrographic basin in southern Brazil.** Environ Monit Assess. vol 157, p. 305-318, 2008.

HIEBER, M.; GESSNER, M. O. **Contribution of stream detritivores, fungi, and bacteria to leaf breakdown based on biomass estimates.** Ecology. vol. 83, p. 1026–1038, 2002.

HILSENHOFF, W. L. **Rapid Field Assessment of Organic Pollution with a Family-Level Biotic Index.** Journal of the North American Benthological Society. vol 7, p. 65–68, 1988.

<http://ephemeroptera.com.br/>. Date of access: □ January □□□□.

IÑIGUEZ–ARMIJOS, C.; LEIVA, A.; FREDE, H.G.; HAMPEL, H.; BREUER. **Deforestation and Benthic Indicators: How Much Vegetation Cover Is Needed to Sustain Healthy Andean Streams?.** PLoS ONE. vol. 9, p. 1-10 , 2014.

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

IVKOVIĆ, M.; WEISSMAIR, W. **Faunistics and distribution of aquatic Neuroptera in Croatia.** Nat. Croat. vol 20, p. 449–454, 2011.

JÄCH, M. A.; BALKE, M. **Global diversity of water beetles (Coleoptera) in freshwater.** Hydrobiologia. vol 595, p. 419–442, 2007.

JACOBSEN, D.; CRESSA, C.; MATHOOKO, J. M.; DUDGEON, D. **Macroinvertebrates: Composition, Life Histories and Production.** Tropical Stream Ecology. p. 65–105, 2008.

JACOMINI, A. E.; CAMARGO, P. B.; AVELAR, W. E. P.; BONATO, P. S. **Assessment of ametryn contamination in river water, river sediment, and mollusk bivalves in São Paulo State, Brazil.** Arch Environ Contam Toxicol. vol. 60, p. 452–461, 2011.

KALKMAN, V.; CLAUSNITZER, V.; DIJKSTRA, K.D.; ORR, A.G.; PAULSON, D.R. **Global Diversity of Dragonflies (Odonata) in Freshwater.** Hydrobiologia. vol. 595, p. 351–363, 2008.

KODADA, J.; JÄCH, M. A. **Dryopidae.** In: BEUTEL, R.G. & LESCHEN, R.A.B. (Eds), Coleoptera, Beetles: Morphology and Systematics (Archostemata, Adephaga, Myxophaga, Polyphaga partim) Handbuch der Zoologie, Band IV Arthropoda: Insecta Teilband 38. Walter de Gruyter, Berlin–New York. p. 496–508, 2005.

- KROLL, S.; OAKLAND, H. **A Review of Studies Documenting the Effects of Agricultural Best Management Practices on Physiochemical and Biological Measures of Stream Ecosystem Integrity.** *Natural Areas Journal*. p. 39-58, 2019.
- LADRERA, R.; BELMAR, O.; TOMÁS, R.; PRAT, N.; CAÑEDO-ARGÜELLES, M. **Agricultural Impacts on Streams near Nitrate Vulnerable Zones: A Case Study in the Ebro Basin, Northern Spain.** *PLOS ONE*, , vol. 14, p. 1-17, 2019.
- LARSEN, S.; ORMEROD, S. J. **Low-Level Effects of Inert Sediments on Temperate Stream Invertebrates.** *Freshwater Biology*. vol. 55, p. 476–486, 2010.
- LECCI, L. S.; FROEHLICH, C. G. **Guia on-line: Identificação de larvas de Insetos Aquáticos do Estado de São Paulo.** 2007.
- LENAT, D. R. **A biotic index for the southeastern United States: derivation and list of tolerance values, with criteria for assigning water quality ratings.** *J. N. Am. Benthol. Soc.* vol 12, p. 279–290, 1993.
- LORION C. M.; KENNEDY B. P. **Relationships between deforestation, riparian forest buffers and benthic macroinvertebrates in neotropical headwater streams.** *Freshw Biol.* vol 54, p.165–180, 2009.
- LUCIĆ, A.; PAUNOVIĆ, M.; TOMOVIĆ, J.; LUCIĆ, A.; PAUNOVIĆ, M.; TOMOVIĆ, J., KOVAČEVIĆ, S.; ZORIĆ, K.; SIMIĆ, V. **Aquatic Macroinvertebrates of the Sava River.** In: *The Sava River.* MILAČIČ, R.; ŠČANČAR, J.; PAUNOVIĆ (Eds). Berlin/Heidelberg. vol 31, p. 335–359, 2015.
- LYTLE, D. A. **Order Hemiptera.** Thorp and Covich's *Freshwater Invertebrates*, In: Thorp and Covich's *Freshwater Invertebrates*. Thorp, J.H.; ROGERS, D.C (Eds). p. 952-963, 2015.
- MALMQVIST, B.; ADLER, P. H.; KUUSELA, K.; MERRITT, R.W.; WOTTON, R.S. **Black flies in the boreal biome, key organisms in both terrestrial and aquatic environments: A review.** *Écoscience*. vol 11, p. 187–200, 2004.
- MARIANO, R.; FROEHLICH, C. G. **Guia on-line: Identificação de larvas de Insetos Aquáticos do Estado de São Paulo.** 2007.
- MARTINELLI, L. A.; FILOSO, S. **EXPANSION OF SUGARCANE ETHANOL PRODUCTION IN BRAZIL: ENVIRONMENTAL AND SOCIAL CHALLENGES.** *Ecological Applications*. vol. 18, p. 885–898, 2008.

MATO GROSSO DO SUL. Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Recursos Hídricos/Instituto de Meio Ambiente Pantanal. Gerência de Recursos Hídricos. **Bacia hidrográfica do rio Dourados: relatório de qualidade das águas superficiais – 1999 a 2004**. Campo Grande, MS, 2005.

MCCLUNEY, K. E.; POFF, N. L.; PALMER, M. A.; THORP, J. H.; POOLE, G. C.; WILLIAN, B. S.; WILLIAMS, M. R.; BARON, J. S. **Riverine macrosystems ecology: sensitivity, resistance, and resilience of whole river basins with human alterations**. *Frontiers in Ecology and the Environment*. vol. 12, p. 48-58, 2014.

MEADOR, M. R.; GOLDSTEIN, R. M. **Assessing Water Quality at Large Geographic Scales: Relations Among Land Use, Water Physicochemistry, Riparian Condition, and Fish Community Structure**. *Environmental Management*. vol. 31, p. 504–517, 2003.

MERRITT, R. W.; CUMMINS, K. W.; BERG, M. B. **An introduction to the aquatic insects of North America**. 4 ed. Iowa, Kendall Hunt Publishing, 2008.

MERRITT, R. W.; CUMMINS, K. W.; CAMPBELL, E. Y. **Uma Abordagem Funcional Para a Caracterização de Riachos Brasileiros**. In: *Insetos aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia*. HAMADA, N.; NESSIMIAN, J.L.; QUERINO, R.B (Eds). (Editora do INPA: Manaus, Brazil. p. 69-88, 2014.

METCALFE, J. L. **Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrates communities: history and present status in Europe**. *Environmental Pollution*. vol 60, p. 101-139, 1989.

MOL, J. H.; OUBOTER, P. E. **Downstream effects of erosion from small-scale gold mining on the instream habitat and fish community of a small neotropical rainforest stream**. *Conservation Biology*. vol. 18, p. 201–214, 2004.

MOREIRA, F. F. F.; BARBOSA, J. F.; RIBEIRO, J. R. I.; ALECRIM, V. P. **Checklist and distribution of semiaquatic and aquatic Heteroptera (Gerromorpha and Nepomorpha) occurring in Brazil**. *Zootaxa*. vol 2958, p.1-74, 2011.

MORSE, F.; FRANDBSEN, P. B.; GRAF, W.; THOMAS, J. A. **Diversity and Ecosystem Services of Trichoptera**. *Insects*. vol. 10, p. 01-25, 2019.

MORSE, J. C. **Biodiversity of aquatic insects**. In: *Insect Biodiversity: Science and Society*. Foottit, R.G., Adler, P.H (Eds). John Wiley & Sons: Hoboken, NJ, USA. vol. 1, p. 205–227, 2017.

- 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, 2010.
- NAIMAN, R. J.; DÉCAMPS, H.; MCCLAIN, M. E. **Riparia: ecology, conservation, and management of streamside communities**. Burlington, Elsevier Academic Press, 448p, 2005.
- NEISS, U. G., HAMADA, N. **Ordem Odonata**. In: Insetos aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia”. N. Hamada, N.; J. Luiz Nessimian, J. L.; e R. Barbosa Querino, R. B (Eds). INPA: Manaus, Brazil. p. 39-49, 2014.
- NESSIMIAN, J. L.; DA-SILVA, E. R.; COELHO, L. B. N. **Ordem Lepidoptera**. In: “Insetos aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia”. Hamada, N.; Nessimian, J. L.; Querino, R. B (Eds)N. Hamada, J. Luiz Nessimian, e R. Barbosa Querino (eds). INPA: Manaus, Brazil, p. 39-49, 2014.
- NIN, C. S, RUPPENTHAL, E. L.; RODRIGUES, G. G. **Produção de folhíço 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 Maringá. vol. 31, p. 263-271, 2009.
- OKSANEN, J.; BLANCHET, F. G.; FRIENDLY, M.; KINDT, R.; LEGENDRE, P.; MCGLINN, D.; MINCHIN, P. R.; O’HARA, R. B., SIMPSON, G. L.; SOLYMOS, P.; STEVENS, M. H. H.; SZOECS, E.; WAGNER, H. **Vegan: community ecology package**. In: R Package Version 2.5-5, 2019.
- PAPE, T.; BLAGODEROV, V.; MOSTOVSKI, M. **Order Diptera Linnaeus, 1758**. Zootaxa. vol. 3148, p. 222-229, 2011.
- PES, A. M., SANTOS, A. P., BARCELOS-SILVA, P., CAMARGOS, L. M. **Ordem Trichoptera**. In: “Insetos aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia”. N. Hamada, J. Luiz Nessimian, e R. Barbosa Querino (eds). INPA: Manaus, Brazil, p. 39-49, 2014.
- PES, A. M., SANTOS, A. P. M., BARCELOS-SILVA, P., CAMARGOS, L. M. **Ordem Trichoptera**. In: Insetos aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia. HAMADA, N.; NESSIMIAN, J. L.; QUERINO, R. B. (Eds.). Manaus: Editora do INPA, p. 391-434, 2014.

- PES, A. M.; 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. vol. 49, n. 2, p. 181-204, 2005.
- PINTO A. P. **Odonata in Catálogo Taxonômico da Fauna do Brasil.** PNUD. Disponível em: <<http://fauna.jbrj.gov.br/fauna/faunadobrasil/171>>. Acesso em: 23 Abr. 2020
- POLHEMUS, J. T.; POLHEMUS, D.A. **Global diversity of true bugs (Heteroptera; Insecta) in freshwater.** Hydrobiologia. vol 595, p. 379–391, 2008.
- PRIAWANDIPUTRA, W.; ZAKARIA, F. R. N.; PRAWASTI, T. S. **Aquatic Insect Community as Indicator of Water Quality Assessment in Situ Gede System, Bogor, Indonesia.** IOP Conf. Ser. Earth Environ. Sci. vol 197, p. 1-8, 2018.
- PROJETO MAPBIOMAS – Coleção [versão 4.1] da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil, acessado em [2020] através do link: <https://plataforma.mapbiomas.org/map> acessado em [2020]
- RAMÍREZ, A.; GUTIÉRREZ-FONSECA, P. **Functional feeding groups of aquatic insect families in Latin America: a critical analysis and review of existing literature.** Revista de Biología Tropical. vol. 62, p. 155-167, 2014.
- REZENDE, R. S.; SANTOS, A. M.; HENKE-OLIVEIRA, C.; GONÇALVES-JR, J. F. **Effects of Spatial and Environmental Factors on Benthic a Macroinvertebrate Community.** Zoologia (Curitiba). vol. 31, p. 426–434, 2014.
- RICHARDSON, J. S., BÉRAUD, S. **Effects of riparian forest harvest on streams: a meta-analysis.** Journal of Applied Ecology. vol 51, p. 1712–1721, 2014.
- RIVERA-GASPERÍN, S.; ARDILA-CAMACHO, A.; CONTRERAS-RAMOS, A. **Bionomics and Ecological Services of Megaloptera Larvae (Dobsonflies, Fishflies, Alderflies).** Insects. vol. 10, p. 1-14, 2019.
- ROCHE, K.; QUEIROZ, E.; RIGHI-CAVALLARO, K.; SOUZA, G. **Use of the BMWP and ASPT indexes for monitoring environmental quality in a neotropical stream.** Acta Limnologica Brasiliensia. vol 22. p. 105-108, 2010.
- RODRIGUES, V. M.; ARRUDA, E. P.; SANTOS, A. C. A.; COSTA, M. J. **Comparing two biological indexes using benthic macroinvertebrates: positive and negative aspects of water quality assessment.** Acta Limnol. Bras., Rio Claro. vol 28, p. 1-11, 2016.

ROSENBERG, D. M.; RESH, V. H. **Introduction to freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates**. In: Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates ROSENBERG, D. M.; RESH, V. H (eds.). Chapman & Hall, New York, p.1-9, 1993.

SALLES, F. F., MOLINERI, C., NIETO, C., LIMA, L. R. C., DIAS, L. C., BOLDRINI, R., MARIANO, R. DOMÍNGUEZ, E. **Ephemeroptera do Brasil**. Disponível em <http://ephemeroptera.com.br/> (acessado em 2020).

SALLES, F. F.; FERREIRA-JÚNIOR, N. **Habitat e hábitos**. In: Insetos aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia. HAMADA, N.; NESSIMIAN, J.L.; QUERINO, R.B (Eds). (Editora do INPA: Manaus, Brazil. p. 39-49, 2014.

SANTOS, M. R. **Estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos em riachos de baixa ordem, sob diferente grau de impacto antrópico, na bacia hidrográfica do Ribeirão das Antas (Planalto de Poço de Caldas, MG)**. Dissertação (Mestrado) – Pós-Graduação em Ecologia e Tecnologia Ambiental. Universidade Federal de Alfenas-MG, 2014.

SARTORI, M.; BRITAIN, J. E. **Order Ephemeroptera**. Thorp and Covich's Freshwater Invertebrates, Elsevier. p. 873–891, 2015.

SAULINO, H. H. L.; CORBI, J. J.; TRIVINHO-STRIXINO, S. **Aquatic insect community structure under the influence of small dams in a stream of the Mogi-Guaçu river basin, state of São Paulo**. Brazilian Journal of Biology = Revista Brasileira de Biologia. vol. 74, p. 79-88 , 2014.

SHABANI, I.; LIU, M.; YU, H.; MUHIGWA, J. B.; GENG, F. **Benthic macroinvertebrate diversity and functional feeding groups in relation to physicochemical factors in Sanjiang plain wetlands, Northeast China**. Applied Ecology and Environmental Research. vol 17, p. 11773-11788, 2019.

SHARIFINIA, M. **Macroinvertebrates of the Iranian running waters: a review**. Acta Limnol. Bras. vol. 27, p. 356-369, 2015.

SIEGLOCH, A. E.; SCHMITT, R.; SPIES, M.; PETRUCIO, M.; HERNÁNDEZ, M. I. M. **Effects of Small Changes in Riparian Forest Complexity on Aquatic Insect Bioindicators in Brazilian Subtropical Streams**. Marine and Freshwater Research. vol. 68, p. 519-527, 2016.

SILVA, K. W. S.; SANTOS, E. N.; MELO, M. A. D. **Aplicação dos índices biológicos Biological Monitoring Working Party e Average Score per Taxon para avaliar a**

qualidade de água do rio Ouricuri no Município de Capanema, Estado do Pará. Brasil. Rev Pan-Amaz Saude, Ananindeua. vol 7, p. 13-22, 2016.

SILVEIRA, M. P.; BUSS, D. F.; NESSIMIAN, J. L. BAPTISTA, D. F.. **Spatial and temporal distribution of benthic macroinvertebrates in a Southeastern Brazilian river.** Brazilian Journal of Biology, vol. 66, p. 623–632, 2006.

SIMON, A.; THOMAS, R. E. **Processes and Forms of an Unstable Alluvial System with Resistant, Cohesive Streambeds.** Earth Surface Processes and Landforms. vol. 27, p. 699–718, 2002.

SUBRAMANIAN, K .A.; BASU, S. **Insecta : HEMIPTERA (AQUATIC BUGS).** In: Current Status of Freshwater Faunal Diversity in India. CHANDRA, K.; GOPI, K.C.; RAO, D.V.; VALARMATHI, K.; ALFRED, J.R.B (Eds). Zool. Surv. India, Kolkata, p. 357-378, 2017.

SUGA, C. M.; TANAKA, M. O. **Influence of a Forest Remnant on Macroinvertebrate Communities in a Degraded Tropical Stream.** Hydrobiologia. vol. 703, p. 203–213, 2013.

SUHLING, F.; SAHLÉN, G.; GORB, S.; KALKMAN, V. J.; DIJKSTRA, K. D.; VANTOL, J. **Order Odonata.** In: Thorp and Covich's Freshwater Invertebrates. THORP, J.H.; ROGERS, D.C (Eds). p. 893–932, 2014.

TAMBOSI, L. R.; VIDAL, M. M.; FERRAZ, S. F. B.; METZGER, J. P. **Funções ecológicas das florestas nativas e o Código Florestal.** Estudos Avançados. vol. 29, p. 151–62, 2015.

TOKESHI, M.; ARAKAKI, S. **Habitat complexity in aquatic systems: fractals and beyond.** Hydrobiologia. vol. 685, p. 27-47, 2012.

USME, J. J.; PINILHA, G. A.; RANGEL-CHURIO, J. O.; CASTRO, M. I.; CAMACHO-PINZÓN, D. L. **Biomass of macroinvertebrates and physicochemical characteristics of water in an Andean urban wetland of Colombia.** Brazilian Journal of Biology. vol. 75, p. 180–190, 2015.

VANNOTE, R. L.; MINSHALL, G. W.; CUMMINS, K. W. ; SEDELL, J. R.; CUSHING, C. E. **The River Continuum Concept.** Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences vol. 37, n° 1, p. 130-137, 1980.

VELASCO, A.; RODRÍGUEZ, J.; CASTILLO, R.; ORTÍZ, I. **Residues of organochlorine and organophosphorus pesticides in sugarcane crop soils and river water.** J Environ Sci Health. vol. 47, p. 833–841, 2012.

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

WARREN, N.; ALLAN, I. J.; CARTER, J. E.; HOUSE, W. A.; PARKER, A. **Pesticides and other microorganic contaminants in fresh water sedimentary environments - a review.** Appl Geochem. vol. 18, p. 159–194, 2003.

WHITE, D. S. **Coleoptera (Beetles) in Aquatic Ecosystems.** Encyclopedia of Inland Waters, Elsevier. p. 144–156, 2009.

WIGGINS, G. B. **Caddisflies: Architects Under Water.** American Entomologist. vol. 53, p. 78–85, 2007.

WISSINGER, S. A.; PERCHIK, M. E.; KLEMMER, A. J. **Role of animal detritivores in the breakdown of emergent plant detritus in temporary ponds.** Freshw. Sci. vol. 37, p. 826–835, 2018.

YORULMAZ, B.; SUKATAR, A.; BARLAS, M. **Comparative analysis of biotic indices for evaluation of water quality of Esen river in South-West Anatolia, Turkey.** Fresenius Environmental Bulletin. vol 24, p. 178-194, 2015.

YOSHIMURA, M. **Effects of Forest Disturbances on Aquatic Insect Assemblages: Forest Disturbances and Aquatic Insects.** Entomological Science. vol. 15, p. 145–154, 2012.

10. ANEXO

Tabela 11. Grupos funcionais de alimentação das famílias de insetos aquáticos

Família	Grupo funcional de alimentação
Ephemeroptera	
Baetidae	Geralmente CG
Leptohiphidae	CG , alguns Ft
Leptophlebiidae	Geralmente CG, alguns Ft e Sc facultativo
Caenidae	CG
Trichoptera	

Hydropsychidae	Geralmente Ft, alguns Pr
Polycentropodidae	Geralmente Ft, alguns Pr facultativos
Hidrobiosidae	PR
Sericostomatidae	Geralmente Sh
Calamoceratidae	Geralmente Sh-dt e Sc
Leptoceridae	CG e Ft, Sh-Hb, Sc, Pr
Philopotamidae	Geralmente Ft obrigatório
Helicopsychidae	Sc obrigatório
Odontoceridae	Geralmente Sh
Ecnomidae	Ft?
Hydroptilidae	Geralmente Pc-hb, Sc, CG
Plecoptera	
Perlidae	Pr
Odonata	
Aeshnidae	Pr
Libellulidae	Pr
Coenagrionidae	Pr
Calopterygidae	Pr
Megapodagrionidae	Pr
Protoneuridae	Pr
Gomphidae	Pr
Diptera	
Chironomidae	CG, Ft, Pr
Simuliidae	Geralmente Ft obrigatório, alguns Sc, Pr e CG facultativo
Ceratopogonidae	Geralmente Pr, alguns CG e Sc facultativo
Tipulidae	Geralmente Sh-dt. CG
Empididae	Geralmente Pr
Dixidae	CG
Coleoptera	
Elmidae	Geralmente CG, Sc, Sh-Hb (L e A)
Gyrinidae	Geralmente Pr (L e A)
Hydrophilidae	Geralmente Pr (L). Geralmente CG (A)
Dytiscidae	Geralmente Pr (L e A)

Dryopidae Geralmente Sh-hb (L). Geralmente Sc, Sh-Hb (A)

Hemiptera

Naucoridae Pr

Gerridae Pr

Veliidae Pr

Megaloptera

Corydalidae Pr

A=Adulto, L=Larva, CG=Collectors-Gatherers (Coletor-catador), Ft= Filters (filtrador), Pr=Predators (predador), Pc=Piercers (perfurador), Sh=Shredders (fragmentador), Sc=Scrapers (raspador). Dt=Detritívoro; Hb=Herbívoro. *Tabela disponível em Ramírez e Gutiérrez-Fonseca (2014)



Figura 7. Fotos dos riachos REF na bacia do rio Dourados.

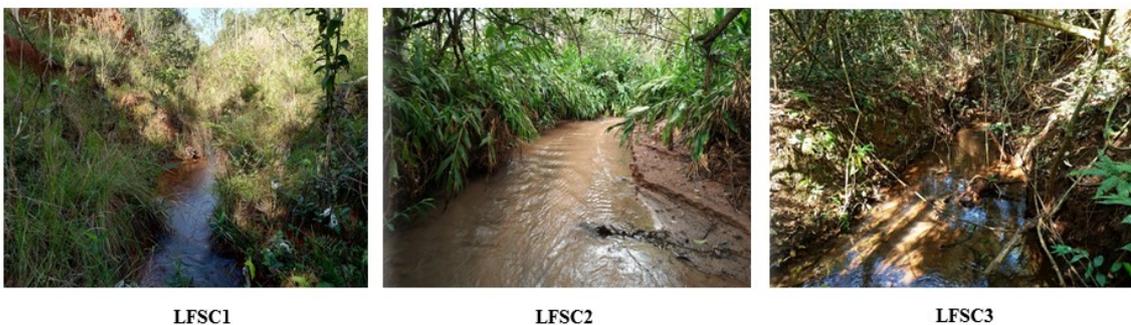


Figura 8. Fotos dos riachos LFSC na bacia do rio Dourados.



NFSC1



NFSC2



NFSC3

Figura 9. Fotos dos riachos NFSC na bacia do rio Dourados.