



**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE SANTA CRUZ
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SISTEMAS AQUÁTICOS TROPICAIS**

IAN BARAÚNA MENDES

A DENSIDADE DE VEGETAÇÃO CILIAR TEM EFEITO SOBRE A DIVERSIDADE DE INSETOS AQUÁTICOS? UM TESTE PARA TRÊS DRENAGENS COM USO POR PASTAGEM NO MUNICÍPIO DE ALMADINA (SUL DA BAHIA)

**ILHÉUS/BAHIA
2016**

IAN BARAÚNA MENDES

A DENSIDADE DE VEGETAÇÃO CILIAR TEM EFEITO SOBRE A DIVERSIDADE DE INSETOS AQUÁTICOS? UM TESTE PARA TRÊS DRENAGENS COM USO POR PASTAGEM NO MUNICÍPIO DE ALMADINA (SUL DA BAHIA)

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Sistemas Aquáticos Tropicais, como parte dos requisitos para o título de *Magister Scientiae*

Linha de pesquisa: Ecologia de Comunidades e Ecossistemas Aquáticos Tropicais

Orientadora: Prof. Dr^a. Maria Eugênia Bruck de Moraes

**ILHÉUS/BAHIA
2016**

M538

Mendes, Ian Baraúna.

A densidade de vegetação ciliar tem efeito sobre a diversidade de insetos aquáticos? Um teste para três drenagens com uso por pastagem no município de Almadina (Sul da Bahia) / Ian Baraúna Mendes. – Ilhéus, BA: UESC, 2016.

34 f.: il.; anexos.

Orientadora: Maria Eugênia Bruck de Moraes.
Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual de Santa Cruz. Programa de Pós-Graduação em Sistemas Aquáticos Tropicais.

Inclui referências.

1. Recursos hídricos. 2. Pastagens. 3. Inseto aquático. 4. Água – Qualidade. I. Título.

CDD 333.91

*Ao meu pai, Eduardo; mãe, Célia; irmã,
Ila; e a memória de Elinsmar Vitória
Adorno dedico este trabalho.*

AGRADEÇO

Ao povo brasileiro, que através do pagamento de impostos, financiou este trabalho assim como financia a maior parte das pesquisas das Universidades Públicas do país.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CAPES) pela concessão de bolsa.

A professora Maria Eugênic Bruck de Moraes por ter aceitado me orientar.

A Universidade Estadual de Santa Cruz e aos membros do Programa de Pós-Graduação em Sistemas Aquáticos Tropicais pela cordialidade e prestação de serviços ao longo da etapa.

A Elinsmar Vitória Adorno (em memória), que em plena luta pela vida nunca hesitou em me orientar, participar da minha formação e construir um trabalho comigo. Minha eterna gratidão e carinho a você amigo e irmão. Estará eternamente no meu coração.

A Mirian Cristina de Almeida pela amizade, apoio incondicional, dedicação e paciência. Sem você teria sido mais complicado ainda e talvez não saísse. Guardarei eternamente nossas risadas e conversas. Obrigado por ter acreditado mais do que eu em diversos momentos, que concluiria o trabalho; pelo convívio e conversas além do superficial. Minha gratidão, lembrança e carinho por você também serão eternos.

Aos professores Francisco de Paula e Sérgio Sonoda por terem aceitado contribuir na minha formação, participado, sugerido, criticado e acima de tudo, me apoiado muito.

A comunidade da Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia (Jequié) e as pessoas de Jequié pelos momentos vividos e compartilhados.

A educada população da pequena, simpática e receptiva cidade de Almadina, especialmente ao então secretário de Agricultura José Neto e sua companheira Glória pela amizade especial, atenção e carinho, pelos almoços maravilhosos.

Ao melhor padeiro do sul do Estado, Nailton e a sua inteligente, comunicativa e esforçada companheira Rejane. Grato pelos maravilhosos momentos compartilhados.

As amizades construídas nas passagens por Ilhéus e Jequié. Aos companheiros e companheiras das repúblicas pelo convívio.

Aos meus pais e irmã, por me proporcionarem os estudos e me ensinarem o caráter libertador e revolucionário da educação e do conhecimento como um todo.

A todas as pessoas que me ajudaram, torceram, escutaram e me ajudaram de qualquer maneira (pensamentos, olhares, falas) durante esta etapa.

A Deus, pelo dom da vida, pela força diária, saúde e por permitir que continue a caminhada.

"Derrota após derrota até a vitória final." (Che Guevara)

"Por um mundo onde sejamos socialmente iguais, humanamente diferentes e totalmente livres."

(Rosa Luxemburgo)

RESUMO

A DENSIDADE DE VEGETAÇÃO CILIAR TEM EFEITO SOBRE A DIVERSIDADE DE INSETOS AQUÁTICOS? UM TESTE PARA TRÊS DRENAGENS COM USO POR PASTAGEM NO MUNICÍPIO DE ALMADINA (SUL DA BAHIA)

A gestão dos recursos hídricos é uma das maiores preocupações da sociedade contemporânea. A forma e a utilização do seu consumo em face de uma necessidade crescente de conservação e proteção aumentam a necessidade de políticas públicas eficientes e integradas. O uso e ocupação do solo pela vegetação ciliar em detrimento da pastagem interfere na estabilidade das margens, na disponibilidade de material alóctone e na interceptação e absorção da radiação solar, interferindo nas comunidades de insetos aquáticos. O estudo testa se a densidade de vegetação ciliar tem efeito sobre a comunidade de insetos aquáticos, sobre os grupos funcionais de alimentação e aplica o índice BMWP para avaliar a qualidade da água em nove trechos amostrados, caracterizados em áreas sem vegetação ciliar, com remanescentes florestais e cabruca. A amostragem foi feita por transecto linear, delimitando-se 100 metros e subdividindo-o em 20 segmentos de 5 metros. As variáveis físicas e químicas amostradas foram pH, turbidez, condutividade elétrica e oxigênio dissolvido. Para testar os efeitos dos tratamentos de vegetação sobre a abundância e número de ordens e famílias de insetos foram testadas análises de variância. Foram identificados 1,295 indivíduos, correspondentes a nove ordens de insetos. Não houve diferença na abundância entre os tratamentos de vegetação e nenhuma ordem de insetos apresentou diferença entre os tratamentos. Coletor e predador foram os grupos funcionais de alimentação mais representativos. Em relação a qualidade da água segundo o índice biótico, o trecho sem vegetação ciliar do rio Almada apresentou o maior valor. As comunidades de insetos aquáticos não foram estruturadas em função dos tratamentos de vegetação.

Palavras-chave: Gestão de recursos hídricos. Pastagem. Insetos aquáticos.

ABSTRACT

THE RIPARIAN VEGETATION'S DENSITY HAS EFFECTS OVER THE DIVERSITY OF AQUATIC INSECTS? A TEST FOR THREE DRAINAGES WITH USAGE BY PASTURE IN THE CITY OF ALMADINA (SOUTHERN BAHIA)

The management of water resources is one of the major concerns of the modern society. The way and use of its consumption in front of a growing need for protection and preservation increases the needs of efficient and integrated public policies. The use and occupation of the soil by riparian vegetation interfere at the stability of the river's banks, availability of allochthonous material and the interception and absorption of solar radiation, interfering with aquatic insects' communities. This study tests if the riparian vegetation's density has effect over the aquatic insects' community and the functional feeding groups and applies the BMWP index to evaluate the water's quality at nine sampled locations, featured at areas without riparian vegetation, with forest remains and cabruca. The sampling was made by linear transect, delimiting 100 meters and subdividing it in 20 segments of 5 meters. The physical and chemical variables sampled were pH, conductivity, turbidity and dissolved oxygen. To test the effects of types of vegetation over the abundance and number of orders and families of insects, analysis of variance were tested. 1,295 individuals were identified, corresponding to nine orders of insect. No differences were found on the number and order of insects between the types of vegetation. Collector and predator were the most representative functional feeding groups. In Relation to the water's quality according the biotic index, the section without riparian vegetation of Almada's river presented the highest value. The aquatic insects' community were not structured due to types of vegetation, just as functional feeding groups.

Keywords: Water resources management. Pasture. Aquatic insects.

LISTA DE FIGURA

Figura 1. Tratamento de vegetação no rio Almada. a) sem vegetação ciliar. b) vegetação ciliar rala. c) vegetação ciliar densa.....	08
Figura 2. Tratamento de vegetação no rio Palmeiral. a) sem vegetação ciliar. b) vegetação ciliar rala. c) vegetação ciliar densa.....	09
Figura 3. Área de estudo, tratamentos de vegetação e pontos de coleta	11
Figura 4. Coleta de insetos aquáticos com rede D em vegetação marginal	12
Figura 5. Estruturação dos tratamentos de vegetação em função da composição e abundância de insetos aquáticos nas drenagens.....	17
Figura 6. Agrupamento dos tratamentos de vegetação em função das abundâncias dos grupos funcionais	20

LISTA DE TABELA

Tabela 1. Distribuição dos substratos amostrados nos tratamentos de vegetação ciliar.....	12
Tabela 2. Índice biótico BMWP' utilizado para avaliação da qualidade da água.....	14
Tabela 3. Número de família e abundância das ordens de insetos aquáticos nos tratamentos de vegetação	16
Tabela 4. Variáveis físico-químicas da água com a abundância e o número de família de insetos aquáticos nos tratamentos de vegetação	18
Tabela 5. Abundância total e relativa (%) dos grupos funcionais de alimentação por trecho de tratamento de vegetação	19
Tabela 6. Abundância dos grupos funcionais de alimentação e número de famílias de GFA em função dos tratamentos de vegetação	19
Tabela 7. Classificação dos trechos estudados segundo o índice BMWP'	21

LISTA DE ABREVIATURA

ANOVA - Análise de variância

BMWP - Biological Monitoring Working Party

CONAMA - Conselho Nacional de Meio Ambiente

GFA - Grupo funcional de alimentação

MANOVA - Análise multivariada de variância

ORP - Potencial de oxi-redução

pH - potencial Hidrogeniônico

PMGRH - Plano municipal de gestão dos recursos hídricos

PNRH - Política Nacional de Recursos Hídricos

SVC - Sem vegetação ciliar

TDS - Total de sólidos dissolvidos

UESB - Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia

VCD - Vegetação ciliar densa

VCR - Vegetação ciliar rala

SUMÁRIO

RESUMO	v
ABSTRACT	vi
LISTA DE FIGURA	vii
LISTA DE TABELA	viii
LISTA DE ABREVIATURA	ix
1. INTRODUÇÃO	01
2. MATERIAL E MÉTODO	06
2.1. Área de estudo.....	06
2.2. Caracterização e localização dos pontos de coleta.....	07
2.2.1. Rio Almada.....	07
2.2.2. Rio Palmeiral.....	08
2.2.3. Rio Jacutinga.....	10
2.3. Delineamento amostral.....	10
2.4. Amostragem biológica.....	11
2.5. Variáveis físicas e químicas da água.....	13
2.6. Grupos funcionais de alimentação (GFA).....	13
2.7. Biological Monitoring Working Party (BMWP).....	13
2.8. Análises quantitativas.....	14
3. RESULTADOS	15
3.1. Diversidade taxonômica das comunidades de insetos aquáticos.....	15
3.2. Grupos funcionais de alimentação.....	18
3.3. Índice Biological Monitoring Working Party.....	20
4. DISCUSSÃO	21
5. CONCLUSÃO	25
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	26
ANEXOS	33

1. INTRODUÇÃO

O uso indiscriminado dos recursos hídricos, em contraposição a necessidade crescente de sua conservação e proteção é um desafio amplamente discutido e almejado para o alcance do desenvolvimento sustentável (ANA, 2013), uma vez que os impactos sobre os ecossistemas aquáticos são uma das maiores preocupações da sociedade contemporânea, enquanto a demanda pela água aumenta em todas as esferas e a disponibilidade e a potabilidade tornam-se fatores preocupantes, somando-se a isso a gestão ineficiente dos recursos hídricos no país (QUEIROZ; SILVA; TRIVINHO-STRIXINO, 2008; TUNDISI, 2008). Consequentemente à expansão dos centros urbanos e a diversificação dos usos da água, ampliam-se as formas de poluição e contaminação dos recursos hídricos, exigindo, por sua vez, abordagens práticas, rápidas e eficientes de avaliação de sua qualidade (CALLISTO et al., 2012).

Neste sentido, uma das diretrizes gerais da Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH) determina a articulação do planejamento de recursos hídricos de forma integrada nos esforços de todos os entes federativos, cabendo, portanto, também aos Estados e Municípios a responsabilidade da gestão. Em nível de Administração Pública, os municípios estão na base da gestão dos recursos hídricos, e assim como a maior parte na Bahia, Almadina não possui Plano Municipal de Gestão dos Recursos Hídricos (PMGRH) em conformidade com as legislações Estadual e Federal.

No contexto das áreas desmatadas, a retirada da vegetação ciliar em decorrência de atividades agropecuárias é uma das maiores preocupações para o manejo e gestão dos recursos hídricos (PORTO; PORTO, 2008; TUCCI, 2008; CAVENAGE et al., 1999). O desmatamento da vegetação ciliar nativa, que do ponto de vista de hábitat, compreende uma faixa de transição entre os ecossistemas terrestres e aquáticos, tem como consequência direta e imediata a degradação dos recursos hídricos (ARCOVA; CICCO, 1999). A importância da conservação deste ecótono para um manejo e gestão eficientes dos recursos hídricos baseia-se na sua relação com a estabilidade das margens dos rios (DONADIO; GALBIATTI; DE PAULA, 2005); na disponibilidade de material alóctone (CORBI; TRIVINHO-STRIXINO, 2008); ciclagem de nutrientes e absorção de minerais pelo solo (CANDIDO et al., 2010); no fornecimento de matéria orgânica, interceptação e absorção de radiação solar, resultando na manutenção da temperatura dos cursos d'água (FRITZSONS et al., 2005); e na

disponibilidade de hábitat e recurso alimentar aos organismos a ela associados (SIQUEIRA; TRIVINHO-STRIXINO, 2005).

Alterações no uso do solo devido ao aumento da pastagem interferem negativamente na dinâmica (fatores físicos, químicos e biológicos) dos ecossistemas aquáticos, uma vez que, regiões com solos expostos são mais susceptíveis ao processo erosivo, a lixiviação excessiva de nutrientes, pois o mesmo tende a compactação devido ao pisoteio intensivo de gado e a diminuição da capacidade de infiltração de água (TORRES; BARROS; LIMA, 2014; PARENTE; MAIA, 2011; FERREIRA; TAVARE-FILHO; FERREIRA, 2010; DONKOR et al., 2001). A interação desses fatores relaciona-se direta e indiretamente a estrutura das comunidades aquáticas, pois influencia na disponibilidade de hábitats e recursos para os organismos, já que as alterações são filtros ambientais e refletem na composição, abundância e riqueza de táxons como os insetos aquáticos (JUNEN et al, 2014; MARQUES; ALMEIDA; GATO, 2011; MOLOZZI; FRANÇA; ARAUJO, 2011).

O efeito do uso do solo sobre a diversidade dos insetos aquáticos apresenta algumas respostas como a maior representação, em termos de abundância e/ou riqueza de famílias de Diptera, Ephemeroptera, Coleoptera e Odonata, em áreas sem ou com vegetação ciliar; enquanto, Plecoptera, Trichoptera e Megaloptera predominam em ambientes com vegetação ciliar, tanto em abundância quanto em riqueza de famílias (SURIANO; FONSECA-GESSNER, 2013; REZENDE; DOS SANTOS; GONÇALVES-JUNIOR, 2012). Entretanto, táxons como Coleoptera e Hemiptera podem apresentar menor número de famílias em áreas florestadas em relação as de pastagem, enquanto Diptera, Odonata, Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera não se diferenciam; além de Trichoptera poder ser mais representativo com Diptera em áreas com pastagem, e juntamente com Ephemeroptera em cultivos agrícolas (EGLER; BUSS; MOREIRA, 2012).

Por outro lado, a influência do uso do solo sobre as comunidades de Ephemeroptera e Trichoptera também pode não apresentar diferenças na abundância em áreas com pastagem e florestadas, enquanto o número de famílias de ambos os táxons é maior nestas áreas (MONTEIRO DO AMARAL; SILVEIRA; ROSA, 2015). Apesar de as ordens Diptera, representada geralmente pela família Chironomidae, e Ephemeroptera serem mais abundantes nas diversas fitofisionomias, áreas com cultivos de cana-de-açúcar em regiões de pastagem, culturas permanentes e de remanescentes de vegetação natural também podem apresentar elevadas abundâncias de Trichoptera (SONODA; ORTEGA; VETORAZZI, 2011).

As águas continentais cobrem menos de 1% da superfície terrestre e apresentam 10% das espécies animais, das quais 60% é composta por insetos (DIJKSTRA; MONAGHAN;

PAULS, 2014). Nestes ambientes, eles apresentam uma ampla diversidade de relações tróficas (CUMMINS; MERRIT; ANDRADE, 2005; CUMMINS, 1973), hábitos e colonizam os diversos substratos (FIDELIS; NESSIMIAN; HAMADA, 2008). Todos estes fatores determinam a sua abundância e distribuição ao longo do contínuo de drenagens, principalmente associados a entrada de luminosidade e material vegetal alóctone (VANNOTE et al., 1980). A grande diversidade fisiológica, morfológica e comportamental associada a história de vida do grupo determinam uma grande variedade de tolerância a diferentes graus e formas de poluição e contaminação. Portanto, o efeito gerado por conta da retirada da vegetação ciliar nativa em detrimento da pastagem pode ser testado pelos insetos aquáticos (CORBI; TRIVINHO-STRIXINO, 2008).

A intensa substituição do cultivo do cacau através do sistema agroflorestal cacau-cabruca, no qual o cacauzeiro é cultivado sob a sombra de árvores remanescentes de Mata Atlântica, em áreas para a pastagem é uma dinâmica comum em muitos municípios na região sul da Bahia. Segundo Franco (2011a), este processo foi intenso na bacia hidrográfica do rio Almada, especificamente no município de Almadina, onde várias drenagens apresentam uma grande fragilidade e vulnerabilidade ambiental. Monteiro do Amaral et al. (2015) testando os efeitos da pastagem sobre a diversidade de insetos aquáticos demonstraram que a maioria dos táxons encontrados em áreas florestadas encontram-se também em áreas de pastagem, mas nestes ambientes apresentam maior abundância e menor riqueza.

A bioindicação é utilizada comumente na América do Norte e Europa (SUBRAMANIAN; SIVARAMAKRISHNAN, 2007) desde meados do século XX, porém, no Brasil ainda é pouco explorada (MARTINS; OLIVEIRA; SALCEDO, 2014). Esta técnica apresenta-se como uma alternativa rápida e prática de avaliação por relacionar as variáveis físicas e químicas da água aos organismos associados a essas condições, de forma integrada (através de índices multimétricos), testando diferentes métricas de avaliação para a análise das respostas das comunidades aquáticas aos efeitos provocados pelas ações antrópicas (NUNES; DONCATO; PERAZZO, 2015; KUHLMANN; JOHNSCHER-FORNASARO; OGURA, 2012; GONÇALVES; MENEZES, 2011). Abundância e riqueza (CAVACA; CARVALHO; SRBEK-ARAÚJO, 2014), Grupos Funcionais de Alimentação - GFA (CALLISTO; ESTEVES, 1998) e índices bióticos (PARANÁ, 2016; SILVA; FAVERO; SABINO, 2011; MONTEIRO; OLIVEIRA; GODOY, 2008) são algumas das métricas que integram essa perspectiva de avaliação ecológica.

Uma comunidade largamente utilizada para testar os efeitos dos impactos antrópicos sobre os ecossistemas aquáticos límnicos é a de insetos, já que apresenta vantagens inerentes

e associada: a distribuição heterogênea dos organismos nos ambientes (associados a diversos substratos e condições ambientais) (SALLES; FERREIRA-JUNIOR, 2014; KIKUCHI; UIEDA, 2005), formação de comunidades taxonomicamente diversas e com ciclo de vida longo (comparado ao fito e zooplâncton) (GOULART; CALLISTO, 2003) e desenvolvimento de metodologias de campo práticas, rápidas e relativamente baratas para os pesquisadores obterem os dados.

Uma métrica de diagnóstico das condições ecológicas dos ecossistemas aquáticos bastante utilizada na América do Norte e Europa, testada menos frequentemente no Brasil é o índice biótico BMWP (Biological Monitoring Working Party). Baseado na presença e ausência das comunidades de macroinvertebrados bentônicos, dentre elas as de insetos aquáticos, requer identificação dos organismos em nível de família, para classificá-las segundo uma classe de pontuação referente aos níveis de sensibilidade aos poluentes orgânicos, que varia entre 10 e 1, sendo que a maior pontuação está associada a maior sensibilidade aos poluentes (FERREIRA; RODRIGUES; ALVES, 2012; LIONELLO; SANTOS-WISNIEWSKI; PAMPLIN, 2011; SILVA; FAVERO; SABINO, 2011; ROCHE; QUEIROZ; RIGHI, 2010; TRIVINHO-STRIXINO; QUEIROZ; NASCIMENTO, 2008).

Outra possibilidade de caracterização dos ecossistemas aquáticos avaliando a sua integridade e considerando a sua funcionalidade, através de insetos, é a utilização dos grupos funcionais de alimentação, obtida a partir da classificação dos táxons baseada nas adaptações morfológicas e comportamentais para a obtenção dos alimentos (MERRIT; CUMMINS; CAMPBELL, 2014). Neste índice, táxons diferentes podem, do ponto de vista funcional, gerar informação das condições ecológicas. Esta métrica apresenta uma vantagem importante que é a sua rápida aplicação em campo, já que não depende necessariamente de microscópio estereoscópico, além substituir índices diretos ecossistêmicos.

De acordo com os autores citados acima, os grupos funcionais de alimentação são classificados em fragmentador-detritívoro, fragmentador-herbívoro, coletor-filtrador, coletor-apanhador, raspador e sugador-herbívoro. Os fragmentadores detritívoros consomem material vegetal da liteira e convertem matéria orgânica particulada grossa em matéria orgânica particulada fina, enquanto os herbívoros consomem tecidos vegetais de indivíduos vivos. A matéria orgânica processada é consumida pelos coletores-filtradores, que apresentam adaptações na forma de cerda ou brânquias modificadas, e pelos catadores, que por viverem inseridos nos seus recursos alimentares, não apresentam estruturas especializadas para consumirem os alimentos. Comumente observados em substratos que contenham perifíton, os raspadores associam-se as superfícies de rochas e algumas regiões da vegetação inserida na

coluna d'água. O grupo funcional dos sugadores-herbívoros possuem adaptações que permitem a inserção no citoplasma de células das algas filamentosas ou de plantas aquáticas. Os predadores tem busca ativa pelas presas e consomem desde ovos de peixes até outros invertebrados aquáticos.

Estudos sobre GFA geralmente apontam a maior representatividade de coletores (LINARES et al., 2013), predadores e fragmentadores, tanto em abundância quanto em riqueza de família, (SILVA; PAULETO; TALAMONI, 2009). Entretanto, estudos em regiões compostas por vegetação primária e secundária, com substratos compostos por folhiço em correnteza e de fundo, pedra e cascalho, além dos coletores os raspadores se destacam (OLIVEIRA; NESSIMIAN, 2010). Após análise independente dos substratos, autores observam também a maior abundância de coletores apanhadores e fragmentadores em áreas de poças, de predadores em áreas de cascalho, e coletores-filtradores e raspadores em substratos de rocha. Por outro lado, a comunidade de Ephemeroptera em córregos pode ser representada principalmente pelos raspadores, além de coletores e fragmentadores (SHIMANO; SALLES; FARIA, 2012).

A abordagem dos grupos funcionais de alimentação permite ainda a aplicação de métricas para a caracterização de riachos, aplicadas a partir de relações do número de indivíduos coletados de cada guilda (MERRIT; CUMMINS; CAMPBELL, 2014) uma vez que os organismos estão associados as condições do ambiente, a exemplo da relação entre a autotrofia e heterotrofia, que pode ser estimada pela relação entre o número de indivíduos raspadores, fragmentadores e coletores, na qual, se o seu valor for superior a 0,75 o mesmo é caracterizado como autotrófico. Para estimar a concentração de partículas em suspensão nos ambientes, há a relação entre concentração de matéria orgânica particulada fina em suspensão e matéria orgânica particulada fina nos sedimentos, através do índice coletor-filtrador. Apesar de serem métricas acessíveis e utilizadas mais frequentemente no Brasil nos últimos anos, informações e estudos com índices bióticos na Bahia ainda são escassos.

Neste contexto, o objetivo deste trabalho é acrescentar informações sobre os efeitos da pastagem na diversidade de insetos aquáticos em três drenagens de Almadina para três situações da conservação da mata ciliar, associadas a total retirada da vegetação ciliar (sem vegetação ciliar), a áreas de vegetação ciliar recuperadas (vegetação ciliar rala) e a áreas que apresentam o sistema de cabruca (vegetação ciliar densa), esperando-se que:

i) A abundância de insetos aquáticos seja maior em áreas sem vegetação ciliar, seguida de áreas com vegetação ciliar rala e densa, enquanto o número de ordens e famílias seja menor nas áreas abertas em relação as áreas de vegetação ciliar rala e vegetação ciliar densa;

ii) a semelhança entre as comunidades de insetos aquáticos seja maior entre as áreas sem vegetação ciliar e com vegetação ciliar rala;

iii) os grupos funcionais de coletores e predadores não apresentem diferenças nas abundâncias entre os tratamentos de vegetação; os fragmentadores sejam mais abundantes em regiões de vegetação ciliar densa; os raspadores sejam mais abundantes em regiões de vegetação ciliar rala;

iv) o índice BMWP seja menor nas áreas sem vegetação ciliar, seguidas de áreas com vegetação ciliar rala e vegetação ciliar densa.

2. MATERIAL E MÉTODO

2.1. Área de estudo

O estudo foi realizado em Almadina, englobada na Área de Proteção Ambiental Lagoa Encantada e do Rio Almada, região cacauzeira do sul da Bahia. O município tem a população estimada em 6.234 habitantes, altitude média de 870 metros, área de 245,236 km² e economia concentrada no comércio, prestação de serviços e pecuária intensiva (IBGE, 2014). Em relação a gestão ambiental, Almadina não possui Plano Municipal de Gestão dos Recursos Hídricos (PMGRH), como a maioria das cidades brasileiras. Nesse município os problemas relacionados ao manejo e gestão dos recursos hídricos refletem condições insatisfatórias no saneamento básico, lançamento direto de efluentes domésticos nas drenagens, abastecimento de água limitado devido aos períodos longos e intensos de estiagem, agravados pela ocorrência de trechos completamente secos, com poças intermitentes e descontínuas além de locais preenchidos por macrófitas.

O trabalho ocorreu em três drenagens (Almada, Jacutinga e Palmeiral) no bioma Mata Atlântica, em uma região de clima tropical com estação seca de inverno (Aw), precipitação superior a 750 mm/ano e média de 1.044 mm/ano, segundo a classificação de Köppen (ROEDER, 1975). A região apresenta remanescentes de Mata Atlântica e áreas de cabruca,

sendo a paisagem do município caracterizada predominantemente por pastagem, a qual apresenta-se como tendência na substituição das culturas agrícolas, que aumentou na região com a crise cacaueteira na década de 1990, devido ao ataque às culturas agrícolas pelo fungo *Moniliophthora perniciosa*, pela queda do preço internacional do cacau devido a superoferta, redução da produtividade, afetando conseqüentemente a economia regional e intensificação do êxodo rural (DEMETER, 1997), acarretando no aumento da derrubada de árvores.

O autor citado ressalta que este processo impactou fortemente a conservação dos remanescentes florestais de Mata Atlântica na região, considerando que a cabruca é um tipo de uso que consiste no alargamento de espaços existentes na mata, garantindo solo e luz para o desenvolvimento do cacaueteiro, porém mantendo árvores maiores para propiciar sombra. No contexto da bacia do rio Almada, o aumento das pastagens e a conseqüente erosão do solo estão presentes em maior grau nas regiões que envolvem os municípios de pequeno porte como Almadina, que apresenta alta fragilidade ambiental, e distritos de Ilhéus como Sambaituba, Urucutuca, Banco do Pedro e Castelo Novo (SILVA; GOMES, 2010). Além da constante derrubada de árvores para atender as necessidades crescentes da pecuária (principalmente bovina), houve a necessidade de construção de açudes e locais para a dessedentação de animais, associados ao pisoteio de gado nas drenagens (MORAES; GOMES; THÉVENIN, 2012; FRANCO; MARQUES; GOMES, 2011b).

2.2. Caracterização e localização dos pontos de coleta

2.2.1. Rio Almada

No município de Almadina, a extensão do rio Almada é de 24,33 km, com margens ocupadas predominantemente por pasto, culturas agrícolas de cacau e vegetação florestal (Figura 1). O leito do rio Almada, em regiões mais próximas a nascente e de vegetação florestal mais densa apresenta maior disponibilidade de substratos (cascalho, raízes, folhiços); nas áreas abertas ou de pastagem predominam rochas ou áreas alagadas preenchidas por macrófita aquática flutuante *Eichornia* (conhecida localmente por baronesa) e áreas ocupadas pelo plantio de capim popularmente conhecido como "bengo". A maior parte do curso apresenta intermitência, com trechos secos ou poças desconectadas, assoreamento, despejo de

lixo e esgotos domésticos. Após o perímetro urbano de Almadina, o curso do rio é retomado com a contribuição do rio Palmeiral e cursos d'água oriundos das serras. O rio Almada é importante para o município por conta da utilização da água para atividades relacionadas a pecuária, como local de dessedentação de animais, passagem de gado, recentemente sendo comum a construção de cisternas para atender as necessidades básicas da população.



a)



b)



c)

Figura 1. Tratamento de vegetação no rio Almada. a) sem vegetação ciliar. b) vegetação ciliar rala. c) vegetação ciliar densa.

2.2.2. Rio Palmeiral

O rio Palmeiral tem 8,49 km de extensão e nasce na Serra do Vale do Palmeiral, c'onfluindo com o Almada na saída da cidade de Almadina, após a estação de captação da

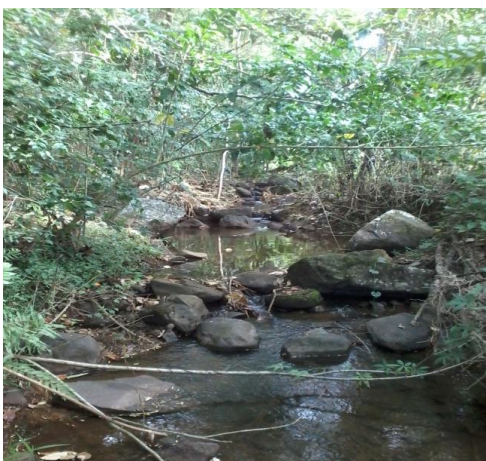
Empresa Baiana de Águas e Saneamento (EMBASA) (Figura 2). O solo é utilizado predominantemente por culturas de cacau, mandioca, coco e pastagem (EMBASA, 2010). De acordo com a Companhia de Abastecimento, nos últimos anos houve recuperação das matas ciliares, após período de intenso desmatamento, e juntamente ao rio Serrinha é o responsável pelo abastecimento de água da população de Almadina. A vegetação ciliar é suprimida com a proximidade das áreas de pastagem, onde também se verifica a presença do capim bengô em alguns trechos mais alagados, caracterizados por árvores de médio porte e remanescentes de Mata Atlântica. De modo geral, o rio Palmeiral possui canal livre com poucos dispositivos de retenção ou com rochas e troncos firmemente colocadas no local, principalmente nas regiões com a presença de cabruca. Até a sua confluência com o rio Almada, a drenagem apresenta pouco ou nenhum alargamento resultante do acúmulo de sedimento; nos trechos com vegetação ciliar densa e rala apresenta meandros e áreas de corredeiras e nos trechos com recuperação da vegetação ciliar há maior ocorrência de *Erythrina*.



a)



b)



c)

Figura 2. Tratamento de vegetação no rio Palmeiral. a) sem vegetação ciliar. b) vegetação ciliar rala. c) vegetação ciliar densa.

2.2.3. Rio Jacutinga

O rio Jacutinga tem 5,54 km de extensão, com margens caracterizadas pela supressão da vegetação ciliar em boa parte do curso do rio por conta da pastagem; ambientes lênticos (poções, áreas alagadas) ocupados pela macrófita *Eichornia sp.* (baronezas) e o capim *Brachioria sp.* (bengo), intermitentes ou secos. Nesta drenagem, a água é utilizada predominantemente para a dessedentação de animais e captação para atender as necessidades dos habitantes, encontrando-se comumente regiões sem nenhum tipo de cobertura vegetal. De modo geral, a drenagem apresenta trechos com pouco ou nenhum alargamento resultante de acúmulo de sedimento; escavações frequentes; longos poções separando curtas áreas de corredeiras e ausência de meandros.

2.3. Delineamento amostral

A amostragem de insetos aquáticos ocorreu entre 27 de maio e 06 de junho de 2015. Fez-se o delineamento experimental baseado em três tratamentos de vegetação: sem vegetação ciliar (SVC), com o predomínio de pastagem até as margens do leito do rio; vegetação ciliar rala (VCR) ou intermediária, caracterizada por áreas de reflorestamento, na qual as plantas arbóreas e arbustivas estavam presentes, porém esparsamente, mas fechando o dossel sobre o leito do riacho; vegetação ciliar densa (VCD), com a presença de cabruca (Figura 3). Os três tratamentos foram distribuídos nos três rios selecionados; Almada, Jacutinga e Palmeiral. A distância aproximada entre os tratamentos no rio Almada foi de 6,885 m; no rio Jacutinga 455 m; no rio Palmeiral 2,559 m. Todas as drenagens apresentavam acesso do gado para dessedentação, com sinais de pisoteio nas margens.



Figura 3. Área de estudo, tratamentos de vegetação e pontos de coleta.

2.4. Amostragem biológica

Foi utilizado o método de amostragem por transecto linear, delimitando-se 100 metros da margem em cada um dos três tratamentos (CÔRTEZ et al., 2011; NOGUEIRA; CABETTE; JUEN, 2011). Estes 100 metros foram divididos em 20 segmentos de cinco metros cada, e em cada um retirada uma amostra de substrato, sendo padronizado em cascalho, folhiço e vegetação de margem. A distribuição dos substratos entre as amostras foi baseada na sua disponibilidade em cada transecto (Tabela 1).

Tabela 1. Distribuição dos substratos amostrados nos tratamentos de vegetação ciliar. RJ - rio Jacutinga; RA - rio Almada; RP - rio Palmeiral

Tratamento/substrato	Veg. Marginal			Folhço			Cascalho		
	RJ	RA	RP	RJ	RA	RP	RJ	RA	RP
Sem vegetação ciliar	20	20	20	0	0	0	0	0	0
Vegetação ciliar rala	7	7	16	13	8	4	0	5	0
Vegetação ciliar densa	6	3	8	7	12	5	7	5	7

A amostragem em vegetação marginal foi realizada com Rede D (25 cm x 25 cm), malha de 500 μ m. O batimento foi feito através de movimentos ascendentes, com três repetições por amostra (Figura 4). A rede Subber (25 cm x 25 cm) foi utilizada para coletar nos substratos cascalho e folha, os quais eram "lavados" três vezes enquanto a rede estava inserida no sentido contracorrente do rio. A amostragem aconteceu do sentido jusante a montante para evitar interferências pelo revolvimento do substrato.



a)

b)

Figura 4 . Coleta de insetos aquáticos com rede D em vegetação marginal. Trecho sem vegetação ciliar do rio Almada.

O material coletado foi acondicionado em sacos plásticos etiquetados e fixado em formol 4%. No Laboratório de Zoologia da Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia (UESB), Campus Jequié, as amostras foram lavadas com água corrente, em bandeja plástica e peneira, para diluir o formol 4% e retirar o excesso de areia, cascalho, pedras, folhas, galhos e troncos de árvores. A triagem do material foi feita através de câmara transiluminada e

microscópio estereoscópico (Marte), e o material triado foi acondicionado em frascos de vidro contendo solução de álcool 70% e identificado ao nível taxonômico de família com auxílio das bibliografias de Hamada; Nessimian; Querino (2011) e Merrit; Cummins (2007).

2.5. Variáveis físicas e químicas da água

Foram mensuradas as variáveis físicas e químicas potencial hidrogeniônico (pH), condutividade elétrica ($\mu\text{s}/\text{cm}$), turbidez (NTU) e oxigênio dissolvido (partes por milhão e percentagem), medidas através de aparelho multiparâmetro Horiba, modelo U52G/30 em três segmentos do transecto de 100 metros (geralmente nos segmentos 1,10 e 20). Dos nove trechos amostrados foram retiradas as médias correspondentes as variáveis físicas e químicas (Anexo B).

2.6. Grupos Funcionais de Alimentação (GFA)

Em relação a classificação dos grupos funcionais de alimentação, cada táxon identificado em nível de família foi categorizado segundo a forma de obtenção do recurso alimentar em coletor-filtrador, coletor-catador, fragmentador, predador, raspador e sugador-herbívoro (HAMADA; NESSIMIAN; QUERINO, 2014; CUMMINS; MERRITT; ANDRADE, 2005). Para os táxons que apresentaram mais de um grupo funcional, foi considerado aquele predominante para o grupo e os que não possuem registro na literatura foram desconsiderados para esta avaliação.

2.7. Biological Monitoring Working Party (BMWP)

O índice biótico utilizado para avaliar a qualidade da água foi o BMWP', o qual utiliza a identificação a nível de família de invertebrados bentônicos, comunidade que insere os insetos aquáticos, classificando as famílias em nove grupos, que recebem uma pontuação

(entre 10 e 1, na qual, quanto maior o valor atribuído a família, maior a sensibilidade) relacionada aos níveis de tolerância dos mesmos em relação aos poluentes orgânicos (Tabela 2). Os dados sobre a composição taxonômica de cada trecho dos rios foram utilizados para obtenção do índice biótico BMWP. No cálculo, a família que recebeu a maior pontuação corresponde a maior sensibilidade as alterações nos ambientes, que varia entre 10 e 1. A utilização de índices bióticos é uma alternativa rápida e eficiente para a avaliação de ambientes aquáticos, de custo baixo e não necessariamente dependente de fatores físicos e químicos, tornando-se uma ferramenta complementar a outras métricas de avaliação. A pontuação foi baseada na adaptação proposta pela Secretaria do Meio Ambiente e Recursos Hídricos do Paraná.

Tabela 2. Índice biótico BMWP¹ utilizado para avaliação da qualidade da água. Adaptado da Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos do Paraná

CLASSE	QUALIDADE	VALOR	SIGNIFICADO
I	ÓTIMA	> 150	• Águas muito limpas (águas pristinas)
II	BOA	121 - 150	• Águas limpas, não poluídas ou sistema perceptivelmente não alterado
III	ACEITÁVEL	101 - 120	• Águas muito pouco poluídas, ou sistema já com um pouco de alteração
IV	DUVIDOSA	61 - 100	• São evidentes efeitos moderados de poluição
V	POLUÍDA	36 - 60	• Águas contaminadas ou poluídas (sistema alterado)
VI	MUITO POLUÍDA	16 - 35	• Águas muito poluídas (sistema muito alterado)
VII	FORTEMENTE POLUÍDA	< 16	• Águas fortemente poluídas (sistema fortemente alterado)

2.8. Análises quantitativas

Para testar se houve efeito dos tratamentos de vegetação ciliar sobre a abundância e o número de ordens e famílias de insetos aquáticos foi utilizada a análise de variância de um fator (ANOVA), com nível de significância 0,05%, na qual a variável independente foi o tratamento de vegetação, enquanto a variável dependente foi o número de indivíduos coletados, assim como o número de famílias identificadas em cada tratamento de vegetação.

A análise de agrupamento foi utilizada para verificar a organização e o agrupamento dos tratamentos de vegetação em função da composição dos insetos aquáticos, baseado na matriz de dissimilaridade de Bray-Curtis e método da ligação média não ponderada (UPGMA). Para testar a estruturação das variáveis físico-químicas nos tratamentos de vegetação foi utilizada a análise multivariada da variância (MANOVA), na qual as variáveis dependentes foram pH, NTU, condutividade elétrica e oxigênio dissolvido, enquanto a variável independente foi o tratamento de vegetação. A análise de regressão múltipla foi testada para relacionar a estruturação da diversidade das comunidades de insetos aquáticos em função das variáveis físicas e químicas.

Para testar se a abundância dos grupos funcionais apresentou diferença entre os tratamentos de vegetação foi utilizado o teste não-paramétrico de Kruskal-Wallis, no qual os GFA foram as variáveis dependentes em função da variável independente tratamento de vegetação. Para testar se o número de famílias em cada GFA apresentou diferença entre os tratamentos de vegetação foi utilizada a análise de variância. O teste de Mantel foi calculado para verificar a relação entre estruturação dos grupos funcionais de alimentação em função das variáveis físicas e químicas. A análise de Cluster foi realizada para verificar a similaridade dos tratamentos de vegetação em função das abundâncias dos grupos funcionais de alimentação, sendo utilizado índice de Bray-Curtis e método de ligação de UPGMA. Os testes estatísticos foram feitos através do programa R (versão 3.2.1.).

3. RESULTADOS

3.1. Diversidade taxonômica das comunidades de insetos aquáticos

Foram identificados 1,295 indivíduos, correspondentes a nove ordens: Blattodea, Coleoptera, Diptera, Ephemeroptera, Hemiptera, Lepidoptera, Odonata, Orthoptera e Trichoptera, distribuídas em 44 famílias. Os tratamentos sem vegetação ciliar e com vegetação ciliar rala apresentaram todas as ordens de insetos, enquanto no tratamento vegetação ciliar densa Lepidoptera e Orthoptera não foram registradas. Em relação a abundância total o tratamento sem vegetação ciliar apresentou os maiores valores (788), seguido de vegetação ciliar densa (332) e vegetação ciliar rala (175). A abundância média de

insetos aquáticos no tratamento sem vegetação ciliar, vegetação ciliar densa e vegetação ciliar rala foi 262,7; 110,7; e 58,3 indivíduos, respectivamente, não apresentando diferenças entre os tratamentos ($F(2, 6) = 3,326$, $p = 0,107$). Para o número de famílias de insetos, o tratamento sem vegetação ciliar (35) registrou o maior valor, seguido por vegetação ciliar rala (27) e vegetação ciliar densa (20) (Anexo A). Entretanto, a média do número de famílias não difere entre os tratamentos ($F(2, 6) = 0,911$, $p = 0,451$).

Nenhuma ordem de inseto apresentou diferença para a abundância entre os tratamentos de vegetação ciliar, mesmo ao considerar-se o grupo indicador das ordens Ephemeroptera-Trichoptera ($p > 0,05$) (Tabela 3). Em relação ao número de famílias, a ordem Coleoptera foi a única a apresentar diferença em relação aos tratamentos de vegetação ciliar, sendo menor para vegetação ciliar densa em relação a sem vegetação ciliar ($p = 0,009$) e vegetação ciliar rala ($p = 0,013$).

Tabela 3. Número de família e abundância das ordens de insetos aquáticos nos tratamentos de vegetação. GL (graus de liberdade)

Ordem	Número de famílias			Abundância	
	GL	F	Pr(>F)	F	Pr(>F)
Blattodea	2	1,000	0,422		0,263
Coleoptera	2	13,080	0,006**	2,173	0,195
Diptera	2	1,923	0,226		0,099
Ephemeroptera	2	1,937	0,224		0,146
Hemiptera	2	1,471	0,302	0,100	0,906
Lepidoptera	2	1,500	0,296		0,235
Odonata	2	0,214	0,813		0,225
Orthoptera	2	1,750	0,252		0,236
Trichoptera	2	5,000	0,053		0,155
Ephemeroptera/Trichoptera	2	3,640	0,092		0,148

Dez famílias tiveram ocorrência exclusiva no tratamento sem vegetação ciliar (Calopterygidae, Chaoboridae, Cosmopterigidae, Dixidae, Gryllidae, Hydrosaphidae, Lutrochidae, Reduviidae, Simulidae e Staphylinidae); três famílias (Hydropsychidae, Philopotamidae e Polycentropodidae) no tratamento de vegetação ciliar densa; e três (Chrysomelidae, Curculionidae e Mesoveliidae) no tratamento de vegetação ciliar rala. As

famílias Chaoboridae, Chrysomelidae, Cosmopterigidae, Hydroscaphidae, Lutrochidae, Mesoveliidae, Polycentropodidae e Reduviidae apresentaram apenas um indivíduo amostrado (Anexo A).

O agrupamento baseado na abundância representa bem a matriz de dissimilaridade baseada na distância de Bray-Curtis (coeficiente cofenético = 0,891) (Figura 5). Os tratamentos de vegetação não formam grupos similares baseados no compartilhamento de famílias ao considerar-se as abundâncias. A similaridade da composição também não é maior entre trechos do mesmo rio independente do tratamento. Observa-se que o tratamento vegetação ciliar densa do rio Palmeiral e rio Jacutinga são mais similares em relação a composição das comunidades.

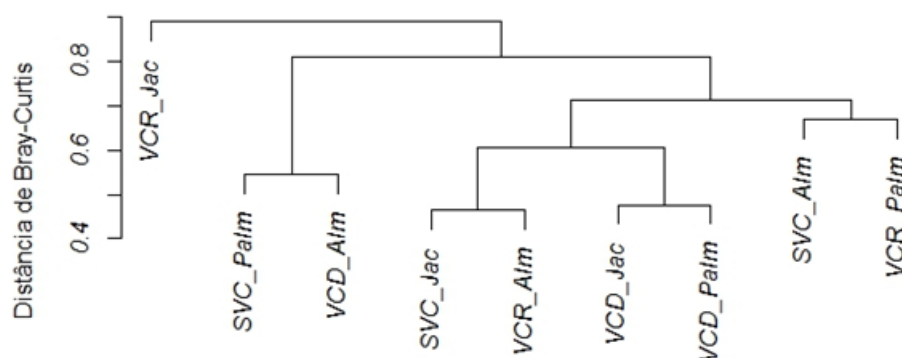


Figura 5. Estruturação dos tratamentos de vegetação em função da composição e abundância de insetos aquáticos dos rios Almada, Jacutinga e Palmeiral entre 27 de maio e 06 de junho de 2015.

Analisando todos os tratamentos de vegetação, a família Chironomidae (42,4%) foi a mais representativa, seguida de Baetidae (8,3%) e Libellulidae (7,1%). No tratamento sem vegetação ciliar, além de Chironomidae (42,5%) e Baetidae (10,7%), Dytiscidae (7,0%) foi a família mais representativa; porém, no tratamento vegetação ciliar densa, além de Chironomidae (55,1%), Hydropsychidae (7,2%) e Elmidae (6,6%) foram as mais representativas; na vegetação rala Chironomidae (17,7%), Libellulidae (15,4%) e Dytiscidae (13,7%) (Anexo A).

Em relação a caracterização dos tratamentos de vegetação em função das variáveis físicas e químicas, todos apresentaram águas ácidas de acordo com a resolução n° 357 do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA (2005). O tratamento sem vegetação ciliar do rio Jacutinga foi o único a apresentar valor fora do recomendado pela respectiva resolução; exceto o tratamento vegetação ciliar rala do rio Almada, todos os tratamentos apresentaram valores de oxigênio dissolvido dentro dos valores estabelecidos. A NTU e o oxigênio

dissolvido apresentaram uma variação maior entre os tratamentos de vegetação, porém nenhuma das variáveis físicas e químicas analisadas diferiram entre os tratamentos de vegetação estudados (Wilks lambda = 0,330, $F(8, 6) = 0,556$, $p = 0,783$). Quando utilizadas para testar a influência sobre as comunidades, independentemente dos tratamentos de vegetação, nenhuma das variáveis ambientais explicam a abundância e o número de famílias de insetos aquáticos (Tabela 4).

Tabela 4. Variáveis físico-químicas da água com a abundância e o número de família de insetos aquáticos nos tratamentos de vegetação. EP - Erro padrão

Abundância				
	Beta	EP de Beta	t(4)	P
Intercepto			1,31914	0,257569
pH	-0,293722	0,479852	-0,61211	0,573550
Condutividade	-0,847325	0,576324	-1,47022	0,215450
Turbidez	0,077389	0,512245	0,15108	0,887227
O2	-0,391372	0,706818	-0,55371	0,609270
Número de Famílias de Insetos Aquáticos				
Intercepto			-0,186492	0,861135
pH	-0,012385	0,520189	-0,023809	0,982146
Condutividade	0,222935	0,624771	0,356827	0,739249
Turbidez	0,608472	0,555304	1,095746	0,334735
O2	0,704887	0,766234	0,919937	0,409663

3.2. Grupos funcionais de alimentação

Os grupos funcionais de alimentação mais representativos em todos os trechos estudados foram coletor e predador, exceto na vegetação ciliar densa do rio Palmeiral, na qual, juntamente com predador, raspador foi o mais representativo (Tabela 5). Comparado aos coletores, somente na vegetação ciliar rala do Palmeiral o grupo dos predadores foi mais representativo. De modo geral, os fragmentadores foram pouco representativos, destacando-se em áreas de vegetação ciliar densa e rala.

Tabela 5. Abundância total e relativa (%) dos grupos funcionais de alimentação nos trechos estudados

Tratamento de vegetação	Rio	Abundância relativa (%) dos grupos funcionais de alimentação					Abundância total
		Coletor	Fragmentador	Predador	Raspador	Sugador-herbívoro	
Sem vegetação ciliar	Almada	58,3	1,7	34,3	3,9	1,7	230
Sem vegetação ciliar	Jacutinga	90,2	0,0	9,1	0,0	0,6	164
Sem vegetação ciliar	Palmeiral	48,2	1,8	44,6	5,4	0,0	56
Vegetação ciliar densa	Almada	50,0	3,5	32,6	14,0	0,0	86
Vegetação ciliar densa	Jacutinga	75,3	0,0	24,7	0,0	0,0	89
Vegetação ciliar densa	Palmeiral	9,5	0,0	66,7	23,8	0,0	21
Vegetação ciliar rala	Almada	83,1	0,0	16,9	0,0	0,0	438
Vegetação ciliar rala	Jacutinga	73,7	0,0	25,0	1,3	0,0	76
Vegetação ciliar rala	Palmeiral	18,8	3,1	70,8	7,3	0,0	96
Total							1256

Quando analisados independentemente, os grupos funcionais de alimentação não apresentaram diferenças nas abundâncias e no número de famílias entre os tratamentos de vegetação (Tabela 6). Ao considerar-se a composição dos grupos funcionais em relação as variáveis físico-químicas da água, não existe uma correlação (r de Mantel = 0,222 ; p = 0,198).

Tabela 6. Abundância dos grupos funcionais de alimentação e número de famílias de GFA em função dos tratamentos de vegetação. GFA (Grupos funcional alimentar); GL (Grau de liberdade); X^2 (Chi-quadrado)

Grupo de observação/GFA	GL	X^2	F	P (>F)
Coletor	2	5,42		0,066
Fragmentador	2	3,15		0,207
Predador	2	4,62		0,099
Raspador	2	3,40		0,182
Sugador-herbívoro	2	1,17		0,558
Número de GFA por tratamento	2		1	0,422

O agrupamento representa bem a similaridade entre as comunidades baseada na abundância de grupos funcionais de alimentação (coeficiente cofenético = 0,82). Os

tratamentos de vegetação não formam grupos mais similares baseados no compartilhamento de grupos funcionais. A similaridade da composição também não é maior entre trechos do mesmo rio, independente do tratamento. Observa-se que o tratamento vegetação ciliar densa do rio Palmeiral e do rio Jacutinga são mais semelhantes em relação a composição.

Os tratamentos de vegetação não apresentaram uma organização padronizada, quando analisados em função da abundância e do número de táxons dos grupos funcionais de alimentação, exceto pelo agrupamento do tratamento sem vegetação ciliar nos rios Almada e Jacutinga (Figura 6). Ambos, porém, não foram semelhantes ao respectivo tratamento do rio Almada, que esteve mais associado ao tratamento sem vegetação ciliar do rio Jacutinga.

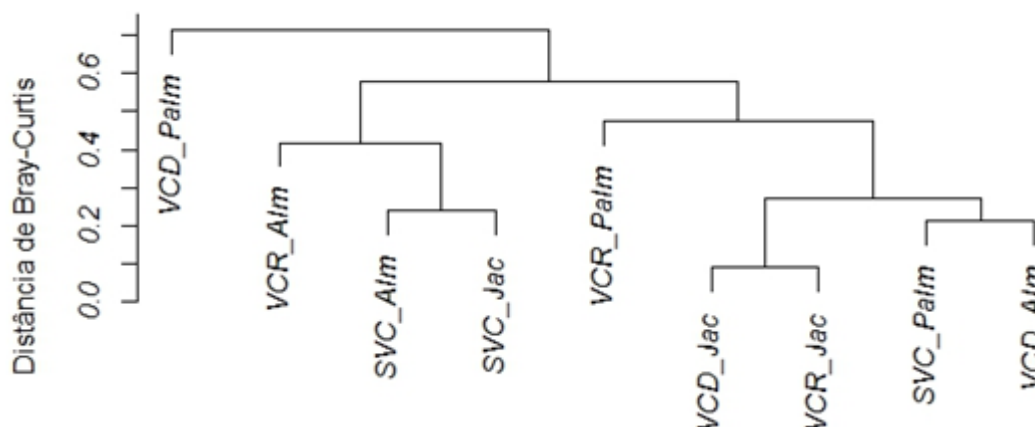


Figura 6. Agrupamento dos tratamentos de vegetação em função das abundâncias dos grupos funcionais nos rios Almada (Alm), Jacutinga (Jac) e Palmeiral (Palm). SVC - sem vegetação ciliar; VCD - vegetação ciliar densa; VCR - vegetação ciliar rala.

3.3. Índice Biological Monitoring Working Party (BMWP)

As maiores pontuações do índice foram obtidas para os trechos sem vegetação ciliar do rio Almada, vegetação ciliar densa dos rios Jacutinga e Palmeiral (Tabela 7). Os trechos sem vegetação ciliar do rio Palmeiral, vegetação ciliar densa do Almada e vegetação ciliar rala do Jacutinga enquadram-se na Classe V, caracterizados por água poluída, enquanto cinco trechos foram classificados na Classe IV, caracterizados por água duvidosa e sob efeitos evidentes de poluição. Apenas o trecho sem vegetação ciliar do rio Almada possui qualidade aceitável da água, apesar de apresentar alteração na sua estrutura (Classe III).

Tabela 7. Classificação dos trechos estudados segundo o índice BMWP'

Tratamento de vegetação	Rio	Classe	Qualidade	Pontuação
Sem vegetação ciliar	Almada	III	Aceitável	111
Sem vegetação ciliar	Jacutinga	IV	Duvidosa	94
Sem vegetação ciliar	Palmeiral	V	Poluída	46
Vegetação ciliar densa	Almada	V	Poluída	44
Vegetação ciliar densa	Jacutinga	IV	Duvidosa	99
Vegetação ciliar densa	Palmeiral	IV	Duvidosa	96
Vegetação ciliar rala	Almada	IV	Duvidosa	61
Vegetação ciliar rala	Jacutinga	V	Poluída	42
Vegetação ciliar rala	Palmeiral	IV	Duvidosa	92

4. DISCUSSÃO

As áreas com pastagem geralmente são desprovidas de vegetação ciliar. Conseqüentemente, os ecossistemas aquáticos e as suas comunidades deveriam sofrer modificações devidas as alterações na estrutura de suas comunidades devido as alterações em seus micro-habitats, que atuam como filtros ambientais. Como há diminuição na heterogeneidade de substratos e de micro-habitats, esses ambientes tendem a apresentar baixa riqueza e alta dominância em relação as áreas de transição e de vegetação ciliar densa (EGLER; BUSS; MOREIRA, 2012; CALLISTO; MORETTI; GOULART, 2001). Em estudo com igarapés amazônicos, as áreas de pastagem apresentaram riqueza menor de insetos aquáticos e de grupos indicadores das ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera em relação aos igarapés inseridos em fragmentos florestais (NESSIMIAN et al., 2008). No presente estudo, o tratamento sem vegetação ciliar apresentou maior abundância total em relação a vegetação ciliar rala e vegetação ciliar densa. Entretanto, vegetação ciliar rala não foi mais abundante que vegetação ciliar densa. A curta distância provavelmente seja um fator de variabilidade entre os dois tratamentos, aumentando a semelhança entre eles. A maior abundância de áreas abertas pode estar relacionada com uma maior produtividade, devido a

maior entrada de luz e com o aporte de material de regiões densas e ralas, aumentando a ocorrência de táxons associados a matéria orgânica.

Em relação a riqueza, esperava-se maiores valores em regiões de vegetação ciliar densa e menores nas áreas abertas. Porém, os resultados observados também podem estar associados a curta distância entre os tratamentos, que mesmo sendo estabelecidos de acordo com o grau de cobertura vegetal, apresentaram alta variabilidade. Parte disto deve estar associado a ocorrência de alguns táxons que apresentam maior ocorrência em áreas abertas e poderiam ser favorecidos pelas áreas de pastagem como Orthoptera, Blattodea e Cicadellidae que são semi-aquáticos. Apesar de os insetos aquáticos terem geralmente pouca mobilidade, grupos como Diptera, Coleoptera, Ephemeroptera e Odonata (com boa parte de predadores) podem ter se deslocado entre os tratamentos, justamente pela pouca distância entre os mesmos. A alta variabilidade dentro dos tratamentos e a dificuldade na padronização dos trechos e tratamentos estão associadas a falta de disponibilidade de locais para a padronização da sequência dos tratamentos. Por exemplo, no rio Jacutinga não foi possível selecionar os trechos na sequência VCD, VCR e SVC, além da dificuldade de homogeneização das distâncias entre os tratamentos, já que nos rios Almada e Jacutinga havia áreas secas, com poças e descontínuas em regiões de vegetação ciliar densa e rala nas drenagens do Almada e Jacutinga. A alta variabilidade pode ser relacionada ao regime de vazão, no qual áreas sem vegetação ciliar apresentaram tanto áreas com alta vazão com áreas mais lânticas, contribuindo para a não discriminação dos mesmos em termos de estrutura das comunidades de insetos.

CAVACA et al. (2014) após estudarem a estrutura de macroinvertebrados em áreas de floresta, transição e de pastagem em três drenagens observaram maior abundância em áreas florestadas, seguidas de pastagem e transição. Em relação a riqueza, áreas florestadas apresentaram maiores valores, sendo semelhantes em regiões de pastagem e de transição. Em relação as variáveis físicas e químicas, também não encontraram diferenças entre as fitofisionomias amostradas, exceto para o pH. Por exemplo, observa-se que áreas com vegetação ciliar densa e de pastagem em região de Cerrado-Floresta Amazônica também não se estruturam em função dessas variáveis (EGLER; BUSS; MOREIRA, 2012). Como no presente estudo, os respectivos autores observaram maiores abundâncias para Chironomidae e Ephemeroptera em regiões com aumento da entrada de folha. A diferença do número de família de Coleoptera entre os tratamentos pode estar associada a sua ampla adaptação aos diversos ambientes aquáticos, colonizando diversos substratos (CALLISTO; MORETTI; GOULART, 2001).

A ocorrência de Trichoptera, táxon sensível a impactos, em locais de vegetação ciliar densa pode estar associada as melhores condições da água, já que a vegetação ciliar também estrutura as comunidades aquáticas. Queiroz e colaboradores (2008) após estudarem a comunidade de macroinvertebrados bentônicos no gradiente montante-jusante do rio São Francisco também observaram a presença de Hydropsychidae em trechos levemente impactados, localizados a montante dos centros urbanos. Em termos de frequência, assim como no presente estudo os autores observaram maiores representatividades das ordens Diptera, Ephemeroptera e Odonata, além de outros grupos da comunidade de macroinvertebrados. Apesar de não terem encontrado as mesmas famílias com apenas um indivíduo, houve registro para a ordem Diptera em ambos os trabalhos.

Resultados não esperados também foram encontrados na relação entre o uso do solo e a composição de insetos aquáticos de quatro bacias hidrográficas (SONODA; VETORAZZI; ORTEGA, 2011). Áreas consideradas com alto índice de preservação e qualidade boa da água e áreas com remanescentes florestais apresentaram os menores valores de riqueza. Em contrapartida, foram encontrados em regiões impactadas (com solos expostos) as famílias Leptophlebiidae e Leptohyphidae, que geralmente estão associadas as regiões menos impactadas. A sobreposição entre riachos considerados impactados e alterados não apresentaram diferenças na composição de Odonata em um ecótono Cerrado-Floresta Amazônica (JUNEN et al., 2014).

Os resultados encontrados para as elevadas abundâncias dos coletores em todos os trechos assemelham-se aos observados em outros estudos (LINARES, 2013; BAGATINI; DELARIVA; HIGUTI, 2012; OLIVEIRA; NESSIMIAN, 2010; SILVEIRA; BUSS; NESSIMIAN, 2006). Com o constante aporte de matéria orgânica alóctone e a proximidade dos trechos de vegetação ciliar rala e sem vegetação ciliar, os coletores (filtradores) são representativos por conta da presença de matéria orgânica particulada fina, processada nos trechos mais próximos a cabeceira. A maior participação dos coletores deve-se a elevada abundância de Chironomidae, que do ponto de vista ecológico tem alta capacidade de colonização e adaptação aos diversos substratos e ambientes aquáticos, inclusive os impactados, sendo que suas densidades elevadas podem ser pela sua importância como elo nas teias tróficas (CARVALHO; UIEDA; 2004; MOTTA, 1996). Os maiores valores referentes as áreas sem vegetação ciliar podem estar associados ao aporte de matéria orgânica, oriunda de trechos mais próximos da cabeceira.

De modo geral, os fragmentadores tiveram representatividade menor que os coletores e predadores. Alguns estudos destacam a baixa ocorrência deste grupo funcional alimentar

(SILVEIRA; BUSS; NESSIMIAN, 2006; MOULTON; MAGALHÃES, 2003). Provavelmente as maiores participações de fragmentadores foram em trechos mais próximos a cabeceira do rio por conta da vegetação ciliar, que proporciona a formação de liteira (VANNOTE et al., 1980). Por converter a matéria orgânica particulada grossa em matéria orgânica particulada fina, este GFA é um dos principais meios de conectividade entre a matéria orgânica e os predadores nos ambientes aquáticos. Irons et al. (1994) sugerem que a baixa ocorrência de fragmentadores em regiões tropicais esteja associada a maior participação dos microorganismos nas atividades de decomposição de material vegetal (SILVA, PAULETO; TALAMONI, 2009).

As maiores representatividades dos raspadores nas áreas de vegetação ciliar densa dos rios Palmeiral e Almada e de vegetação ciliar rala do Palmeiral podem estar associadas ao aumento da proporção de organismos autotróficos (no presente estudo havia relativa entrada de luz), o que provavelmente acarrete na maior participação deste GFA em regiões de vegetação densa e rala, que também apresentaram entrada de luz em alguns pontos, além do aumento da concentração de partículas finas. De modo geral, a sua baixa participação pode estar associada a rápida decomposição dos restos de vegetação, o que interferiria no estabelecimento da comunidade perifítica que é consumida pela guilda dos raspadores (CALLISTO; ESTEVES, 1998).

Os predadores foram o segundo grupo funcional mais representativo, devido as elevadas abundâncias de Coleoptera, Hemiptera e Odonata, que se distribuem pelos diversos ambientes aquáticos (áreas sem vegetação ciliar e com vegetação ciliar densa e intermediária). Muitos organismos predadores se alimentam de larvas, que geralmente são coletoras. Portanto, a elevada abundância deste grupo funcional pode estar associada as elevadas abundâncias dos coletores em todos os tratamentos de vegetação.

Apesar de estar localizado em uma região de pastagem, o trecho sem vegetação ciliar do Almada apresentou as melhores condições da água em termos de qualidade. Algumas características estruturais o distinguem dos outros trechos: a vazão neste ambiente é marcadamente maior em relação aos outros trechos, com fluxo intenso; a largura do canal é maior, possibilitando uma maior capacidade de autodepuração do rio; o respectivo trecho está situado entre Almadina e Coaraci (município vizinho), fora da zona urbana da cidade e recebe muitas contribuições de corpos d'água oriundos das Serras da região, o que pode ter contribuído para a maior autodepuração nestes ambientes. Exceto este trecho, os maiores valores observados corresponderam aos trechos com vegetação ciliar densa do rio Jacutinga e Palmeiral. Entretanto, os trechos estão enquadrados na Classe IV, com água de qualidade

duvidosa, apresentando pelo menos efeitos moderados de poluição. Exceto o trecho do Jacutinga (que apresentou águas poluídas), os trechos com vegetação ciliar rala também apresentaram água duvidosa. De modo geral, não houve padronização dos trechos pelo índice BMWP, sendo que os trechos responderam a condições específicas das métricas.

5. CONCLUSÃO

Os tratamentos de vegetação não tiveram efeito sobre a densidade das comunidades de insetos aquáticos, já que os tratamentos sem vegetação ciliar e vegetação ciliar rala não foram mais abundantes em relação a vegetação ciliar densa. Por outro lado, este tratamento não apresentou maior riqueza em relação aos tratamentos sem vegetação ciliar e vegetação ciliar rala.

A semelhança entre as comunidades de insetos aquáticos não foi maior entre os respectivos tratamentos em relação a vegetação ciliar densa. Como esperado, os grupos funcionais de alimentação de coletores e predadores não apresentaram diferenças nas abundâncias entre os tratamentos de vegetação, e apesar de os fragmentadores terem sido mais representativos no trecho vegetação ciliar densa do rio Almada, não ocorreram nos outros trechos com vegetação ciliar densa. Os raspadores não foram mais representativos nos trechos com vegetação ciliar rala, apresentando os maiores valores em trechos com vegetação ciliar densa.

As variáveis físicas e químicas também não foram estruturadas em função dos tratamentos e não caracterizaram as comunidades de insetos aquáticos. Os trechos avaliados segundo o BMWP também apresentaram alta variabilidade, com semelhanças nos resultados, ainda que em regiões com diferentes categorias de vegetação ciliar. Porém, exceto para o trecho sem vegetação ciliar do Almada, os maiores valores obtidos foram em trechos de vegetação ciliar densa. Todas as drenagens apresentam água com pelo menos pouca poluição ou são sistemas alterados.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS:

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS - ANA. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil: demandas e usos múltiplos.** Brasília, 2013. 87-88 p.

ARCOVA, F. C. S.; CICCIO, V. **Qualidade da água de microbacias com diferentes usos do solo na região de Cunha, estado de São Paulo.** *Scientia Florestalis*. n. 56. 1999. 125-134 p.

BAGATINI, Y. M.; ROSILENE, L. D.; HIGUTI, J. **Benthic macroinvertebrate community structure in a stream of the north-west region of Paraná State, Brazil.** *Biota Neotropica*. v. 12. n. 1. 2012, 307-317 p.

CALLISTO, M.; ESTEVES, F. A. **Categorização funcional dos macroinvertebrados bentônicos em quatro ecossistemas lóticos sob influência das atividades de uma mineração de bauxita na Amazônia Central (Brasil).** In: Nessimian, J. L.; Carvalho, A. L. Ecologia de insetos aquáticos. *Oecologia Brasiliensis*. Rio de Janeiro, 1998, 223-234 p.

CALLISTO, M.; MORETTI, M.; GOULART, M. **Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos.** *Revista brasileira de recursos hídricos*. v. 6. n. 1. 2001. 71-82 p.

CALLISTO, M.; CASTRO, D.; MORAIS, L. **Gestão eficiente de bacias hidrográficas no Brasil.** *Brazilian Journal of Nature Conservation*. v. 10. n. 1. 2012. 92-95 p.

CANDIDO, H. G. et al. **Degradação ambiental da bacia hidrográfica do rio Uberaba: uma abordagem metodológica.** Jaboticabal. *Engenharia Agrícola*. v. 30. n.1. 2010, 179-192 p.

CARVALHO, E. M.; UIEDA, V. S. **Colonização por macroinvertebrados bentônicos em substrato artificial e natural em um riacho da serra de Itatinga, São Paulo, Brasil.** *Revista Brasileira de Zoologia*. v. 21. n. 2. 2004. 287-293 p.

CAVACA, H. S.; CARVALHO, M. A. G.; SRBEK-ARAÚJO, A. C. **Riqueza e abundância de macroinvertebrados bentônicos em riachos associados a diferentes fitofisionomias sobre a formação Barreiras.** *Natureza on-line*. v. 12. n. 5. 2014. 224-229 p.

CAVENAGE, A. et al. **Alterações nas propriedades físicas de um latossolo vermelho-escuro sob diferentes culturas.** *Revista Brasileira Ciência do Solo*. 23. 1999. 997-1003 p.

CORBI, J. J.; TRIVINHO-STRIXINO, S. **Effects of land use on lotic Chironomid communities of southeast Brazil: emphasis on the impact of sugar cane cultivation.** *Boletim do Museu Municipal do Funchal (História Natural)*. n. 13. 2008. 93-100 p.

CORTÊS, L. G. et al. **Fogo em veredas: avaliação de impactos sobre comunidades de Odonata (Insecta).** Número temático: *ecologia e manejo de fogo em áreas protegidas*. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. Biodiversidade brasileira. ano. 1. n. 2. 2011. 128-145 p.

CUMMINS, K. W. **Trophic relations of aquatic insects.** *Annual Review of Entomology*. v. 18. 1973. 183-206 p.

CUMMINS, K. W.; MERRITT, R. W.; ANDRADE, M P. C.N. **The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in south Brazil.** *Studies on Neotropical Fauna and Environment*. v. 40. n.1. 2005. 69-89 p.

DEMETER, P. R. **Combatendo o desemprego na região cacauzeira da Bahia. O papel dos movimentos sociais populares.** *Caderno de pesquisas*. n. 7. 1997.

DIJKSTRA, K. W. B.; MONAGHAN, M. T.; PAULS, S.U. **Freshwater Biodiversity and Aquatic Insect Diversification.** *Annual Review of Entomology*. 2014. 143-163 p.

DONADIO, N. M. M.; GALBIATTI, J. A.; DE PAULA, R. C. **Qualidade da água e nascentes com diferentes usos do solo na bacia hidrográfica do córrego Rico, São Paulo, Brasil.** Jaboticabal. *Revista de Engenharia Agrícola*. v. 25. n. 1. 2005. 115-125 p.

DONKOR, N. T. et al. **Impacts of grazing systems on soil compaction and pasture production in Alberta.** *Canadian Journal of soil science*. 2001. 1-8 p.

EGLER, M. et al. **Influence of agricultural land-use and pesticides on benthic macroinvertebrate assemblages in an agricultural river basin in southeast Brazil.** *Brazilian Journal of Biology*. v. 72. n. 3. 2012. 437-443 p.

EMPRESA BAIANA DE ÁGUAS E SANEAMENTO - EMBASA. **Relatório anual para informação ao consumidor:** Sistema de abastecimento de água do município de Almadina. 2010.

FERREIRA, R. R. M.; TAVARES-FILHO, J.; FERREIRA, V. M. **Efeitos de sistema de manejo de pastagens nas propriedades físicas do solo.** Londrina. *Semina: Ciências Agrárias*. v. 31. n. 4. 2010. 913-932 p.

FERREIRA, W. R. et al. **Biomonitoramento de longo prazo da bacia do rio das Velhas através de um índice multimétrico bentônico.** *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*. v. 17. n. 3. 2012. 253-259 p.

FIDELIS, L.; NESSIMIAN, J. L.; HAMADA, N. **Distribuição espacial de insetos aquáticos em igarapés de pequena ordem na Amazônia Central.** *Acta Amazonica*. v. 38. n. 1. 2008. 127-134 p.

FRANCO, G. B.; SOUZA, C. M. P.; BETIM, L. S. **Diagnóstico ambiental da bacia hidrográfica do rio Almada (BA).** Londrina. *Revista de Geografia*. v. 20. n.3. 2011(a). 071-094 p.

FRANCO, G. B.; MARQUES, E. A. G.; GOMES, R. L. **Fragilidade ambiental da bacia hidrográfica do rio Almada - Bahia.** Londrina. *Revista de Geografia*. v. 28. n. 2. 2011(b). 187-205 p.

FRITZSONS, E. et al. **A influência da floresta ciliar sobre a temperatura das águas do rio Capivari, região cárstica curitibana.** Curitiba. *Floresta*. v. 35. n. 3. 2005. 395-407 p.

GONÇALVES, F. B.; MENEZES, M. F. **A comparative analysis of biotic indices that use macroinvertebrates to assess water quality in a coastal river of Paraná State, southern Brazil.** Campinas. *Biota Neotropica*. v. 11. n. 4. 2011. 27-36 p.

GOULART, M. D. C.; CALLISTO, M. **Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental.** *Revista FAPAM*. ano 2. n. 1. 2003.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br>>. 2014.

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

JARI OKSANEN, F. et al. **Vegan: Community Ecology Package.** R package version 2.3-0. <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>. 2015.

JUEN, L. et al. **Composição e riqueza de odonata (Insecta) em riachos com diferentes níveis de conservação em um ecótono Cerrado-Floresta Amazônica.** *Acta Amazonica*. v. 44. n. 2. 2014. 175-184 p.

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

KUHLMANN, M. L.; JOHNSCHER-FORNASARO, G.; OGURA, L. L. **Biomonitoramento com as comunidades bentônicas de rios e reservatórios do estado de São Paulo.** Companhia ambiental do estado de São Paulo. 2012.

LINARES, M. S. et al. **Benthic macroinvertebrate community structure and seasonal variation in a neotropical stream in the State of Alagoas, Brazil.** *Biota Neotropica*. v. 13. n. 3. 2013. 50-54 p.

LIONELLO, C. L.; SANTOS-WISNIEWSKI, M. J.; PAMPLIN, P. A. Z. **Caracterização da fauna de insetos aquáticos e diagnóstico ambiental do Córrego dos Aflitos (Alfenas, MG).** *Revista de Biologia e Ciências da Terra*. v. 11. n. 1. 2011. 97-107 p.

MARQUES, M. M. et al. **Insetos aquáticos das lagoas do Parque Estadual do rio Doce, Minas Gerais.** Belo Horizonte. *MG. Biota*. v. 4. n. 1. 2011. 3-40 p.

MARTINS, R. T.; OLIVEIRA, V. C.; SALCEDO, A. K. M. **Uso de insetos aquáticos na avaliação de impactos antrópicos em ecossistemas aquáticos.** In: HAMADA, N.; NESSIMIAN, J. L.; QUERINO, R. B. *Insetos aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia*. Manaus. Ed. INPA. 2014.

MERRIT, R. W.; CUMMINS, K. W.; BERG, M. B. **An introduction to the aquatic insects of North America.** 4 th ed. Kendall/Hunt Publishing Company. Dubuque. Iowa. 2007.

MERRITT, R. W.; CUMMINS, K. W.; CAMPBELL, E. Y. **Uma abordagem funcional para a caracterização de riachos brasileiros.** In: HAMADA, N.; NESSIMIAN, J. L.; QUERINO, R. B. *Insetos aquáticos no Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia*. Manaus. Ed. INPA. 2014.

MOLOZZI, J. et al. **Diversidade de habitats físicos e sua relação com macroinvertebrados bentônicos em reservatórios urbanos em Minas Gerais.** Porto Alegre. *Iheringia. Série Zoologia*. v. 101. n. 3. 2011. 191-199 p.

MONTEIRO, T. R.; OLIVEIRA, L. G.; GODOY, B. S. **Biomonitoramento da qualidade de água utilizando macroinvertebrados bentônicos: adaptação do índice biótico BMWP' a bacia do rio Meia Ponte-GO.** *Oecologia Brasiliensis*. v. 12. n. 3. 2008. 553-563 p.

MONTEIRO DO AMARAL, P. H. et al. **Influence of habitat and land use on the Assemblages of Ephemeroptera , Plecoptera and Trichoptera in Neotropical Streams.** *Journal of Insect Science.* v. 15. n. 1. 2015. 1-7 p.

MORAES, M. E. B. et al. **Análise da paisagem da bacia hidrográfica do rio Almada (BA) com base na fragmentação da vegetação.** Uberlândia. *Caminhos de Geografia.* v. 13. n. 41. 2012. 159-169 p.

MOTTA, R. L. **Trama alimentar das comunidades animais em um curso de água corrente. (Ribeirão do Atalho, Itatinga - SP).** Botucatu. UNESP. Instituto de biociências. Dissertação. 1996.

MOULTON, T. P.; MAGALHÃES, S. A. P. **Responses of leaf processing to impacts to streams in Atlantic Rain Forest, Rio de Janeiro, Brazil - a test of the Biodiversity-ecosystem functioning relationship?** *Brazilian Journal of Biology.* v. 63. n. 1. 2003. 87-95 p.

NESSIMIAN, J. L.; VENTICINQUE, E. M.; ZUANON, J. **Land use, habitat integrity, and aquatic insect assemblages in Central Amazonian streams.** *Hydrobiologia.* 614. 2008. 117-131 p. 2008.

NOGUEIRA, D. S.; CABETTE, H. S. R.; JUEN, L. **Estrutura e composição da comunidade de Trichoptera (Insecta) de rios e áreas alagadas da bacia do rio Suiá-Miçú, Mato Grosso, Brasil.** Porto Alegre. *Iheringia. Série. Zoologia.* v. 101. n. 3. 2011. 173-180 p.

NUNES, P. R. A. et al. **Insetos aquáticos bioindicadores: influência da piscicultura sobre um córrego pampeano brasileiro.** *Ciência e Natura.* v. 37. n. 2. 2015. 230-240 p.

OLIVEIRA, A. L. H.; NESSIMIAN, J. L. **Spatial distribution and functional feeding groups of aquatic insect communities in Serra da Bocaína streams, southeastern Brazil.** *Acta Limnologica Brasiliensia.* v. 22. n. 4. 2010. 424-441 p.

PARANÁ. SECRETARIA DE MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS - SEMA. **Avaliação da qualidade da água através dos macroinvertebrados bentônicos - índice BMWP.** Disponível em: <http://www.meioambiente.pr.gov.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=91>. Acesso em 13 de abril de 2016.

PARENTE, H. N.; MAIA, M. O. **Impacto do pastejo sobre a compactação dos solos com ênfase no semiárido.** *Revista Trópica - Ciências Agrárias e Biológicas.* v. 5. n. 3. 2011. 3-15 p.

PORTO, M. F. A.; PORTO, R. L. **Gestão de bacias hidrográficas.** *Estudos avançados.* v. 22. n. 63. 2008.

QUEIROZ, J. F.; SILVA, M. S. G. M.; TRIVINHO-STRIXINO. **Organismos bentônicos: biomonitoramento de qualidade de água.** *Embrapa meio ambiente.* 2008.

REZENDE, R. S.; Dos Santos, A. M.; Gonçalves-Junior, J. F. **Avaliação ambiental do rio Pandeiros utilizando macroinvertebrados como indicadores de qualidade da água.** *Ecologia Austral.* v. 22. n. 3. Córdoba dic. 2012. 159-169 p.

ROCHE, K. F.; QUEIROZ, E. P.; RIGHI, K. O. **Use of the BMWP and ASPT indexes for monitoring environmental quality in a neotropical stream.** *Acta Limnologica Brasiliensia.* v. 22. n. 1. 2010. 105-108 p.

ROEDER, M. **Reconhecimento climatológico.** Rio de Janeiro: Cartografia Cruzeiro do Sul. *Diagnóstico sócio-econômico da região cacauzeira.* 1975.

SALLES, F. F.; FERREIRA-JUNIOR, N. **Hábitat e hábitos.** In: HAMADA, N.; NESSIMIAN, J. L.; QUERINO, R. B. *Insetos aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia.* Manaus. Ed. INPA. 2014.

SHIMANO, Y. et al. **Distribuição espacial das guildas tróficas e estruturação da comunidade de Ephemeroptera (Insecta) em córregos do Cerrado de Mato Grosso, Brasil.** Porto Alegre. *Iheringia. Série Zoologia.* v.102. n. 2. 2012. 187-196 p.

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

SILVA, G. S.; GOMES, R. L. **Aplicação da técnica de avaliação do terreno e análise da fragilidade ambiental da bacia hidrográfica do rio Almada.** Uberlândia. *Caminhos de Geografia.* v. 11. n. 35. 2010. 240-259 p.

SILVA, F. H. et al. A. **Índices bióticos para avaliação da qualidade ambiental em trechos do rio Correntoso, Pantanal do Negro, Estado do Mato Grosso do Sul, Brasil.** *Acta Scientiarum. Biological Sciences.* Maringá. v. 33. n. 3. 2011. 289-299 p.

SILVEIRA, M. P.; BUSS, D. F.; NESSIMIAN, J. L. **Spatial and temporal distribution of benthic macroinvertebrate in a southeastern brazilian river.** *Brazilian Journal of Biology.* v. 66. 2006. 623-632 p.

SIQUEIRA, T.; TRIVINHO-STRIXINO, S. **Diversidade de Chironomidae (Diptera) em dois córregos de baixa ordem na região central do estado de São Paulo, através da coleta de exúvias de pupas.** São Paulo. *Revista Brasileira de Entomologia.* v. 49. n. 4. 2005. 531-534 p.

SONODA, K. C.; VETTORAZZI, C. A. ORTEGA, E. M. M. **Relação entre uso do solo e composição de insetos aquáticos de quatro bacias hidrográficas do estado de São Paulo.** *Neotropical Biology and Conservation.* v. 6. n. 3. 2011. 187-200 p.

SUBRAMANIAN, K. A.; SIVARAMAKRISHNAN, K. G.; **Aquatic insects for biomonitoring Freshwater Ecosystems - A Methodology Manual.** Ashoka Trust for Research in Ecology and Environment (ATREE). 2007.

SURIANO, M. T.; FONSECA-GESSNER, A. A. **Structure of benthic macroinvertebrate assemblages on a gradient of environmental integrity in Neotropical streams.** *Acta Limnologica Brasiliensia.* v. 25. n. 4. 2013. 418-428 p.

TORRES, L. C.; BARROS, K. R. M.; LIMA, H. V. **Alterações na qualidade física de um latossolo amarelo sob pastagem.** *Acta Amazonica.* v. 44. n. 4. 2014. 419-426 p.

TRIVINHO-STRIXINO, S.; QUEIROZ, J. F.; NASCIMENTO, V. M. **Estudo de caso: a comunidade macrobentônica como instrumento na avaliação da qualidade do submédio São Francisco (PE e BA) e seu potencial para o biomonitoramento ambiental.** In: QUEIROZ, J. F.; SILVA, M. S. G. M.; TRIVINHO-STRIXINO, S. J. Organismos bentônicos: biomonitoramento de qualidade de águas. Jaguariúna. EMBRAPA. 2008.

TUCCI, C. E. M. **Águas urbanas.** *Estudos avançados.* v. 22. n. 63. 2008.

TUNDISI, J. G. **Recursos hídricos no futuro: problemas e soluções.** *Estudos avançados.* v. 22. n. 63. 2008.

VANNOTE, R. L.; MINSHALL, G. W.; CUMMINS, K. W. **The river Continuum concept.** *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science.* 1980.

ANEXOS

ANEXO A - Composição e abundância das famílias de insetos aquáticos nos tratamentos de vegetação dos rios Almada. Frequência relativa (Fr) total das famílias.

	Rio/Tratamento de vegetação											Total
	Fr (%)	SVC			VCD			VCR				
		Alm	Jac	Palm	Alm	Jac	Palm	Alm	Jac	Palm		
Aeshnidae	0,9	7	2			2		1			12	
Baetidae	8,3	48	1	35	1	8	5			9	107	
Belostomatidae	1,8	4	1	9						9	23	
Blaberidae	0,3		1			2	1				4	
Blatidae	0,2		1				1				2	
Caenidae	0,8	3	3		1	1				2	10	
Calopterygidae	0,8	10									10	
Chaoboridae	0,1	1									1	
Chironomidae	42,4	20	33	282	137	35	11	25		6	549	
Chrysomelidae	0,1									1	1	
Cicadellidae	1,1		8							6	14	
Coenagrionidae	4,0	17	12			1	8	12		2	52	
Coleophoridae	0,3	3						1			4	
Corixidae	0,3						1	3			4	
Cosmopterigidae	0,1			1							1	
Crambidae	0,4	3	1							1	5	
Culicidae	0,5	5	1						1		7	
Curculionidae	0,2							1		1	2	
Dixidae	0,2	2									2	
Dytiscidae	6,2	4	8	43			1	3	2	19	80	
Elmidae	3,1	11	2		12	5	5	1	3	1	40	
Gerridae	2,5	3	2			14	7	2	2	3	33	
Gomphidae	0,5				1	3	1			1	6	
Gryllidae	2,2	1	27								28	
Gyrinidae	1,0			1					1	11	13	
Hydrophilidae	0,2	1							1		2	
Hydropsychidae	1,9					3	21				24	
Hydroptilidae	0,4	4			1						5	
Hydrosaphidae	0,1		1								1	
Leptoceridae	0,2					1		1			2	
Leptohiphidae	4,0	43				4	5				52	
Leptophlebiidae	4,9	1		47		10	4			1	63	
Libellulidae	7,1	29	2	19	11	2	2	6	1	20	92	
Lutrochidae	0,1		1								1	
Mesoveliidae	0,1							1			1	
Naucoridae	0,2	1								1	2	
Noteridae	1,2	1	3	2					8	2	16	
Philopotamidae	0,2						3				3	
Polycentropodidae	0,1						1				1	
Reduviidae	0,1	1									1	
Scirtidae	0,4		3						2		5	
Simulidae	0,8	10									10	
Staphylinidae	0,2	1	1								2	
Tetrigidae	0,2		1							1	2	
Total	100,0	234	115	439	164	91	77	57	21	97	1295	

ANEXO

ANEXO B. Variáveis abióticas nos tratamentos de vegetação. T (Temperatura); pH (Potencial hidrogeniônico) ORP (Potencial de oxirredução); Cond. (Condutividade elétrica); NTU (Turbidez); O₂ (Oxigênio); SVC (Sem Vegetação Ciliar); VCD (Vegetação Ciliar Densa); VCR (Vegetação Ciliar Rala); Veg. Margem (Vegetação de margem).

Local	Tratamento	Segmento	Substrato	T(°c)	pH	ORP (mV)	Cond (µs/cm)	Turbidez (NTU)	O ₂ (mg/l)
Palmeiral	SVC	1	Veg. Margem	23,4	6,3	128,0	0,1	62,0	6,0
Palmeiral	SVC	10	Veg. Margem	26,4	5,9	173,0	0,1	19,9	9,6
Palmeiral	SVC	20	Veg. Margem	26,1	5,6	160,0	0,1	24,9	7,0
Média				25,3	5,9	153,7	0,1	35,6	7,5
Palmeiral	VCD	1	Cascalho	25,3	6,5	203,0	0,1	0,0	9,8
Palmeiral	VCD	10	Veg. Margem	24,7	6,2	218,0	0,1	0,0	10,6
Palmeiral	VCD	20	Cascalho	24,1	6,2	222,0	0,1	0,0	9,8
Média				24,7	6,3	214,3	0,1	0,0	10,1
Palmeiral	VCR	1	Folha	23,3	6,0	219,0	0,1	8,3	7,9
Palmeiral	VCR	10	Veg. Margem	25,5	6,3	214,0	0,1	5,7	8,8
Palmeiral	VCR	20	Veg. Margem	25,3	6,2	207,0	0,1	12,2	8,3
Média				24,7	6,2	213,3	0,1	8,7	8,3
Jacutinga	SVC	1	Veg. Margem	23,5	6,6	39,0	0,2	3,6	6,6
Jacutinga	SVC	10	Veg. Margem	23,5	6,6	-39,0	0,2	26,7	5,1
Jacutinga	SVC	20	Veg. Margem	23,3	6,6	-72,0	0,2	306,0	4,4
Média				23,4	6,6	-24,0	0,2	112,1	5,4
Jacutinga	VCD	1	Cascalho	21,3	7,2	229,0	0,2	0,0	8,9
Jacutinga	VCD	10	Veg. Margem	21,1	6,8	108,0	0,1	0,0	9,3
Jacutinga	VCD	20	Veg. Margem	21,4	6,8	176,0	0,1	0,0	9,3
Média				21,3	6,9	171,0	0,1	0,0	9,2
Jacutinga	VCR	1	Veg. Margem	23,7	7,0	139,0	0,3	0,0	9,8
Jacutinga	VCR	10	Veg. Margem	23,2	6,8	49,0	0,3	0,6	8,3
Jacutinga	VCR	20	Folha	24,3	6,6	-45,0	0,4	0,5	5,9
Média				23,7	6,8	47,7	0,3	0,4	8,0
Almada	SVC	1	Veg. Margem	24,5	6,8	160,0	0,2	0,0	9,2
Almada	SVC	10	Veg. Margem	24,4	6,6	183,0	0,1	0,3	9,0
Almada	SVC	20	Veg. Margem	23,0	6,7	217,0	0,1	5,6	7,7
Média				24,0	6,7	186,7	0,1	2,0	8,6
Almada	VCD	1	Cascalho	24,0	6,6	13,0	0,2	27,7	6,7
Almada	VCD	10	Folha	23,9	6,4	50,0	0,2	0,0	5,1
Almada	VCD	20	Folha	23,8	6,5	62,0	0,1	13,3	4,5
Média				23,9	6,5	41,7	0,2	13,7	5,4
Almada	VCR	1	Cascalho	22,0	4,9	249,0	0,5	16,8	5,1
Almada	VCR	10	Cascalho	22,6	4,8	205,0	0,5	5,8	4,0
Almada	VCR	20	Folha	22,9	4,9	210,0	0,4	1,9	5,3
Média				22,5	4,9	221,3	0,4	8,2	4,8