UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO

Bianca de Medeiros Vendramini

**Macroinvertebrados e degradação de detrito foliar em riachos de Mata
Atlântica e cerrado: o que esperar das mudanças climáticas?**

**Macroinvertebrates and leaf litter degradation in cerrado and
Atlantic Forest streams: what to expect from climate change?**

São Paulo, 2018

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO

Bianca de Medeiros Vendramini

Macroinvertebrados e degradação de detrito foliar em riachos de Mata Atlântica e cerrado: o que esperar das mudanças climáticas?

Macroinvertebrates and leaf litter degradation in cerrado and Atlantic Forest streams: what to expect from climate change?

Dissertação apresentada ao Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo para obtenção do título de Mestre em Ecologia

Área de concentração: Ecologia de Ecossistemas Terrestres e Aquáticos

Orientadora: Prof^a Dra Ana Lucia Brandimarte

São Paulo, 2018

Ficha Catalográfica

Ficha catalográfica elaborada pelo Serviço de Biblioteca do Instituto de Biociências da USP,
com os dados fornecidos pelo autor no formulário:
<http://www.ib.usp.br/biblioteca/ficha-catalografica/ficha.php>

Vendramini, Bianca de Medeiros
Macroinvertebrados e degradação de detrito foliar em
riachos de Mata Atlântica e cerrado: o que esperar das
mudanças climáticas? / Bianca de Medeiros Vendramini;
orientadora Ana Lúcia Brandimarte. -- São Paulo, 2018.

71 f. + anexo

Dissertação (Mestrado) - Instituto de Biociências da
Universidade de São Paulo, Departamento de Ecologia.

1. grupos funcionais alimentares. 2. decomposição. 3.
Croton floribundus. 4. savanização. 5. ecologia aquática.
I. Brandimarte, Ana Lúcia, orient. II. Título.

Bibliotecária responsável pela estrutura da catalogação da publicação:
Elisabete da Cruz Neves - CRB - 8/6228

Comissão Julgadora:

Profa Dra. Ana Lúcia Brandimarte

Prof(a) Dr(a).

Prof(a) Dr(a).

Prof(a) Dr(a).

**Dedico esse trabalho à minha família,
pó de estrelas na Terra, e ao avô Rubens,
pó de estrela que voltou a iluminar o céu.**

“— Há muito tempo — disse o monstro —, antes que nesta cidade houvesse estradas, trens e carros, este era um lugar verdejante. Árvores cobriam todas as colinas e margeavam todos os caminhos. Elas sombreavam todos os riachos e protegiam todas as casas, porque havia casas aqui na época, feitas de rochas e terra.

Isto era um reino.”

Sete minutos depois da meia noite – Patrick Ness

Agradecimentos

Ao CNPq, pela bolsa de mestrado concedida (Processo 133984/2016-8) e à FAPESP pela concessão do Auxílio à Pesquisa à minha orientadora (Processo 2016/22264-8).

Ao Programa de Pós-graduação do Departamento de Ecologia e seus funcionários (em especial Vera e Shirlene) e alunos pela produtiva oportunidade de aprender e difundir ciência.

À Ana Lúcia Brandimarte, agradeço pela paciência e companhia em cada etapa desse projeto, como uma verdadeira “mãe acadêmica”! Obrigada pela determinação e bom humor em campo, pelo cuidado e preocupação com o andamento da pesquisa, e por me ensinar de forma teórica e prática mais do pensamento científico, da ecologia de comunidades aquáticas, e principalmente dos atributos que fazem uma pessoa grande em caráter: gentileza e empatia.

Às equipes dos Parques Estaduais, na figura dos gestores Francisco (PE Juquery) e Vladimir (PE Cantareira) e das sempre presentes e solícitas Juliana, Raquel e Marina, que nos receberam, sanaram dúvidas, deram sugestões, e acompanharam em campo. E à COTEC pela permissão da realização da pesquisa nesses dois parques de paisagens fantásticas.

À equipe de campo, a técnica Lenilda Maria de Oliveira e ao chefe dos motoristas Cláudio Magro por todo o auxílio e disposição, mesmo em dias chuvosos e em barrancos íngremes! Obrigada pela dedicação, conversas, risadas e bons almoços juntos. Ao técnico de laboratório e amigo Gustavo Heidy Yamashita, sou grata pela ajuda em procedimentos laboratoriais e pelos momentos descontraídos juntos!

À Lilian Ferrarez e Raquel Franca pelo suporte em campo e pela paciência e determinação em aprenderem a identificação de macroinvertebrados aquáticos, e aceitarem a missão de triar as amostras e identificarem os numerosos Chironomidae, uma contribuição essencial para esse trabalho!

Ao professor Sérgio Tadeu por nos apresentar o parque do Juquery e sua diversidade; aos professores Déborah Yara Cursino, Marcelo Pompêo e Roberto Shimizu pelo auxílio enquanto comitê de acompanhamento, pelos bons conselhos ao dar forma e nortear o avanço da pesquisa e a análise de seus resultados.

Aos parceiros do departamento de Botânica: Doutoranda Carmen Palacios (Laboratório de Fitoquímica), pelo cuidadoso acompanhamento na quantificação de lignina, e ao Professor Marcos Buckeridge e Eglee Igarashi (Laboratório de Fisiologia Ecológica de Plantas) pela disponibilização de equipamento de moagem. Agradeço ao Laboratório de Tecido Vegetal e Nutrição Mineral de Plantas da ESALQ (Departamento de Ciência do Solo), em especial Valéria e professor Marcos Camargo pelas análises de determinação de macronutrientes.

Aos maiores responsáveis por dirigirem meu caminho até a ciência, meus pais Margarete e Rubens. Obrigada pelo apoio ao longo de tantos anos de estudo, e por toda dedicação e investimento que fizeram e fazem em me educar e ensinar, sempre com base em respeito e amor. À minha irmã Luiza por me ouvir e aprender um pouquinho sobre o trabalho. Aos meus avós, por apoiarem meus estudos, mesmo sem entender o porquê de a neta ficar tantos anos na universidade. E ao meu protetor de quatro patas, Aslam, pelo amor incondicional sempre.

Ao time de amigos, todos vocês são presentes que só tenho gratidão por ter recebido: meus irmãos de coração que permanecem crescendo ao meu lado e me dando confiança e suporte profissional e emocional, Monique Romeiro e Antonio Neto. Obrigada pelas muitas lembranças compartilhadas e os tantos momentos de reflexão, diversão e aprendizado. Vocês são exemplos de admiração para mim! À amiga que trago desde a infância, Aline Lee, por mesmo sendo tão diferente de mim, saber sempre como me dar força e encarar os problemas de maneira divertida, e mais importante, juntas. À Camila Silva, pelas tantas conversas e tempo passado juntas. Sigo aprendendo com você...mesmo depois de todo esse tempo? Sempre! À Tamara Bastos, meu agradecimento por passar mais essa etapa acadêmica dividindo risadas, nostalgia e desesperos comuns às duas. À Mariane Inocente pelas muitas mensagens de suporte, desabafos, conselhos e descoberta de pontos em comum que fortalecem nosso laço! Ao Lay, por me ensinar tanto com a convivência, mesmo à distância, e me mostrar que repensar e questionar atitudes e pensamentos é um exercício diário para ser melhor (sem ter que culpar os astros no processo! hahaha). Ao Ricardo Nunes, obrigada por segurar minha mão e caminhar do meu lado com tanto carinho. Seu companheirismo, cuidado e sinceridade me dão muita força! Pegando emprestadas as palavras de Carl Sagan, “é um imenso prazer para mim dividir um planeta e uma época com você.”

E a todos que indiretamente torceram, perguntaram a respeito, e auxiliaram de alguma maneira para que essa dissertação fosse hoje uma realidade.

RESUMO

O material vegetal alóctone se configura como uma das principais vias energéticas mantenedora do funcionamento de ambientes lóticos, sendo que seu processamento é essencial na ciclagem de nutrientes e envolve diversos organismos. Esse estudo pretendeu verificar a participação de macroinvertebrados aquáticos no processo de degradação de material vegetal ao longo do tempo, bem como acompanhar a colonização deste material em dois riachos subtropicais localizados em biomas distintos: Mata Atlântica e cerrado. Folhas de *Croton* cf. *floribundus* (Euphorbiaceae) foram incubadas em *litter bags*. Avaliou-se a composição da fauna (nos aspectos taxonômico e funcional), o decaimento de massa foliar e a composição química do material ao longo do período de 7, 15, 30, 60 e 90 dias de exposição em dois tratamentos distintos, quanto ao grau de acesso dos macroinvertebrados às folhas. O percentual de perda de massa e as taxas de decaimento foram semelhantes nos dois ambientes e entre os tratamentos, o que indica que nessas localidades a influência de macroinvertebrados é inferior à da ação da lixiviação e condicionamento por bactérias e fungos durante o processo de degradação. A dinâmica da composição química dos detritos também seguiu trajetórias similares nos dois ambientes. No entanto, os grupos funcionais dominantes variaram ao longo do tempo em cada uma das situações, assim como a abundância total de organismos. Os resultados demonstram que distinções mais notáveis se relacionam não à velocidade de degradação em cada tipo de bioma, uma vez que as eficiências de processamento foram semelhantes, mas sim à composição da comunidade que utiliza o recurso vegetal como substrato para alimentação e/ou abrigo. Dessa forma, levando em conta o cenário de transição das áreas úmidas de mata a ambientes savânicos, pelo avanço do cerrado, frente a mudanças climáticas globais, a dinâmica de degradação foliar, com base em *C. cf. floribundus*, se manteria similar nos ambientes lóticos, mas uma possível fragilidade seria a redução da diversidade de famílias de macroinvertebrados aquáticos.

Palavras-chave: grupos funcionais alimentares; decomposição; *Croton floribundus*; savanização; ecologia aquática.

ABSTRACT

The allochthonous plant material is one of the main energetic pathways that maintains lotic environments functioning, and its processing is essential on nutrients cycling, involving several organisms. This study aimed to verify the participation of aquatic macroinvertebrates in the decay process of plant material over time, as well follow the colonization of this debris in two subtropical streams located in distinct biomes: Atlantic Forest and cerrado (Brazilian savanna). Leaves of *Croton* cf. *floribundus* (Euphorbiaceae) were incubated in *litter bags*. The fauna composition (in taxonomic and functional aspects), leaf mass decay and chemical composition of the material during the period of 7, 15, 30, 60 and 90 days of exposure in two different treatments, which one with a degree of access to the leaves by macroinvertebrates, were evaluated. The mass loss percentage and decay rates were similar in both environments and between treatments, indicating that the influence of macroinvertebrates is lower than that of leaching and conditioning by bacteria and fungi during the decay process. The dynamics of the chemical composition of the debris also followed similar trajectories in both environments. However, dominant functional groups varied over time in each of the situations, as did the total abundance of organisms. Those results show that the most notable distinctions are related not to the decay rate in each biome, since the processing efficiencies were similar, but to the composition of the community using the vegetal resource as a substrate for food and/or shelter. Thus, taking into account the transition scenario from forest wetlands to savanna environments, due to the advance of the cerrado, in the face of global climatic changes, the dynamics of leaf decay, based on *C. cf. floribundus*, would remain similar in the lotic environments. However, a possible fragility would be the reduction on aquatic macroinvertebrate families diversity.

Key words: functional feeding groups; decomposition; *Croton floribundus*; savanization; aquatic ecology.

Lista de Figuras

Figura 1. Localização dos Parques Estaduais Cantareira (PEC) e Juquery (PEJ) dentro da região urbana de São Paulo. Os marcadores indicam a localização dos riachos analisados. Fonte: Google Earth 2017.

Figura 2. Hidrografia dos Parques. A) Recorte do Parque Estadual da Cantareira (PEC) e B) Delimitações do Parque Estadual do Juquery (PEJ) com a hidrografia (corpos de água de Classe 1) em verde. Os marcadores amarelos indicam a localização dos riachos analisados. Fonte: <<http://datageo.ambiente.sp.gov.br/app/?ctx=DATAGEO>>

Figura 3. A) *Croton cf. floribundus* na borda externa da mata ripária do ribeirão dos Pitus (PEJ); B) Face Adaxial e Abaxial das folhas utilizadas no experimento; C) *Litter bags* contendo folhas inseridos no riacho.

Figura 4. Média de temperatura (barras) e precipitação (linha) ao longo do ano de 2017 na região dos Parques Estaduais. As setas indicam os meses de duração do experimento em campo. Fonte: Dados históricos BDMEP-INMET, estação Mirante de Santana (OMM 83781) <<http://www.inmet.gov.br/projetos/rede/pesquisa/inicio.php>>

Figura 5. Perda percentual de massa ao longo do experimento em ambos os tratamentos e ambientes e tabela com valores de k e R^2 das perdas exponenciais. As retas em preto se referem à Mata Atlântica, em cinza ao cerrado. Linhas tracejadas indicam malha fina, e contínuas, malha grossa. MAG: Mata Atlântica, malha grossa; MAF: Mata Atlântica, malha fina; CEG: cerrado, malha grossa; CEF: cerrado malha fina.

Figura 6. Porcentagem de matéria orgânica (média e DP) ao longo do tempo para os dois riachos analisados. Linhas tracejadas indicam malha fina, e contínuas, malha grossa. A) Mata Atlântica; B) cerrado. MAG: Mata Atlântica, malha grossa; MAF: Mata Atlântica, malha fina; CEG: cerrado, malha grossa; CEF: cerrado malha fina.

Figura 7. Porcentagem de carbono (média e DP) ao longo do tempo para os dois riachos analisados. Linhas tracejadas indicam malha fina, e contínuas, malha grossa. A) Mata Atlântica B) cerrado. MAG: Mata Atlântica, malha grossa; MAF: Mata Atlântica, malha fina; CEG: cerrado, malha grossa; CEF: cerrado malha fina.

Figura 8. Porcentagem de nitrogênio (média e DP) ao longo do tempo para os dois riachos analisados. Linhas tracejadas indicam malha fina, e contínuas, malha grossa. A) Mata Atlântica B) cerrado. MAG: Mata Atlântica, malha grossa; MAF: Mata Atlântica, malha fina; CEG: cerrado, malha grossa; CEF: cerrado malha fina.

Figura 9. Porcentagem de fósforo (média e DP) ao longo do tempo para os dois riachos analisados. Linhas tracejadas indicam malha fina, e contínuas, malha grossa. A) Mata Atlântica; B) cerrado. MAG: Mata Atlântica, malha grossa; MAF: Mata Atlântica, malha fina; CEG: cerrado, malha grossa; CEF: cerrado malha fina.

Figura 10. Porcentagem de lignina (média e DP) ao longo do tempo para os dois riachos analisados. Linhas tracejadas indicam malha fina, e contínuas, malha grossa. A) Mata Atlântica; B) cerrado. MAG: Mata Atlântica, malha grossa; MAF: Mata Atlântica, malha fina; CEG: cerrado, malha grossa; CEF: cerrado malha fina.

Figura 11. Relações de N/P (A;B), relações C/N (C;D) e relações C/P (E;F) para os tratamentos de malha fina, representados por linhas tracejadas, e malha grossa, representado por linha contínua em cada um dos ambientes. MAG: Mata Atlântica, malha grossa; MAF: Mata Atlântica, malha fina; CEG: cerrado, malha grossa; CEF: cerrado malha fina.

Figura 12. Participação relativa (%) dos diferentes grupos de invertebrados na malha fina para Mata Atlântica (A) e cerrado (B) ao longo do experimento.

Figura 13. Participação relativa (%) dos diferentes grupos de macroinvertebrados na malha grossa para Mata Atlântica (A) e Cerrado (B) ao longo do experimento.

Figura 14. Participação relativa (%) de cada grupo funcional para Mata Atlântica: A) Malha fina; B) Malha grossa; e para cerrado: C) Malha fina; D) Malha grossa, ao longo do experimento. FILTCOL: Filtradores-coletores; PRED: Predadores; COLCAT: Coletores-catadores; RASP: Raspadores; PERF: Perfuradores; FRAG: Fragmentadores.

Figura 15. Massa remanescente (porcentagem e DP) em relação ao número de organismos (n) amostrados para Mata Atlântica: A) Malha fina; B) Malha grossa e para cerrado: C) Malha fina; D) Malha grossa.

Figura 16. Relação de abundância de indivíduos por peso seco de material foliar remanescente (g) ao longo do experimento. MAG: Mata Atlântica, malha grossa; MAF: Mata Atlântica, malha fina; CEG: cerrado, malha grossa; CEF: Cerrado malha fina.

Lista de Tabelas

Tabela 1. Variáveis físicas e químicas da água dos riachos (média e desvio padrão) e valores mínimos e máximos. MA: Mata Atlântica; Ce: Cerrado.

Tabela 2. Porcentagem de nitrogênio, fósforo, carbono, matéria orgânica e lignina no detrito para os dois riachos amostrados (média $\pm$ DP) e relações químicas entre os componentes. MA: Mata Atlântica; Ce: cerrado.

Tabela 3. Índices gerais de diversidade de família de macroinvertebrados para os riachos de Mata Atlântica e cerrado.

Tabela 4. Valores de diversidade beta (taxas de substituição, calculada por $\beta_w = (S/\alpha) - 1$). MA: Mata Atlântica; Ce: Cerrado.

SUMÁRIO

1. Introdução.....	14
2. Objetivo.....	19
3. Material e Métodos.....	20
3.1 Área de estudo.....	20
3.2 Preparo de <i>litter bags</i> e análises químicas das folhas.....	22
3.3 Procedimentos em campo.....	23
3.4 Procedimentos em laboratório.....	25
3.5 Análise de dados.....	26
4. Resultados e Discussão.....	28
4.1 Perda de massa e dinâmica da química foliar de <i>Croton</i> cf. <i>floribundus</i> em riachos de Mata Atlântica e cerrado.....	28
4.1.1 Caracterização ambiental.....	28
4.1.2 Perda de massa.....	29
4.1.3 Qualidade nutricional do material foliar.....	32
4.1.3.1 Matéria orgânica, carbono, nitrogênio, fósforo e lignina.....	32
4.1.3.2 Relações químicas.....	39
4.2 Composição da comunidade de macroinvertebrados na colonização de folhas <i>Croton</i> cf. <i>floribundus</i> s em riachos de Mata Atlântica e cerrado.....	43
4.2.1 Diversidade de macroinvertebrados.....	43
4.2.2 Grupos funcionais alimentares.....	48
4.2.3 Relações massa x abundância de organismos.....	52
5. Conclusões.....	54
6. Referências Bibliográficas.....	56
ANEXO I.....	72
ANEXO II.....	75
ANEXO III.....	77

1. INTRODUÇÃO

A concentração de espécies endêmicas e o risco de perda de habitats excepcionais levaram à inclusão da Mata Atlântica e do cerrado entre os vinte e cinco *hostposts* de biodiversidade mundiais (MYERS *et al.*, 2000). O bioma Mata Atlântica é um dos mais impactados no Brasil, tendo sua cobertura vegetal reduzida a 11 a 16% da extensão original, com a maioria dos fragmentos remanescentes de tamanhos em geral inferiores a 100 ha (RIBEIRO *et al.*, 2009). No estado de São Paulo, a vegetação atlântica que no passado se estendia por 70% do território cobre atualmente cerca de 13,7% (SOS MATA ATLÂNTICA & INPE, 2017). Os fragmentos de mata são por vezes isolados uns dos outros e compostos por florestas secundárias, em estágio intermediário de sucessão (METZGER *et al.*, 2009). Ainda assim, estima-se que a flora e fauna da Mata Atlântica representem de 1 a 8% do total de espécies do mundo (SILVA & CASTELETI, 2003), habitando nas diversas formações fitogeográficas dessa floresta úmida. Tal diversidade, somada ao alcance altitudinal da mata, favorecem sítios de endemismo para variados táxons, reiterando a importância do bioma. Seus remanescentes mais expressivos estão, em parte, protegidos pelas unidades de conservação criadas, principalmente nas regiões Sul e Sudeste do país (RIBEIRO *et al.*, 2009), tendo como motivação a proteção dos mananciais e sua vegetação de entorno.

O cerrado é o ambiente de savana com maior diversidade do mundo, com mais de 7000 espécies e alto nível de endemismo, em área originalmente equivalente a 21% do território brasileiro (KLINK & MACHADO, 2005). No entanto, apesar da biodiversidade, apenas cerca de 2% de sua área estão sob proteção legal, e a pressão para múltiplos usos dos solos é crescente, configurando por isso um *hotspot* da biodiversidade (KLINK & MACHADO, 2005). No estado de São Paulo, o bioma correspondia inicialmente a 14% da cobertura vegetal, e, desse total restam apenas 0,81% (KRONKA *et al.*, 2005), tendo como principais ameaças o desmatamento, fogo e gramíneas invasoras (PIVELLO, 2005).

Pressões antrópicas como desmatamento, exploração madeireira, caça e fragmentação são ameaças diretas aos biomas, que em escala local trazem prejuízos à manutenção da flora e fauna, tanto em estrutura como em funcionalidade. Neste contexto,

a abordagem de conservar o máximo possível de vegetação natural em áreas protegidas ainda se apresenta como a melhor opção (CORLETT, 2012), visando maior conectividade espacial e a conciliação de interesses por parte dos múltiplos tomadores de decisão (BRODIE *et al.*, 2012).

Somam-se às pressões locais, os prováveis efeitos adversos das mudanças climáticas globais, cujas consequências biológicas não são totalmente conhecidas, uma vez que os biomas estarão sujeitos a novas condições de temperatura. Considera-se que a alteração climática superaria o efeito da pressão de mudanças do uso do solo (CORLETT, 2011), sendo que as florestas tropicais se retrairiam e seriam substituídas por savana (CAVELIER *et al.*, 1998), afetando assim as espécies e os processos ecológicos em áreas florestais atualmente densas, o que ameaça a sua estabilidade como refúgio (ZANIN & ALBERNAZ, 2016). Destaca-se ainda que, em decorrência do aumento de temperatura, as espécies vegetais tendem a ser deslocadas, interferindo na permanência da fauna associada e gerando diferenças nos estoques de carbono (CORLETT & WESTCOTT, 2013).

O processo de alteração das florestas tropicais, em função de mudanças climáticas e demais ações antropogênicas, se caracteriza pelo aumento de gramíneas de metabolismo C4, a substituição de espécies florestais por espécies de savana e a redução da cobertura de dossel em áreas antes ocupadas por maciços florestais (CAVELIER *et al.*, 1998), levando à homogeneização da biodiversidade e processos ecológicos associados. Assim sendo, no Brasil áreas de Floresta Amazônica e Mata Atlântica tenderiam a se tornarem gradativamente mais similares ao cerrado, em um processo de “secundarização” e até mesmo “savanização” (JOLY *et al.*, 2014), no qual florestas maduras são substituídas por florestas de nível sucessional anterior. No caso da Mata Atlântica, tida como um dos três ambientes de maior vulnerabilidade às mudanças climáticas (BÉLLARD *et al.*, 2014), a temperatura pode aumentar de 2 a 4°C, resultando em possível redução da área com cobertura vegetal (estimada entre 20 a 50%) e substituição de espécies (COLOMBO & JOLY, 2010). Ainda que mais estável que o cenário Amazônico, há incerteza quanto ao destino da floresta, havendo a projeção de mudança para maior similaridade ao cerrado (STAYER *et al.*, 2011), ainda que existam previsões de que ações de manejo voltadas a aumentar a cobertura arbórea dos remanescentes possam favorecer a manutenção das características da formação atual (ANADÓN *et al.*, 2014; SCARANO & CEOTTO,

2015). Para o Estado de São Paulo, em particular, ainda não há consenso quanto à redução ou manutenção da floresta tropical para grande parte de seu território em cenários futuros (SALAZAR *et al.*, 2007). Tal desconhecimento é agravado pelo fato de pesquisas sobre esse fenômeno terem sido consideradas uma necessidade não imediata por muito tempo, já que as alterações devidas às mudanças climáticas ocorrem mais lentamente do que impactos como o desmatamento, exploração extrativista de espécies e fragmentação. Mesmo as savanas naturais seriam afetadas, sendo que as simulações em diferentes cenários estimam perdas na proporção de 50% ou mais da área de distribuição das espécies para o cerrado brasileiro (SIQUEIRA & PETERSON, 2003).

A preocupação com a biota e a necessidade de protegê-la, logicamente, não se restringe às espécies terrestres, visto que áreas ocupadas pelos dois biomas em questão podem abrigar um número considerável de ambientes aquáticos, dentre eles, os lóticos, cuja plena compreensão em termos de diversidade e funcionamento ainda carece de informações, em especial no que se refere às regiões tropicais (BOYERO *et al.*, 2015).

Sabe-se, no entanto, que a cadeia de detritos é uma das principais vias de fluxo energético alóctone (WALLACE *et al.*, 1997; MATHURIAU & CHAUVET, 2002; DAVIES & BOULTON, 2009), além de relevante para a ciclagem de nutrientes. Diferenças essenciais entre a decomposição de detritos no solo e na água são relacionadas ao fato da umidade não ser um fator limitante nos ambientes aquáticos perenes, de modo que a temperatura é mais relevante que a precipitação nestes locais (BOYERO *et al.*, 2016), nos quais o teor de oxigênio dissolvido também pode ser limitante. Além disso o transporte de material é unidirecional e um processo importante que facilita a decomposição e carreamento é a abrasão física pela força da água (GRAÇA *et al.*, 2015). Em conjunto e influenciados pelo ambiente circundante, os detritos têm o potencial de disponibilizar uma maior quantidade de energia ao sistema do que aquela que é fixada pelo processo fotossintético (ALLAN & CASTILLO, 2007), sobretudo em corpos d'água sombreados. A maior contribuição de entrada alóctone se dá por meio da Matéria Orgânica Grosseiramente Particulada (MOGP), formada majoritariamente por massa foliar. A degradação foliar ocorre em três etapas: a liberação de solutos (lixiviação), a colonização por micro-organismos, que favorecem o uso da matéria orgânica disponível pelos invertebrados, e a fragmentação e mineralização do material. O processo completo se dá pela conversão da MOGP em Matéria Orgânica Finamente Particulada (MOFP) e

Matéria Orgânica Dissolvida (MOD) que são, finalmente, mineralizadas. Ocorre perda exponencial de massa ao longo do tempo, e os três processos podem se suceder ou serem simultâneos, sobrepondo-se (GESSNER *et al.*, 1999).

A colonização do material foliar por invertebrados ocorre gradualmente (GONÇALVES *et al.*, 2004; MORETTI *et al.*, 2007), iniciando-se logo que as folhas adentram os corpos d'água, e se estendendo, juntamente com a atividade bacteriana, até a conversão das folhas em material particulado fino (HIEBER & GESSNER, 2002; WRIGHT & COVICH, 2005). Durante o processo, há um aumento crescente de riqueza e densidade de macroinvertebrados devido à fragmentação das folhas, com posterior declínio em razão do avançado nível de degradação e consumo de material (GONÇALVES *et al.*, 2012). A velocidade da degradação se altera ao longo do tempo, tal como a composição da comunidade de macroinvertebrados (UIEDA & MOTTA, 2007), em função de fatores como a temperatura da água (MULHOLLAND *et al.*, 2001), a quantidade de nutrientes nos detritos (ABELHO *et al.*, 2005) e as propriedades químicas do corpo d'água e das folhas (CANHOTO & GRAÇA, 1996; HAAPALA *et al.*, 2001; GRAÇA & CANHOTO, 2006). Assim, o acompanhamento das propriedades químicas do detrito é importante para estimar a atratividade do material aos organismos e as flutuações de concentrações ao longo da decomposição.

No que se refere às plantas comuns em vegetação tropical, cutículas espessas, elevadas razões de C/N e de compostos secundários, características de adaptações ao estresse hídrico e à resistência à herbivoria, são fatores determinantes na diferenciação da velocidade de decomposição em relação aos ambientes temperados (OLIVEIRA *et al.*, 2003). As quantidades de lignina e celulose tal como altos valores de carbono indicam os teores de moléculas estruturais associadas a mecanismos de proteção, enquanto que as concentrações de nitrogênio e fósforo estão relacionadas às moléculas não-estruturais e de armazenamento energético, tal como proteínas (REICH & OLEKSYN, 2004). Sendo assim, a estimativa desses atributos delimita um panorama geral das concentrações de moléculas disponíveis ao consumo por organismos e condicionamento da liteira. As folhas da vegetação de ambientes de savana, como o cerrado, são mais duras devido à adaptação ao fogo e à ocorrência de mecanismos de defesa contra a herbivoria mais elaborados (BOYERO *et al.*, 2012), possuindo maior conteúdo de lignina e menos nitrogênio do que a vegetação de clima temperado. Por essa razão, são folhas menos

atrativas aos detritívoros em termos de palatabilidade (GONÇALVES *et al.*, 2006). Em função destas diferenças há variação dos grupos funcionais mais abundantes, dentre filtradores, raspadores, fragmentadores, coletores e predadores (GESSNER & CHAUVET, 2002; PASCOAL *et al.*, 2003; DANGER & ROBSON, 2004). Na região tropical, a proporção de macroinvertebrados fragmentadores tende a ser baixa, representando menos de 7% do total de organismos, enquanto que em ambientes temperados correspondem de 10 a 43% do total (HIEBER & GESSNER, 2002; GONÇALVES *et al.*, 2006, 2007). A importância relativa dos fragmentadores nesta região é reduzida porque muitas das espécies representantes desses grupos funcionais pertencem a *taxa* adaptados a climas frios (como Plecoptera e Trichoptera, que evoluíram em ambientes de menor temperatura), estando próximas a seus máximos de tolerância térmica nos trópicos, o que pode restringir sua atividade (BOYERO *et al.*, 2012; GRAÇA *et al.*, 2015). Em contraste, a abundância de coletores tende a ser elevada, por serem melhor adaptados ao tipo de recurso foliar disponível nas regiões tropicais (BOYERO *et al.*, 2011).

Mesmo considerando-se apenas ambientes tropicais, a abundância de organismos detritívoros varia entre diferentes locais, de maneira que modelos de decomposição precisam ser ajustados a cada situação (BOYERO *et al.*, 2015). Dessa forma, estudos voltados a entender a velocidade de decomposição da matéria orgânica proveniente da vegetação ripária e a dinâmica de colonização pelos organismos, integrando ambiente terrestre e aquático, são essenciais para auxiliar o entendimento da composição das comunidades bentônicas e a conservação dos habitats ameaçados por fragmentação.

É latente a necessidade de suprir a lacuna de conhecimento científico sobre o processo de degradação dos detritos para os ambientes aquáticos tropicais, sendo que apenas 13% das publicações sobre decomposição foliar se referem a pesquisas realizadas na América do Sul, e apenas cerca de metade dessa porcentagem a estudos desenvolvidos especificamente no Brasil (HAMADA *et al.*, 2014). Em especial, os estudos em nascentes e riachos de menor ordem (1ª e 2ª ordem) são relevantes por esses ambientes serem altamente dependentes da entrada de material alóctone e exercerem influência sobre o metabolismo dos corpos d'água de maior ordem, a jusante.

Assumindo que o clima afeta diretamente a quantidade de liteira que chega aos riachos, e indiretamente as taxas de decaimento, mudanças climáticas podem afetar a dinâmica da matéria orgânica nestes sistemas (REZENDE *et al.*, 2016). Considerando a possibilidade de alteração dos ambientes em função de diferenças climáticas e a consequente tendência de mudança das espécies vegetais que servirão como fonte de detritos para a fauna de riachos de Mata Atlântica, é importante saber como os invertebrados reagiriam frente à chegada do novo recurso vegetal, e como a decomposição foliar ocorreria nessas novas condições. Seria possível ponderar que a comunidade de macroinvertebrados da Mata Atlântica não esteja apta a degradar folhas com menores razões C/N, como seriam as advindas de ambiente de cerrado, e frente a essa realidade, a deposição de detritos nos riachos aumentaria, podendo alterar as teias alimentares. Neste sentido, este trabalho parte da hipótese que o processo de degradação foliar de material oriundo do cerrado ocorre mais rapidamente neste ambiente do que em Mata Atlântica, pelo fato dos invertebrados estarem aptos a consumirem recurso foliar de menor qualidade e com defesas químicas mais acuradas contra a herbivoria. Adicionalmente, uma segunda hipótese é que no cerrado, o aumento da abundância de macroinvertebrados seria mais rápido, pois a temperatura mais elevada aceleraria o condicionamento do detrito por microrganismos, tornando-o atrativo em menos tempo.

2. OBJETIVO

O presente trabalho teve como objetivo acompanhar a degradação de folhas de *Croton cf. floribundus*, em *litter bags* dispostos em riachos de cerrado e Mata Atlântica, considerando que há divergência nas histórias evolutivas dos organismos que participam deste processo e que a biota da Mata Atlântica demandaria um período de reconhecimento da nova fonte de recursos, o que retardaria sua degradação. Mais especificamente, pretende-se verificar o papel das famílias de macroinvertebrados nas duas situações, analisando sua contribuição relativa para o processo de degradação e transformação da matéria orgânica e verificar se há diferença no tempo de degradação nos dois biomas.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Área de estudo

O estudo foi realizado em área de Mata Atlântica do Parque Estadual da Cantareira (PEC) e de cerrado do Parque Estadual Juquery (PEJ) (Figura 1), ambos constituintes da mancha vegetal da Serra da Cantareira (RAIMUNDO, 2006) e inclusos na Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHI) 6, correspondente à bacia do Alto Tietê. O Parque Estadual da Cantareira foi criado inicialmente com o objetivo de proteção aos mananciais da região, que contribuem para o abastecimento da Região Metropolitana de São Paulo, sendo um dos maiores maciços florestais inseridos em área urbana do mundo (FUNDAÇÃO FLORESTAL, 2009). Possui 7.916,52 ha de área, divididos em 4 núcleos: Águas Claras, Engordador, Pedra Grande e Cabuçu. O presente estudo foi desenvolvido no núcleo Águas Claras, que abriga um ribeirão de mesmo nome e tem 80% do território incluído na lei de proteção aos mananciais. O Parque Estadual do Juquery se localiza em Franco da Rocha, com área de 1.955,52 ha, e é composto por uma antiga fazenda, adquirida pelo Estado e tombada como patrimônio histórico. Em 1993 tornou-se Parque, visando a proteção do último contínuo de cerrado da região metropolitana de São Paulo (SÃO PAULO, 1993). O parque possui rica hidrografia, principalmente do Rio Juquery e afluentes, protegida pela lei de mananciais e integrante do Sistema Cantareira de Abastecimento.

Figura 1. Localização dos Parques Estaduais Cantareira (PEC) e Juquery (PEJ) dentro da região urbana de São Paulo. Os marcadores indicam a localização dos riachos analisados. Fonte: Google Earth 2017.

Foram selecionados dois riachos com vazão, velocidade, temperatura e substrato similares: ribeirão Águas Claras no PE Cantareira (Figura 2A), com 1,9 Km de extensão, e ribeirão dos Pitus, com 1,3 Km de extensão, no PE Juquery (Figura 2B), visando acompanhar e comparar o processamento e degradação foliar em cada um, assim como a colonização por macroinvertebrados e a composição da comunidade. Ambos os riachos são de primeira ordem (~1 m de largura), classificados como Classe 1 devido à legislação de enquadramento dos corpos d'água para o Estado de São Paulo ser anterior à resolução CONAMA 357, que determina que os corpos d'água inseridos em unidades de conservação devem ser considerados pertencentes à Classe Especial, de qualidade mais elevada (CONAMA, 2005). No PE Cantareira, a elevação média dos pontos de coleta é de 987 metros de altura, e no PE Juquery, 739 metros de altura.

A proximidade entre os dois parques, provavelmente, facilita a propagação de espécies vegetais de um ambiente para outro. Sob a ação do aquecimento global, e possível cenário de retração da floresta, espécies vegetais oriundas do Juquery, menos frequentes ou incomuns em áreas úmidas, poderiam estabelecer-se com maior sucesso na Cantareira.

Figura 2. Hidrografia dos Parques. A) Recorte do Parque Estadual da Cantareira (PEC) e B) Delimitações do parque Estadual do Juquery (PEJ) com a hidrografia (rios de Classe 1) em verde. Os marcadores amarelos indicam a localização dos rios analisados. Fonte: <<http://datageo.ambiente.sp.gov.br/app/?ctx=DATAGEO>>

3.2 Preparo do conteúdo das litter bags

Para compor o conteúdo dos *litter bags*, foram recolhidos 2 Kg de folhas frescas da espécie *Croton* cf. *floribundus*, (Euphorbiaceae), uma espécie abundante na zona de transição entre a vegetação do cerrado e a mata ciliar no Parque Estadual Juquery. Trata-

se de uma espécie arbórea de rápido crescimento e pouco tolerante a áreas demasiadamente sombreadas, devido à suas altas taxas fotossintéticas (LORENZI, 2002). Sua ocorrência é comum em clareiras de remanescentes de floresta semidecidual primária bem como em áreas de floresta semidecidual secundária (OLIVEIRA-FILHO *et al.*, 2006), ou seja, em vegetação de estacionalidade climática bem definida em chuvas intensas de verão e posterior estiagem, como ocorre na porção central do país, com flora intermediária entre os ambientes de mata e savana (OLIVEIRA-FILHO & FONTES, 2000; VIANI *et al.*, 2014). É tida como uma espécie comum em zonas ripárias, e pioneira de longa duração, estando presente em ambientes de alta incidência solar (PEARSON *et al.*, 2002), com árvores persistindo e recrutando por longo tempo após a abertura de clareiras, sejam estas estreitas ou largas (SILVESTRINI & SANTOS, 2015). É ainda sabido que o gênero em questão possui altas concentrações de diterpenos, alcaloides, taninos, flavonoides e óleos voláteis (SIMIONATTO *et al.*, 2015) que, dentre outras funções, agem como mecanismos de defesa ao consumo por herbívoros. Com essas características, a espécie é condizente com o perfil de vegetação dos cenários climáticos previstos para a Mata Atlântica, em que as mudanças ambientais levariam ao espalhamento e dominância de espécies pioneiras e de fases iniciais de sucessão ecológica como principais elementos florestais (LÔBO *et al.*, 2011).

As folhas coletadas foram lavadas em água corrente, secas ao ar livre e, em seguida, em estufa a 30°C durante 48 horas, garantindo a secagem do material sem alteração das propriedades químicas e a retirada de organismos presentes no folhicho (HAMADA *et al.*, 2014). Após secas, as folhas foram armazenadas em local sombreado até a preparação dos *litter bags* de dimensões 20x20 cm (Figura 3). Cada *litter bag* recebeu $8,0 \pm 0,1$ gramas de folhicho, pesado em balança analítica.

3.3 Procedimentos em campo

A degradação foliar e a diversidade de macroinvertebrados foram estimadas a partir da colonização de *litter bags* (sacos de decomposição) colocados nos ambientes de estudo, recolhidos aos 7, 15, 30, 60 e 90 dias após a incubação do material foliar. Tal intervalo compreendeu o período de 30 de Agosto à 25 de Novembro de 2016. Em cada um dos riachos analisados, os *litter bags* foram dispostos em 6 trechos. Para distinção dos tratamentos, utilizou-se *litter bags* de malha grossa (5,5 mm) como tratamento menos

restritivo ao acesso de macroinvertebrados, e de malha fina (1,0 mm), como tratamento mais restritivo (ALBARIÑO & BALSEIRO, 2002; WRIGHT & COVICH, 2005; RIBAS *et al.*, 2006). Os riachos foram divididos em 6 pontos amostrais nos quais foram dispostos 5 *litter* bags de cada tipo de tratamento. Em cada uma das coletas, foi retirado um *litter* bag de cada tamanho de malha por ponto de coleta (réplica), totalizando 12 *litter* bags de cada Parque, sendo 6 deles de malha grossa, e outros 6, de malha fina.

Figura 3. A) *Croton* cf. *floribundus* na borda externa da mata ripária do ribeirão dos Pitus (PEJ); B) Face Adaxial e Abaxial das folhas utilizadas no experimento; C) *Litter* bags contendo folhas inseridos no riacho.

Foi realizada a caracterização dos riachos (tipo de substrato, profundidade, largura, velocidade e vazão) e, em cada coleta foram tomadas medidas de variáveis físicas e químicas da água (pH, temperatura, condutividade e oxigênio dissolvido, determinados por meio de Sonda Multiparâmetros Horiba U-50). A classificação dos tipos de substratos e de velocidade d'água foram embasadas no protocolo de Peck *et al.* (2006). A medida de velocidade (distância/tempo) foi feita com base no tempo que um objeto flutuador levou para atravessar todo o comprimento de um ponto pré-definido do riacho a outro. A medida de vazão ((comprimento x área) / tempo) valeu-se também dos valores de

velocidade e comprimento entre pontos, aliados aos dados de profundidade tomados com trena.

3.4 Procedimentos em laboratório

O conteúdo de cada *litter bag* foi despejado em bandeja na qual o material vegetal foi lavado cuidadosamente em água corrente, passando em peneira de malha de 250 μm para separação dos invertebrados e material foliar remanescente. A lavagem foi padronizada sendo realizada sempre pela mesma pessoa, com três passadas de água por conteúdo de *litter bag*. As folhas foram então secas ao ar livre, pesadas em balança de precisão (para obtenção da massa fresca), secas em estufa a 60°C por 48 horas e por fim novamente pesadas (para obtenção da massa seca). Após esse procedimento, o material foliar foi submetido às análises de composição química. Os organismos retidos após a lavagem do detrito foram conservados em álcool 70% e identificados ao nível taxonômico de família, com utilização de estereomicroscópio e auxílio de guias e chaves taxonômicas específicas de cada grupo. Para as larvas da família Chironomidae, a identificação foi feita ao nível de gênero (TRIVINHO-STRIXINO, 2011). Depois de identificados, os organismos foram enquadrados em grupos funcionais alimentares (CUMMINS & KLUG, 1979; MERRITT *et al.*, 2008; RAMÍREZ & GUTIÉRREZ-FONSECA, 2014) para melhor entendimento da participação de cada grupo no processo de degradação. Os seguintes grupos funcionais foram utilizados:

Fragmentadores: capazes de mastigar a matéria orgânica condicionada, tecido vegetal vivo e madeira em decomposição, se alimentando de partículas de tamanho superior à 1mm (material particulado grosso).

Coletores-catadores: se alimentam por meio da coleta de matéria orgânica depositada nos substratos, usufruindo do material particulado fino de 0.05 a 1 mm.

Filtradores-coletores: coletam material particulado fino em decomposição suspenso na coluna d'água (0,01 a 1mm).

Raspadores: se alimentam de algas aderidas ao substrato e perifíton associado por meio da raspagem das superfícies. Partículas alimentares variam de 0,01 a 1 mm.

Perfuradores: sugam os fluídos de presas vivas (>1 mm), sejam elas animais ou vegetais, como forma de obtenção de alimento.

Predadores: capturam e alimentam-se de animais inteiros ou de suas partes (partícula alimentar >1 mm).

Visando a caracterização química do detrito, o material foliar seco foi submetido à incineração em forno mufla durante 4 horas a 550°C (WETZEL & LIKENS, 1991) para determinação de massa livre de cinzas e teor de carbono, que foi estimado a partir da multiplicação dos valores de matéria orgânica por 0.465 (WESTLAKE 1965), considerando que a quantidade de carbono pós incineração da matéria orgânica equivale a aproximadamente 46-50% do valor perdido (GALLARDO & MERINO, 1993).

Os teores de nitrogênio e fósforo foram determinados pelo laboratório de tecido vegetal da ESALQ/USP (nitrogênio conforme ALLEN *et al.*, 1974; fósforo conforme BAUMGARTEN & ROCHA, 1996).

A quantificação de lignina realizou-se pelo método de acetil bromida (MORRISON, 1972), com modificações (FUKUSHIMA *et al.*, 2015). As análises foram repetidas para cada unidade de amostra coletada, para acompanhamento das transformações ao longo do tempo.

3.5 Análise dos dados

Os resultados relativos à caracterização dos riachos dos dois biomas foram comparados por meio de ANOVA, usando tratamento e tempo, seguida de teste Tukey.

Para avaliação da velocidade de degradação do substrato, utilizou-se o modelo exponencial simples (PETERSEN & CUMMINS, 1974) dado por:

$$W_t = W_i e^{-kt}$$

na qual: W_t é a massa seca no tempo t , medido em dias; W_i é a massa seca inicial, e k é a inclinação da curva exponencial, dada pela função que descreve a variação de massa por tempo (coeficiente de decomposição, determinado por meio do ajuste de curva aos dados obtidos). Esse modelo assume que as taxas de decomposição sejam proporcionais à quantidade de matéria orgânica remanescente e que o recurso seja quimicamente homogêneo.

Para avaliar a diferença das taxas de decaimento de massa entre os tratamentos e entre os ambientes os dados foram linearizados por transformação dos em log, de forma

a permitir a comparação entre retas. Em seguida, aplicou-se ANOVA e, *a posteriori*, teste Tukey ($p < 0,05$) (ZAR, 1999) para verificação de diferenças de inclinações entre tratamentos e ambientes.

Os teores de macronutrientes e as relações de proporção entre eles foram estimados a partir das médias das réplicas em cada período de exposição. O teste de Kruskal-Wallis (MCDONALD, 2014) foi empregado a fim de comparar os teores de macronutrientes entre os dois biomas e as malhas. A existência de correlação entre as razões de nutrientes (N:P, C:N, C:P) foi avaliada por meio do teste paramétrico de Pearson.

Foram determinados, com base nos dados de todas as *litter bags* (6 réplicas por ambiente e por tratamento em cada período), o número de indivíduos e os índices de diversidade de invertebrados (riqueza taxonômica como a simples soma de táxons, diversidade de Shannon e índice de Simpson como medida de equitatividade (1-D)), comparados através de ANOVA seguida de teste Tukey. Calculou-se a densidade média de macroinvertebrados na amostra (a partir do número de organismos por grama de massa seca em cada réplica e para os dois tratamentos), bem como a contribuição (%) por grupo funcional. A diversidade beta (cálculo da substituição na composição de táxons) foi avaliada a partir do índice de Whittaker, variando de 0 a 1 para indicar o grau de substituição. Valores próximos a um são indicadores de diferenças altas entre as composições taxonômicas. O cálculo é dado por $\beta_w = (S/\alpha) - 1$, onde S é o número total de táxons no conjunto e α é a média do número de táxons entre os dois ambientes (calculada através da presença/ausência de táxons ao longo dos períodos). Para comparar a estrutura da comunidade dos macroinvertebrados nos dois tipos de bioma, foi utilizada ANOVA com dois fatores (bioma; tempo de exposição) (GOTELLI & ELLISON, 2011). O teste de Kruskal-Wallis (MCDONALD, 2014) foi empregado a fim de comparar as abundâncias de organismos entre os dois biomas e as malhas.

Todas as análises estatísticas foram realizadas com o auxílio do programa estatístico PAST (HAMMER *et al.*, 2001).

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Perda de massa e dinâmica da química foliar de *Croton cf. floribundus* em riachos de Mata Atlântica e cerrado

4.1.1 Caracterização ambiental

A temperatura média da região foi de 20,18°C durante o período de coleta (média anual: 21,19 °C), e a precipitação teve média de 93,87 mm (média anual: 130,55 mm) (Figura 4), sendo que o período de coleta abrangeu a época seca do ano em questão.

Figura 4. Média de temperatura (barras) e precipitação (linha) ao longo do ano de 2017 na região dos Parques Estaduais. As setas indicam os meses de duração do experimento em campo. Fonte: Dados históricos BDMEP-INMET, estação Mirante de Santana (OMM 83781) <<http://www.inmet.gov.br/projetos/rede/pesquisa/inicio.php>>

Para os pontos de coleta avaliados, o ribeirão Águas Claras, na Mata Atlântica, tem como substrato principal folhiço mesclado a áreas de material fino (silte + argila), areia (>0,006 a 2 mm) e cascalho (>2 a 64mm), vazão média de 27,06 L/s e velocidade de 0,115 m/s. O ribeirão dos Pitus, no cerrado, apresenta predominantemente folhiço e cascalho (>2 a 64 mm) como substrato, vazão média de 26,38 L/s e velocidade de 0,044 m/s. Os dois riachos possuem velocidades da água classificadas como fluxo suave, em que a água possui movimento lento com superfície suave e regular, além de baixa turbulência (PECK *et al.*, 2006), e se alternam em trechos de fluxo suave lento (

considerados a partir de 0,01 m/s) e fluxo suave rápido (considerados a partir de 0,2 m/s). A velocidade é um fator determinante para a decomposição de detritos por relacionar-se à fragmentação física do material foliar (FERREIRA *et al.*, 2006). As áreas dos trechos de riachos analisados são também similares, com dimensões de 0,40 m² no riacho de Mata Atlântica e 0,59 m² no riacho de cerrado.

A maior divergência entre os riachos está na profundidade, pois o riacho de Mata Atlântica apresenta maior profundidade nas áreas de fluxo lento, que nas áreas de fluxo rápido (média de 29,25 cm e 9,38 cm, respectivamente), diferentemente do riacho de cerrado no qual as áreas de fluxo lento e rápido apresentaram profundidades similares (média de 29,66 cm e 29,77 cm, respectivamente). As variáveis físicas e químicas (Tabela 1) se assemelham entre as duas áreas do experimento, sem diferenças significativas entre si. Logo, sem divergências entre as temperaturas, como era esperado inicialmente (maior temperatura no cerrado), o condicionamento e decomposição ocorreram nas mesmas condições para esta variável em ambos os locais.

Tabela 1. Variáveis físicas e químicas da água dos riachos (média e desvio padrão) e valores mínimos e máximos. MA: Mata Atlântica; Ce: Cerrado.

	Temperatura (°C)	pH	Potencial de oxirredução (mv)	Condut. (NTU)	OD (mg/L)	Sól. Totais (mg/L)
MA	17,90±1,70	4,90 ±0,38	351,24±38,47	0,026±0,007	9,53 ±1,69	0,016 ±0,005
	15,64 - 22,63	4,35 - 5,93	251 - 400	0 - 0,033	7,6 - 13,76	0 - 0,021
Ce	18,30 ±1,43	4,80 ±0,76	320,80 ±44,78	0,014 ±0,007	10,33 ±2,28	0,008 ±0,004
	15,81 - 21,9	3,98 - 7,43	173 - 368	0 - 0,039	8,16 - 17,6	0 - 0,023

4.1.2 Perda de massa

A ANOVA indicou que a perda exponencial de massa foi similar entre os ambientes e tratamentos, havendo diferença significativa ($p=0,0006$) apenas da malha fina do bioma cerrado em relação a todos os demais tratamentos (Figura 5). Na Mata Atlântica, ao fim dos 90 dias de exposição a massa remanescente foi de 26,44% para malha fina e 27,89% para a malha grossa. No cerrado, 39,16% para a malha fina e 21,70% para a grossa.

Figura 5. Perda percentual de massa ao longo do experimento em ambos os tratamentos e ambientes e tabela com valores de k e R^2 das perdas exponenciais. As retas em preto se referem à Mata Atlântica, em cinza ao cerrado. Linhas tracejadas indicam malha fina, e contínuas, malha grossa. MAG: Mata Atlântica, malha grossa; MAF: Mata Atlântica, malha fina; CEG: cerrado, malha grossa; CEF: cerrado malha fina.

Perdas de massa semelhantes independente do tratamento (malha mais ou menos restritiva) já foram registrados anteriormente (ROSEMOND *et al.*, 1998; JANSSEN & WALKER, 1999; RIBAS *et al.*, 2006). Nestes casos, a explicação proposta para a ausência de diferença no decaimento entre os tratamentos é de que ocorre acúmulo de matéria orgânica de fora das *litter bags* no tratamento menos restritivo, anulando ou reduzindo o decaimento causado pelos macroinvertebrados em seu interior. Fato similar pode ter afetado os resultados do presente estudo, uma vez que em algumas das coletas os *litter bags* eram encontrados encobertos por camada de folhas e sedimento carregados pela água no decorrer dos dias.

Os tratamentos se enquadram em intervalos de decaimento divergentes, sendo a maioria deles tidos como rápidos segundo a classificação de Petersen e Cummins (1974), que considera nessa categoria de decaimento valores de $k > 0,0100 \text{ d}^{-1}$. Os dois tratamentos do riacho de Mata Atlântica e o de malha grossa do riacho de cerrado se enquadram nessa categoria. O tratamento de malha fina do cerrado, no entanto, está na categoria de decaimento intermediário ($0,0050$ a $0,0100 \text{ d}^{-1}$). Estudo anterior com outra espécie do mesmo gênero, *Croton gossypifolius* (MATHURIAU & CHAUVET, 2002) mostrou velocidade ainda mais alta de decaimento ($k = 0,0651$). Tendo em vista que quimicamente o gênero é similar para todas as espécies, as características de fluxo d'água veloz

(variando de 140 L/s a 860 L/s) gerando mais rápida lixiviação e fragmentação são potenciais explicações para a maior velocidade de decomposição observada pelos autores.

Em compilação dos valores de k para ambientes tropicais, Gimenes *et al.* (2010), encontraram que a média das espécies analisadas foi de $0,0280 \text{ d}^{-1}$, valor acima do encontrado no presente estudo. Nessa mesma análise, que se baseou em 272 valores, os autores observaram que 17% das espécies estudadas apresentaram decaimento lento, 24%, médio e 59%, rápido. Sendo essa classificação mais utilizada fruto de observações em corpos d'água de ambientes temperados, um esforço recente propõe uma classificação a partir da compilação dos valores de decaimentos de estudos realizados em ambientes tropicais (HAMADA *et al.*, 2014). Seguindo essa classificação, todos os valores encontrados no presente trabalho seriam rotulados como decaimentos intermediários ($0,0041 > k < 0,0173 \text{ d}^{-1}$). Uma vez que a perda de massa e as taxas de decaimento foram similares em ambos os riachos, a hipótese de que no riacho em ambiente de cerrado haveria decomposição mais rápida não foi corroborada e mais adiante, aos se tratar dos macroinvertebrados, será discutido o porquê.

Tendo como referência os valores obtidos por meio do modelo de decaimento exponencial, é possível estimar que o material exposto no riacho de Mata Atlântica chegou a 50% da massa inicial aos 45 dias de experimento para a malha fina e aos 47 dias para a malha grossa, ao passo que no riacho de cerrado tal porcentagem foi atingida após 69 dias para a malha fina em contraste a apenas 43 dias para malha grossa. A rapidez na taxa de decaimento e perda de massa na malha fina em Mata Atlântica é um resultado já reportado em outros estudos realizados em ambientes tropicais (MASESE *et al.*, 2014; WANTZEN *et al.*, 2008). As taxas de perda e os valores de massa remanescente após 90 dias são indicativos de que a qualidade química de *C. cf. floribundus* compromete a velocidade de consumo, pois folhas de alta qualidade nutricional são totalmente degradadas rapidamente, em menor tempo de exposição (60 dias ou menos), enquanto as mais recalcitrantes exigem maior tempo para colonização e para que sejam metabolizadas (GRAÇA & CANHOTO, 2006).

4.1.3 Qualidade nutricional do material foliar

4.1.3.1. Matéria orgânica, carbono, nitrogênio, fósforo e lignina

Os resultados referentes às variáveis relacionadas à qualidade química do material foliar e suas transformações ao longo do tempo estão apresentados na Tabela 2.

Tabela 2. Porcentagem de nitrogênio, fósforo, carbono, matéria orgânica e lignina no detrito para os dois riachos amostrados (média $\pm$ DP) e relações químicas entre os componentes. MA: Mata Atlântica; Ce: cerrado.

			N	P	C	MO	LIG	N/P	C/N	C/P
	T0	--	1,94 $\pm$ 0,01	0,10 $\pm$ 0,0001	43,93 $\pm$ 2,70	92,49 $\pm$ 0,05	11,19 $\pm$ 2,43	20	22	455
Malha fina	7 dias	MA	2,13 $\pm$ 0,02	0,08 $\pm$ 0,0007	42,89 $\pm$ 0,89	90,31 $\pm$ 0,01	8,87 $\pm$ 1,76	26	20	527
		Ce	2,17 $\pm$ 0,01	0,08 $\pm$ 0,0004	43,79 $\pm$ 3,06	85,37 $\pm$ 0,06	6,22 $\pm$ 0,38	26	20	527
	15 dias	MA	1,92 $\pm$ 0,02	0,08 $\pm$ 0,0007	39,22 $\pm$ 1,88	82,58 $\pm$ 0,03	6,59 $\pm$ 1,17	21	20	442
		Ce	1,88 $\pm$ 0,03	0,07 $\pm$ 0,0010	41,56 $\pm$ 1,78	86,80 $\pm$ 0,03	6,49 $\pm$ 0,40	24	21	531
	30 dias	MA	2,49 $\pm$ 0,02	0,09 $\pm$ 0,0011	37,75 $\pm$ 2,66	79,49 $\pm$ 0,05	6,17 $\pm$ 1,26	27	15	418
		Ce	2,37 $\pm$ 0,02	0,08 $\pm$ 0,0014	39,67 $\pm$ 0,98	83,53 $\pm$ 0,01	6,79 $\pm$ 1,00	29	16	489
	60 dias	MA	2,31 $\pm$ 0,02	0,10 $\pm$ 0,0006	35,54 $\pm$ 5,87	74,83 $\pm$ 0,06	6,66 $\pm$ 0,90	22	15	352
		Ce	2,26 $\pm$ 0,02	0,07 $\pm$ 0,0005	34,59 $\pm$ 3,28	72,67 $\pm$ 0,08	6,06 $\pm$ 0,11	28	15	439
	90 dias	MA	2,24 $\pm$ 0,01	0,10 $\pm$ 0,0016	37,55 $\pm$ 3,45	79,06 $\pm$ 0,07	6,09 $\pm$ 0,60	22	16	370
		Ce	1,84 $\pm$ 0,03	0,07 $\pm$ 0,0010	25,94 $\pm$ 2,02	54,61 $\pm$ 0,13	4,34 $\pm$ 0,94	26	14	370
Malha grossa	7 dias	MA	2,23 $\pm$ 0,03	0,08 $\pm$ 0,0005	41,36 $\pm$ 1,01	87,08 $\pm$ 0,02	7,46 $\pm$ 0,57	26	18	490
		Ce	2,00 $\pm$ 0,02	0,08 $\pm$ 0,0005	41,30 $\pm$ 1,11	88,41 $\pm$ 0,02	6,28 $\pm$ 1,14	25	20	525
	15 dias	MA	1,98 $\pm$ 0,04	0,09 $\pm$ 0,0004	39,42 $\pm$ 2,05	82,99 $\pm$ 0,04	7,04 $\pm$ 1,64	22	19	450
		Ce	2,01 $\pm$ 0,02	0,08 $\pm$ 0,0003	42,46 $\pm$ 1,30	89,39 $\pm$ 0,02	7,07 $\pm$ 1,24	26	21	561
	30 dias	MA	2,00 $\pm$ 0,03	0,10 $\pm$ 0,0008	36,69 $\pm$ 3,04	77,24 $\pm$ 0,06	6,19 $\pm$ 1,52	20	18	378
		Ce	2,40 $\pm$ 0,02	0,08 $\pm$ 0,0009	39,00 $\pm$ 0,80	82,12 $\pm$ 0,01	6,34 $\pm$ 1,25	30	16	489
	60 dias	MA	2,21 $\pm$ 0,01	0,09 $\pm$ 0,0007	33,26 $\pm$ 3,59	70,02 $\pm$ 0,12	6,18 $\pm$ 0,45	23	15	358
		Ce	2,21 $\pm$ 0,02	0,08 $\pm$ 0,0007	35,88 $\pm$ 3,24	75,54 $\pm$ 0,06	5,76 $\pm$ 1,00	28	16	464
	90 dias	MA	2,37 $\pm$ 0,02	0,09 $\pm$ 0,0007	36,91 $\pm$ 6,19	77,72 $\pm$ 0,04	5,95 $\pm$ 0,71	24	15	389
		Ce	1,84 $\pm$ 0,02	0,07 $\pm$ 0,0007	33,07 $\pm$ 3,85	69,63 $\pm$ 0,08	6,00 $\pm$ 0,78	25	18	463

A porcentagem de matéria orgânica apresentou queda gradativa ao longo do tempo, como esperado, devido à ocorrência dos processos físicos, químicos e biológicos que levam à perda da fração orgânica (Figura 6). Os valores variaram de 90,31% a 74,83% (malha fina) e 87,08% a 70,02% (malha grossa) na Mata Atlântica, e no cerrado, 85,37% a 54,61% (malha fina) e 89,39% a 69,62% (malha grossa).

Figura 6. Porcentagem de matéria orgânica (média e DP) ao longo do tempo para os dois riachos analisados. Linhas tracejadas indicam malha fina, e contínuas, malha grossa. A) Mata Atlântica; B) cerrado. MAG: Mata Atlântica, malha grossa; MAF: Mata Atlântica, malha fina; CEG: cerrado, malha grossa; CEF: cerrado malha fina.

Dessa fração orgânica, o carbono é o componente numericamente superior, com concentrações variando de 413,3 a 332,6 g.Kg⁻¹ no riacho de Mata Atlântica (equivalente a 41,36% - 33,26% da fração orgânica), e no riacho de cerrado, 424,6 a 330,7g.Kg⁻¹ (42,46%-33,07% da fração orgânica). Conforme constatado por meio da aplicação de ANOVA e teste Tukey, o tratamento de malha fina no ambiente de cerrado apresentou teor de carbono superior a todos os demais tratamentos (CEFxMAG $p=0,00009$; CEFxMAF $p=0,000003$ e CEFxCEG $p=0,001$), tal como o tratamento de malha grossa em relação ao de malha fina de Mata Atlântica ($p=0,007$). Ocorreu a redução do teor de

carbono acompanhando a perda de massa por processos físicos e químicos e consumo por organismos, com oscilações de 20% a 40% de perda em relação ao referencial inicial (Figura 7). Tais resultados vão ao encontro aos valores de carbono registrados para *Croton gossypifolius*, de 46,4% (MATHURIAU & CHAUVET, 2002). Levando em conta comparações outros ambientes, observa-se que as porcentagens de carbono estão entre 44,4%-50,3% para riachos de clima temperado, e 34,1%-46,4% nos trópicos (ARDÓN *et al.*, 2009).

Figura 7. Porcentagem de carbono (média e DP) ao longo do tempo para os dois riachos analisados. Linhas tracejadas indicam malha fina, e contínuas, malha grossa. A) Mata Atlântica B) cerrado. MAG: Mata Atlântica, malha grossa; MAF: Mata Atlântica, malha fina; CEG: cerrado, malha grossa; CEF: cerrado malha fina.

A concentração de nitrogênio total (Figura 8) se manteve entre 18 e 25 g.Kg⁻¹, durante todo o experimento, para ambos os locais e malhas, o que representa cerca de 2,14% da composição do material foliar. Os valores estão acima do observado em clima temperado, de 0,32% - 1,24% (MELILLO *et al.*, 1982; ARDÓN *et al.*, 2009), e são

similares ao estimado para plantas de clima tropical com taxas de decomposição rápida - com nitrogênio representando 0,90% - 2,60% da fração orgânica (GESSNER *et al.*, 1991; ARDÓN *et al.*, 2009) e também aos valores encontrados por Mathuriau & Chauvet (2002), que estimaram 1,91% de nitrogênio nas folhas de *C. gossypifolius* e, inclusive, atribuem a essa maior porcentagem de nitrogênio parcial colaboração para a rapidez de decomposição. Considerando-se apenas a malha fina não houve diferenças significativas nem entre períodos nem entre tratamentos. Já para a malha grossa, houve diferença significativa entre os locais nos períodos de 15 e 30 dias ($p=0,0462$). A tendência de aumento de nitrogênio transcorridos 30-45 dias de exposição também foi observada em estudo anterior (PAGIORO & THOMAZ, 1998).

No início do condicionamento o nitrogênio tende a ser liberado das folhas na forma de compostos de mais fácil consumo (GULIS & SUBERKROPP, 2003), pela transformação de compostos inorgânicos em orgânicos, ou seja, pela imobilização dos compostos pelos microrganismos. Deste modo, o nitrogênio torna-se indisponível à folha e apropriado ao consumo pelos organismos do biofilme (MELILLO *et al.*, 1982), que se multiplicam quanto mais abundante o nitrogênio. Uma vez bem estabelecido o biofilme, em detrito com alto teor de nitrogênio, a atração de invertebrados detritívoros é mais provável (FRIBERG & JACOBSEN, 1999; TREVISAN & HEPP, 2007).

Figura 8. Porcentagem de nitrogênio (média e DP) ao longo do tempo para os dois riachos analisados. Linhas tracejadas indicam malha fina, e contínuas, malha grossa. A) Mata Atlântica B) cerrado. MAG: Mata Atlântica, malha grossa; MAF: Mata Atlântica, malha fina; CEG: cerrado, malha grossa; CEF: cerrado malha fina.

Para o fósforo, houve diferenças de trajetória, com o riacho de Mata Atlântica apresentando queda e posteriormente superando a quantidade inicial de referência (Figura 9). Já para o cerrado, os valores de porcentagem de fósforo ficaram sempre abaixo do inicial. Logo, houve diferença ($p=0.0006$) entre ambientes para ambos os tratamentos. Em média, o riacho de Mata Atlântica apresentou concentração de $0,912 \text{ g.Kg}^{-1}$ (0,091% da composição orgânica) e o riacho de cerrado, $0,765 \text{ g.Kg}^{-1}$ (0,071% da composição). Padrões semelhantes foram encontrados em experimento com macrófitas (ESTEVES & BARBIERI, 1983), nos quais algumas espécies apresentaram quedas mais acentuadas ao passo que outras se mantiveram com porcentagens semelhantes ao longo do tempo. Detritos de alta qualidade possuem valores elevados de fósforo (GRAÇA *et al.*, 2001), sendo esses valores, em conjunto com os de nitrogênio, responsáveis por acelerar as taxas de decomposição (GONÇALVES *et al.*, 2012). No entanto, as folhas da vegetação de

ambientes tropicais possuem menores quantidades de fósforo quando comparadas à ambientes temperados (MANZONI *et al.*, 2010), com valores da ordem de 0,032%-0,058 nos casos de menor porcentagem, e 0,160%-0,161% nas espécies com maiores concentrações (GESSNER, 1991; ARDÓN *et al.*, 2009).

Figura 9. Porcentagem de fósforo (média e DP) ao longo do tempo para os dois riachos analisados. Linhas tracejadas indicam malha fina, e contínuas, malha grossa. A) Mata Atlântica; B) cerrado. MAG: Mata Atlântica, malha grossa; MAF: Mata Atlântica, malha fina; CEG: cerrado, malha grossa; CEF: cerrado malha fina.

No que se refere à lignina, as concentrações foram similares entre os biomas e entre os períodos (Figura 10), estando sempre abaixo do referencial inicial, em valores na faixa dos 40% a 70% e sem diferenças significativas em nenhum dos tratamentos. Para o riacho de Mata Atlântica, a lignina representou de 7,46% a 5,59% da composição química, e no riacho de cerrado, de 7,07% a 5,76%. Teores de lignina inferiores a 10% são considerados baixos (MELILLO *et al.*, 1984), de modo que, os resultados encontrados sugerem que as folhas da espécie vegetal utilizada no experimento não são

demasiadamente impalatáveis para os organismos no que se refere a esta macromolécula. O teor encontrado é baixo quando comparado ao percentual de lignina de outras espécies, e.g. *Croton gossypifolius* apresentando 26,4% de lignina (MATHURIAU & CHAUVET, 2002), mistura de folhas com percentual variando de 20,40% à 47,70% (GONÇALVES *et al.*, 2006b), folhas de *Protium brasiliense* com porcentagens de 26,3% à 38,7% (GONÇALVES *et al.*, 2007), espécies diversas de clima temperado variando de 8,4%-21,1% e de clima tropical variando de 5,5%-28,3% (ARDÓN *et al.*, 2009).

Estes exemplos reforçam que, para a espécie estudada, a quantidade de lignina não atua como um impeditivo tão intenso para o consumo por microrganismos e fragmentadores como também observado para um grupo de espécies vegetais (GRAÇA, 2001), sendo inclusive sua baixa ocorrência um facilitador que permite que as taxas de decaimento sejam mais rápidas do que em outras espécies, como observado por KÖNIG *et al.* (2014). A queda nos valores de lignina se dá, muito provavelmente, devido ao processo cíclico de despolimerização e re-condensamento das moléculas. Pela ação dos microrganismos, moléculas grandes, como a lignina e polifenóis, são degradadas e se tornam mais reativas, se agrupando a compostos nitrogenados que serão novamente degradados, consumidos e então reagrupados até que se tornem totalmente recalcitrantes, formando os compostos húmicos (MELILLO *et al.*, 1984).

Figura 10. Porcentagem de lignina (média e DP) ao longo do tempo para os dois riachos analisados. Linhas tracejadas indicam malha fina, e contínuas, malha grossa. A) Mata Atlântica; B) cerrado. MAG: Mata Atlântica, malha grossa; MAF: Mata Atlântica, malha fina; CEG: cerrado, malha grossa; CEF: cerrado malha fina.

De um modo geral, a degradação relativamente lenta da espécie estudada não é totalmente explicada pelas variáveis químicas analisadas, visto que, comparativamente a outras espécies vegetais, os teores de nitrogênio e lignina não seriam extremamente limitantes para a biota. Talvez, a baixa concentração de fósforo, embora dentro do observado para as espécies tropicais, possa ser aventada como um fator que interfira negativamente no condicionamento do material, colaborando para o retardamento da degradação.

4.1.3.2 Relações químicas

A qualidade do detrito é um fator determinante por afetar as taxas de colonização e decomposição do material foliar. Estando a decomposição positivamente relacionada a altas concentrações de nitrogênio e fósforo, e negativamente relacionada à lignina

(LEROY & MARKS, 2006), entender as proporções desses nutrientes em relação ao carbono é um passo importante para investigar a qualidade química e sua influência na degradação. De maneira geral, quanto maiores as taxas de carbono/nutrientes, menor o consumo do material e menor o crescimento de invertebrados aquáticos, e o detrito se decompõe de maneira mais lenta e em menores coeficientes (ESTEVES & BARBIERI, 1983; MANZONI *et al.*, 2010). Adicionalmente, a colonização por bactérias e fungos é também influenciada positiva ou negativamente por essas relações, que podem determinar a velocidade de assimilação e incorporação de nutrientes não só por esses organismos, mas também por macroinvertebrados atraídos pelo aumento da palatabilidade do detrito (MANNING *et al.* 2015). Estima-se que a colonização por microrganismos apresenta demandas mínimas que levam a seu crescimento, com carbono, nitrogênio e fósforo nas proporções de aproximadamente 106/12/1 (GOLDMAN *et al.*, 1979). As razões entre estes nutrientes estão apresentadas na figura 11.

Figura 11. Relações de N/P (A;B), relações C/N (C;D) e relações C/P (E;F) para os tratamentos de malha fina, representados por linhas tracejadas, e malha grossa, representado por linha contínua em cada um dos ambientes. MAG: Mata Atlântica, malha grossa; MAF: Mata Atlântica, malha fina; CEG: cerrado, malha grossa; CEF: cerrado malha fina.

A relação N/P foi, em média, de 24/1 na malha fina e 19/1 na malha grossa para a Mata Atlântica, e 27/1 na malha fina e 26/1 na malha grossa para o cerrado (Figura 11A; 11B). Resultados de estudo anterior demonstram que os valores tendem a se concentrar em torno de 20 (MANZONI *et al.*, 2010), e que a fixação de nitrogênio é facilitada em substratos de fácil decomposição, ou seja, aqueles com baixa razão N/P, nas quais a demanda de nitrogênio é mais alta. Assim, as maiores relações encontradas no presente estudo indicam que na espécie vegetal a decomposição não é muito fácil, fortalecendo a ideia de que o fósforo tenha um efeito limitante para a biota. A ANOVA indicou que a relação entre nitrogênio e fósforo (N/P) foi significativamente diferente ($p=0,026$) entre os ambientes, mas não entre os períodos.

É sabido que a eficiência de crescimento bacteriano no substrato decresce quando há relações C/N altas (GOLDMAN *et al.*, 1987). Folhas mais macias seriam fontes de uma maior gama de tamanhos de partículas, que podem ser utilizadas para construção dos abrigos (principalmente por Trichoptera) ou para utilização como alimento (BLANCO & GUTIÉRREZ-ISAZA, 2014). O processo de condicionamento é responsável pela maior disponibilização de nitrogênio nas folhas em comparação com as pouco condicionadas, que possuem carbono mais abundante. Em média, o riacho de Mata Atlântica teve relação C/N de 17/1 para ambos os tratamentos, e o riacho de cerrado, de 18/1 na malha grossa e 17/1 na malha fina (Figura 11C;11D). Em experimento envolvendo *Croton gossypifolius*, a relação C/N foi de 24/1 (MATHURIAL & CHAUVET, 2002) e, em outro trabalho a relação variou entre 10/1 e 16/1 para *Croton macrostachyus* (MASESE *et al.*, 2014). Ao nível de comparação, König *et al.*, 2014 separam as espécies vegetais por eles analisadas em dois grupos, as de maior qualidade (*Sebastiania brasiliensis*, com 14/1 e *Hovenia dulcis*, com 12/1) e menor qualidade (*Campomanesia xanthocarpa*, com razão 21/1 e *Platanus acerifolia*, com 18/1), o que sustenta que folhas de maior conteúdo nutricional, no sentido de atratividade ao consumo, são aquelas com valores baixos de C/N, ao passo que as menos atrativas possuem valores de relação mais elevados (CUMMINS & KLUG, 1979; GRAÇA *et al.*, 2001; RINCÓN & MARTINEZ, 2006). Valores superiores aos observados são relatados em outras famílias botânicas, a exemplo do encontrado no estudo de Blanco & Isaza-Gutiérrez (2014) que registra valores de razão para espécies da família Moraceae (variando de 29/1 a 58/1 entre diferentes espécies), Malvaceae (39/1 em *Hibiscus* sp.) e Myrtaceae (57/1 em *Eucalyptus* sp.). Assim, no que se refere à razão C/N, a espécie utilizada no presente experimento tem valores que indicam qualidade nutricional intermediária. Não houve diferenças significativas nem entre tratamentos nem entre locais ao longo do tempo.

A relação C/P se manteve mais alta no ambiente de cerrado durante todo o experimento, com média de 471/1 (malha fina) e 500/1 (malha grossa), enquanto que para o riacho de Mata Atlântica a relação média foi de 422/1 (malha fina) e 413/1 (malha grossa). Essa diferença pode ser um dos fatores que explica a permanência de maior percentual de massa remanescente no cerrado, pois tal como a relação C/N, altos valores de C/P também reduzem a eficácia do crescimento de microrganismos. Espécies de rápida decomposição exibem valores de C/P inferiores à 500, enquanto que as mais lentas apresentam relações mais altas (podendo chegar a valores superiores à 700) (BLANCO

& GUTIÉRREZ-ISAIZA, 2014), reforçando que a espécie utilizada no experimento tem decomposição considerada intermediária. Os períodos não apresentaram diferenças significativas, porém houve diferença entre os ambientes ($p=0,023$) apenas para a malha grossa (Figura 11E;11F).

Há correlação entre as taxas de C/N e C/P, e dessa forma seus efeitos na perda de massa devem ser analisados em conjunto tanto para Mata Atlântica ($r=0.533$; $p=0.0023$) quanto para o cerrado ($r=0.754$; $p=1,47 \cdot 10^{-6}$). Esta correlação indica, em geral, similaridade no teor de ambos os nutrientes, sendo, assim, ambos influenciam a decomposição (MANZONI *et al.*, 2010).

A similaridade entre as variáveis ambientais entre os riachos dos dois biomas estudados minimiza a possibilidade de que fatores ambientais exclusivos de uma área afetem de forma desproporcional os resultados experimentais. Tais semelhanças refletem-se no processo de degradação foliar, que exibiu não só trajetórias parecidas de perda de massa, mas também padrões de mudança da química foliar convergentes em muitos dos atributos ao longo dos 90 dias de experimento.

4.2 Composição da comunidade de macroinvertebrados na colonização de folhas de *Croton cf. floribundus* em riachos de Mata Atlântica e cerrado

4.2.1 Diversidade de macroinvertebrados associados

Ao todo, em malha grossa foram coletados e identificados 5.122 indivíduos pertencentes a 28 diferentes táxons na Mata Atlântica e 6.103 indivíduos distribuídos em 33 táxons no riacho de cerrado. A presença de grande quantidade de organismos é esperada uma vez que os invertebrados aquáticos respondem rapidamente à aglomeração de recursos alimentares, tornando essas manchas de detritos acumulados pontos de alta abundância (KOBAYASHI & KAGAYA, 2005). Os táxons coletados, e respectivas densidades de organismos por grama de material foliar em cada período, estão listadas no Anexo I. No que diz respeito à malha fina, ao todo, na Mata Atlântica foram coletados 1.206 organismos, em 16 táxons enquanto que no riacho de cerrado, foram 1.047, distribuídos em 12 táxons (listados no Anexo II).

Analisando os índices de diversidade (Tabela 3), é possível notar que a riqueza taxonômica nos dois ambientes é superior na malha grossa do que na malha fina. O índice de Shannon, mostra comunidades similares em ambas as malhas da Mata Atlântica, mas no cerrado é menor na malha fina devido à baixa equitatividade. Os valores de diversidade são significativamente diferentes ($p=0,0007$) entre os ambientes, sendo superiores na Mata Atlântica. O índice de Simpson também apresentou diferença significativa entre os dois locais ($p= 0.001$), indicando dominância superior no riacho de cerrado, especialmente na malha fina (atribuída à família Chironomidae, conforme discutido adiante). Esta seria a razão da diversidade ter sido superior na Mata Atlântica, apesar de apresentar riqueza de famílias relativamente menor.

Tabela 3. Índices gerais de diversidade de família de macroinvertebrados para os riachos de Mata Atlântica e Cerrado.

Índice	Mata Atlântica (fina)	Mata Atlântica (grossa)	cerrado (fina)	cerrado (grossa)
Riqueza taxonômica (S)	15	28	12	33
Número de indivíduos (n)	1026	5122	1047	6103
Diversidade de Shannon (H')	1,22	1,59	0,32	1,10
Índice de Simpson (1-D)	0,63	0,68	0,11	0,47

No tratamento de malha grossa, o grupo de maior contribuição no total de organismos foi a família Chironomidae, responsável por 49,37% do total amostrado no riacho de Mata Atlântica e 70,16% no riacho de cerrado (Figura 12). Os crustáceos Amphipoda foram especialmente relevantes no riacho de Mata Atlântica, representando 24,54% dos indivíduos, e pouco presentes no riacho de cerrado (apenas 0,09% do total), marcando assim uma das principais diferenças da composição das comunidades de invertebrados entre os dois locais. O mesmo se aplica aos Copepoda, que na Mata Atlântica são 4,49% do total, e no riacho de cerrado representam somente 0,81%. Houve, para ambos os ambientes, contribuições significativas de duas famílias da ordem Ephemeroptera, Baetidae, com porcentagem de 1,60% e 16,74% para Mata Atlântica e cerrado; e Leptophlebiidae, contribuindo com 10,25% e 5,29%, respectivamente. Para Tubificidae, ambos os locais apresentam porcentagens semelhantes (Mata Atlântica: 2,77% e cerrado: 2,50%). Os demais táxons, reunidos, representam 6,96% do total de organismos coletados em Mata Atlântica e 4,37% dos coletados em cerrado.

Em relação à participação relativa de cada ordem ao longo do tempo (Figuras 12 e 13), no caso do riacho de Mata Atlântica há inicialmente grande contribuição de Amphipoda, com 61,40% aos 7 dias, participação que nos demais períodos oscila chegando ao máximo à 29,73% e o mínimo de 11,05%. Apesar dos crustáceos serem em geral menos relevantes em riachos tropicais, resultados semelhantes de Amphipoda em abundância foram registrados para Mata Atlântica (OLIVEIRA *et al.*, 2014) e também para os Pampas (NIN *et al.*, 2009). A ordem Diptera, especificamente a família Chironomidae, no período inicial tem baixa participação (18,76%), que aumenta aos 15 dias e se estabiliza até os 30 (ambos 49%), sofrendo em seguida grande aumento aos 60 dias (57,83%) e declinando aos 90 (46,61%). A ordem Ephemeroptera apesar de ter participação relativa menor que as ordens anteriores, se mantém entre 6 e 10 % em todos os períodos, com exceção do pico de participação, de 17,33% aos 60 dias. As demais ordens apresentam menor contribuição, ficando durante todos os períodos abaixo dos 10%.

Para o riacho de cerrado, a participação relativa dos Diptera da família Chironomidae evidencia sua dominância ao longo de todo o experimento, iniciando em 75,68% aos 7 dias, com declínio até o período de 30 dias, chegando a 60% e atingindo a maior participação relativa aos 60 dias (79,71%), e leve declínio aos 90 dias (67,33%). A segunda ordem mais representativa é Ephemeroptera que, ao contrário dos Chironomidae, apresenta valores de participação crescentes até os 30 dias, quando chega ao pico de 33,72%, para em seguida, dos 60 aos 90 dias declinar para 10-11%. Tal padrão pode ser explicado pela já bem documentada capacidade dispersiva de Ephemeroptera, em especial da família Baetidae, que se desloca por meio de deriva, o que potencializa a família como colonizadora inicial de novos substratos (MELO & FROELICH, 2004). As demais ordens se mantêm abaixo dos 10% durante todos os períodos, apresentando valores estáveis que sofrem pequeno aumento dos 60 aos 90 dias.

A dominância da família Chironomidae é esperada, por seus gêneros pertencerem a múltiplos grupos funcionais, colonizando a matéria orgânica independentemente da quantidade disponível e estágio de degradação (MATHIRIAU & CHAUVET 2002; GONÇALVES *et al.*, 2006b; BIASI *et al.*, 2013; MORETTI *et al.*, 2007; CUNHA-SANTINO *et al.*, 2014).

Tal como registrado na malha grossa, também no tratamento de malha fina no ambiente de Mata Atlântica os crustáceos *Hyalella* (Amphipoda) foram abundantes, representando de 25,86 a 73,28% do total e superando a quantidade de Chironomidae. A presença de crustáceos afetando a perda de massa em malha fina foi registrada também no estudo de Janssen & Walker (1999), que sugerem que os organismos tenham colonizado o detrito durante suas fases larvais e crescido dentro das *litter bags*.

Para o riacho de cerrado, os Chironomidae foram extremamente dominantes, representando de 89,28 a 98,24% da amostragem, e a colonização por esses organismos já seria suficiente para conduzir perdas de massa (ROSEMOND *et al.*, 1998).

Ainda em relação à família Chironomidae, o total de organismos para o ambiente de Mata Atlântica foi 6,8 vezes inferior ao encontrado na malha grossa, e para o cerrado, 5,2 vezes menor. A diferença em relação à quantidade total de organismos entre os tratamentos é significativa (Mata Atlântica $p=0,004$; cerrado $p=0,001$).

Figura 12. Participação relativa (%) dos diferentes grupos de invertebrados na malha fina para Mata Atlântica (A) e cerrado (B) ao longo do experimento.

Figura 13. Participação relativa (%) dos diferentes grupos de macroinvertebrados na malha grossa para Mata Atlântica (A) e Cerrado (B) ao longo do experimento.

As taxas de substituição de fauna (diversidade beta) indicaram para ambas as localidades substituição de táxons, ou seja, variação na composição taxonômica, entre o início e o fim do experimento. Para o ambiente de Mata Atlântica, a menor diferença esteve entre 15 e 30 dias ($\beta_w=0,128$) e a maior foi entre 7 e 60 dias ($\beta_w=0,411$), e o valor de diversidade beta global foi de 0,55. Para o riacho de cerrado, a maior diferença foi entre 7 e 90 dias ($\beta_w=0,625$) e, ao contrário do encontrado na Mata Atlântica, a menor taxa de substituição de táxons abrangeu não o início, mas sim os dias finais de experimento, entre 60 e 90 dias ($\beta_w=0,210$), e a taxa de diversidade beta global foi de 0,87, superior à observada para o riacho de Mata Atlântica. Tendência oposta ocorreu na malha fina, em que os menores valores estiveram entre 60 e 90 dias, e o maior entre 7 e 30 dias. No cerrado o menor valor ocorreu entre 7 e 15 dias e o maior entre 30 e 60 dias. As taxas de diversidade beta global foram 0,25 na Mata Atlântica e 0,40 no cerrado.

Tabela 4. Valores de diversidade beta (taxas de substituição, calculada por $\beta w = (S/\alpha) - 1$). MA: Mata Atlântica; Ce: Cerrado.

		<u>Malha Fina</u>					<u>Malha Grossa</u>				
		<u>7 dias</u>	<u>15 dias</u>	<u>30 dias</u>	<u>60 dias</u>	<u>90 dias</u>	<u>7 dias</u>	<u>15 dias</u>	<u>30 dias</u>	<u>60 dias</u>	<u>90 dias</u>
MA	<u>7 dias</u>	0					0				
	<u>15 dias</u>	0,28	0				0,29	0			
	<u>30 dias</u>	0,42	0,37	0			0,26	0,12	0		
	<u>60 dias</u>	0,57	0,37	0,37	0		0,41	0,25	0,23	0	
	<u>90 dias</u>	0,53	0,46	0,33	0,20	0	0,35	0,24	0,27	0,20	0
Ce	<u>7 dias</u>	0					0				
	<u>15 dias</u>	0,33	0				0,29	0			
	<u>30 dias</u>	0,50	0,38	0			0,45	0,33	0		
	<u>60 dias</u>	0,66	0,71	0,80	0		0,47	0,40	0,48	0	
	<u>90 dias</u>	0,75	0,55	0,50	0,66	0	0,62	0,48	0,45	0,21	0

4.2.2 Grupos funcionais alimentares

A partir da classificação dos táxons em grupos funcionais alimentares evidencia-se para ambos os locais e tratamentos a predominância dos coletores-catadores, representando até 85% dos organismos tanto no ambiente de Mata Atlântica quanto no cerrado (Figura 14). A classificação de cada táxon em seu respectivo grupo funcional de alimentação é apresentada no Anexo III.

No riacho de Mata Atlântica, predadores representaram de 5,99% a 12,55% da fauna na malha grossa, e de 1,05% a 6,80% na fina. Os fragmentadores na malha grossa variaram de 1,27% a 8,50% e na fina, de 2% a 14,28%. No tratamento de malha fina, o grupo de predadores teve suas maiores proporções aos 7 e 15 dias, e os fragmentadores foram mais expressivos aos 90 dias. Na malha grossa, o agrupamento dos predadores foi mais representado dos 7 aos 30 dias, decaindo aos 60 e 90, provavelmente em resposta ao menor número de potenciais presas aderidas ao folhíço. Já o grupo dos fragmentadores teve aumento discreto aos 15 dias, devido provavelmente ao condicionamento das folhas permitindo maior facilidade de fragmentação do detrito, sendo que a mesma faixa de contribuição se manteve nos demais períodos. Os filtradores-coletores, ausentes na malha fina, apresentaram contribuição variando de 4,05% a 6,78% na malha grossa, com valores relativamente estáveis ao longo do tempo.

Para o riacho de cerrado, na malha fina os fragmentadores variaram de 1,98% a 24,15%, e os predadores, de 4,36% a 14,73%. Exclusividade desse tratamento foi a alta proporção de perfuradores, que representaram de 2,22% a 16,39%, sendo especialmente

maiores em proporção aos 60 e 90 dias. Na malha grossa, os fragmentadores apresentaram tendência de aumento ao longo do tempo, com valores maiores dos 30 aos 90 dias, sugerindo uma fase de condicionamento mais longa nesse ambiente. O grupo de predadores, por sua vez, variou de 10,16% a 18,08%, aumentando no período de 60 a 90 dias.

Na Mata Atlântica em tratamento mais restritivo a dominância dos coletores-catadores foi ainda mais acentuada, e houve maior proporção de fragmentadores (representados principalmente por Chironomidae), ao passo que no tratamento menos restritivo ocorreram mais predadores e filtradores-coletores (crustáceos da família Copepoda). No riacho de Cerrado, a quantidade de predadores (composta principalmente de Chironomidae) foi maior do que a de Mata Atlântica para ambos os tratamentos. A presença dos filtradores-coletores apenas na malha mais restritiva indica que nessa malha as partículas menores foram mais abundantes. Para a Mata Atlântica a quantidade de filtradores se manteve semelhante ao longo do tempo, o que demonstra, assim como para organismos predadores e da perda de massa, que o condicionamento é acelerado nesse ambiente em relação ao de cerrado, onde os filtradores aparecem apenas aos 60 e 90 dias de experimento.

Figura 14. Participação relativa (%) de cada grupo funcional para Mata Atlântica: A) Malha fina; B) Malha grossa; e para cerrado: C) Malha fina; D) Malha grossa, ao longo do experimento. FILTCOL: Filtradores-coletores; PRED: Predadores; COLCAT: Coletores-catadores; RASP: Raspadores; PERF: Perfuradores; FRAG: Fragmentadores.

Para os ambientes tropicais se registra, de maneira geral, baixa contribuição de organismos fragmentadores, representando menos de 7% do total amostrado, enquanto que em regiões de clima temperado as proporções variam de 10% a 43% (HIEBER & GESSNER, 2002; GONÇALVES *et al.*, 2006a, 2007). Na maioria dos rios tropicais, há predominância de detrito de baixa qualidade e baixo teor de nutrientes, limitando a atividade de fungos nas folhas, o que as torna menos atrativas a fragmentadores, reduzindo a importância de tal grupo dentro da comunidade de macroinvertebrados (GRAÇA *et al.*, 2015). Para a efetiva chegada de fragmentadores, o material foliar necessita previamente sofrer alterações estruturais de caráter bioquímico, promovidos por coletores, filtradores e raspadores, que aos poucos permitem a chegada de detritívoros e predadores (ALLAN & CASTILLO, 2007; MORMUL *et al.*, 2006). Essas premissas são reforçadas pelo fato de muitos macroinvertebrados fragmentadores pertencerem a táxons adaptados a climas frios, que nos trópicos estão próximos a seus máximos de tolerância térmica, estando suscetíveis à maiores ameaças de perda da diversidade ou da guilda completa frente às mudanças climáticas (BOYERO *et al.*, 2012). Sugere-se ainda que os

táxons fragmentadores em ambientes tropicais são demasiado pequenos e, por essa razão, incapazes de agir reduzindo o material vegetal senescente com tanta eficiência quanto organismos de climas temperados (WANTZEN & WAGNER, 2006). Um segundo ponto importante seria que inundações, frequentes em riachos tropicais, transferem muito material particulado grosso já condicionado do ambiente terrestre ao aquático para consumo pelos invertebrados, porém as mesmas inundações podem também deslocar muito material orgânico antes que eles possam estar suficientemente condicionados para permitir a chegada e ação dos fragmentadores (WANTZEN & WAGNER, 2006). Em contraponto, era esperada uma alta taxa de coletores (BOYERO *et al.*, 2011) (insetos e.g. Trichoptera, Plecoptera, Tipulidae e crustáceos e.g. Amphipoda, Isopoda e Decapoda), o que se consolida nos resultados obtidos, sendo que a participação desse grupo seria importante não apenas durante o condicionamento inicial mas também nas etapas finais de degradação, uma vez que apresentam preferência por consumir material particulado fino (MATHURIAL & CHAUVET, 2002).

Os organismos fragmentadores e alguns coletores apresentam preferência de alimentação por detritos colonizados por micro-organismos, usufruindo de um substrato já parcialmente processado pela microbiota, ao passo que a maioria dos coletores, raspadores e filtradores aumentam o consumo de detrito de menor qualidade como maneira de compensar o baixo benefício nutricional dessa fonte de alimento (CUMMINS & KLUG, 1979). Levando em conta que grande parte das folhas de vegetação tropical é recalcitrante (IRONS *et al.* 1994, WANTZEN *et al.* 2002) e que as cheias dos rios causam interferências na degradação, tem-se notado em riachos menores a redução da ação de organismos especialistas e aumento do número de organismos de hábitos generalistas e oportunistas, o que é particularmente relevante no aumento de coletores que conseguem alternar de maneira rápida a alimentação entre recursos de alta qualidade, porém de curta duração, e material particulado fino advindo da decomposição pela fauna microbiana (MATHURIAL & CHAUVET, 2002; WANTZEN *et al.*, 2006).

Destaca-se ainda que os crustáceos *Hyaella* (Amphipoda) são tidos como fragmentadores em ambientes temperados, porém nos trópicos atuam como coletores (CUMMINS *et al.*, 2005; SAIGO *et al.*, 2009; OLIVEIRA *et al.*, 2014; KÖNIG *et al.*, 2014), conforme adotado nesse trabalho, ou como raspadores e predadores (CAPELLO *et al.*, 2004; WANTZEN & WAGNER, 2006). O uso da classificação de tais

organismos como coletores se justifica no contexto do presente estudo pelo fato de que, caso agissem como fragmentadores, a tendência é que houvesse maior perda de massa onde ocorrem em abundância (exclusivamente em uma das áreas estudadas), o que não ocorreu.

Os resultados sugerem que, como visto em estudos com outras espécies de plantas terrestres (HEPP *et al.*, 2008; HAMADA *et al.*, 2014) e macrófitas (MORMUL *et al.*, 2006; ALBERTONI *et al.* 2007), nos trópicos a atratividade das folhas como recurso alimentar está associada à chegada inicial dos grupos de coletores e filtradores, responsáveis por alterações estruturais de nível bioquímico que permitem a ocorrência de fragmentadores detritívoros e predadores.

Para ambos os ambientes, os Chironomidae foram relevantes para a abundância de fragmentadores e predadores. Assim, apesar da tendência dos riachos tropicais, em geral, apresentarem menos organismos fragmentadores, vale ressaltar a importância da análise detalhada dos Chironomidae, uma vez que os gêneros pertencentes a esse grupo funcional podem estar presentes em grande número e atuar na fragmentação na ausência de outros organismos que o façam, assumindo papel de coparticipantes do processo de decomposição em sistemas aquáticos tropicais (LEITE-ROSSI *et al.*, 2015). Já os predadores desta família muito provavelmente foram atraídos ao substrato pela alta concentração de outros gêneros de Chironomidae que servem como alimento (BERG, 1995).

4.2.3 Relações massa x abundância de organismos

Ambos os locais seguiram a mesma trajetória quanto ao número de indivíduos amostrados, sem diferença significativa entre os ambientes ($p=0,63$ para malha fina; $p=0,54$ para malha grossa). Inicialmente, nota-se baixa quantidade de organismos (Figura 15), com posterior aumento conforme a massa foi consumida até os 30 dias e ápice do número de organismos aos 60 dias para ambos os locais, com consequente queda aos 90 dias quando grande parte da matéria orgânica já havia sido perdida, deixando então de ser atrativa como fonte de alimento ou abrigo aos organismos. Assim, a hipótese de que a abundância de organismos seria superior em ambiente de cerrado não se sustenta. Entre os períodos ocorreu diferenciação em ambos os tratamentos ($p=0,001$), sendo a diferença

atribuída justamente aos 60 dias em relação a todos os demais e do 7º dia em relação ao 30º.

Figura 15. Massa remanescente (porcentagem e DP) em relação à abundância de organismos para Mata Atlântica: A) Malha fina; B) Malha grossa e para cerrado: C) Malha fina; D) Malha grossa.

O número de organismos por grama de peso seco de material foliar foi, na média dos períodos, de 260 ind/g para a Mata Atlântica e 311 ind/g para o cerrado (Figura 16). Houve diferença significativa entre os períodos para ambos os ambientes. Para o de Mata Atlântica, a diferença ($p=0,005$) está entre o período de 7 dias em relação aos de 60 e 90 dias, e também dos 15 dias em relação aos 60 dias. No cerrado a diferença ($p=0,05$) se deu entre 7 e 60 dias. A maior quantidade de organismos por massa na malha fina ocorreu aos 15 e aos 30 dias de experimento, para Mata Atlântica e cerrado respectivamente, e aos 60 dias na malha grossa para ambos. Essa diferença ocorre devido aos organismos encontrarem na malha restritiva abrigo no qual o micro-habitat é mais estável do que na malha grossa, que sofre maior turbulência. Os invertebrados respondem, após 60 dias de experimento, ao estágio avançado de degradação do detrito vegetal, em que aumenta a área colonizável, propiciando a liberação massiva de material particulado grosso, atrativo em especial para os organismos coletores (DOBSON et al., 2002; GONÇALVES et al., 2012).

Figura 16. Relação de abundância de indivíduos por peso seco de material foliar remanescente (g) ao longo do experimento. MAG: Mata Atlântica, malha grossa; MAF: Mata Atlântica, malha fina; CEG: cerrado, malha grossa; CEF: Cerrado malha fina.

A ocorrência de uma composição distinta da comunidade de macroinvertebrados nos *litter bags* dos dois biomas, porém com perdas de massa similares entre os tratamentos e locais, fornece indícios de que o recurso vegetal nesse caso exerce função principalmente de substrato de fixação e fonte de partículas para construção de casas e abrigo/refúgio (ALBARIÑO & BALSIEIRO, 2002; WANTZEN & WAGNER, 2006), sendo a utilização como recurso alimentar secundária em relação aos demais usos. Assim, o processamento do detrito independente de macroinvertebrados é, tal como observado em outros estudos, um mecanismo relevante no funcionamento dos riachos tropicais (WRIGHT & COVICH, 2005).

5. COMENTÁRIOS FINAIS

Apesar do condicionamento pelos microrganismos ser o principal mecanismo de processamento dos detritos, este pode ser intensificado pela presença dos invertebrados, que são capazes de atrair mais consumidores e promover redes alimentares de maior complexidade (MASESE *et al.*, 2014). Assim, vem à tona a necessidade de conservação das zonas ripárias visando a manutenção da integridade dos riachos, como forma de manter a estrutura e função da comunidade aquática e a ciclagem de nutrientes a ela vinculada.

As temperaturas da água foram similares nos dois riachos e, ao contrário do esperado inicialmente, tanto o de cerrado quanto o de Mata Atlântica ocorreram taxas de decaimento e decomposição do material foliar semelhantes. A similaridade entre os ambientes se estendeu também às mudanças em composição química ao longo do tempo, demonstrando que apesar das diferenças de entorno, os corpos d'água apresentaram os mesmos padrões no que se refere à decomposição. Com relação à fauna, em ambos os ambientes houve maior riqueza de organismos pertencentes ao grupo funcional de catadores-coletores, sempre dominante, e o táxon com maior representatividade foi Chironomidae. Os crustáceos da família Hyalellidae também foram relevantes no caso da Mata Atlântica. Os resultados relativos aos grupos funcionais e táxons, reforçam que os riachos tropicais se comportam de maneira diferente em relação aos de clima temperado, e por toda a literatura no assunto, é possível notar que mesmo entre regiões de clima tropical existem importantes variações que devem ser levadas em conta, uma vez que os resultados diferem de local a local mesmo padronizando-se os métodos e buscando amostrar locais similares (BOYERO *et al.*, 2009).

As abundâncias de invertebrados em cada tratamento e período de exposição foram semelhantes entre o cerrado e a Mata Atlântica e a fauna teve efeito discreto na degradação das folhas. Logo, considerando que de fato ocorra o processo de savanização, levando à maior incidência de clareiras que propiciem a ocorrência de *Croton* cf. *floribundus*, os macroinvertebrados de Mata Atlântica estariam aptos a usufruir do material foliar e utilizar do mesmo como recurso e abrigo, tal como ocorre no ambiente de cerrado, ainda que a composição da fauna seja distinta.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABELHO, M.; CRESSA, C.; GRAÇA, M.A.S. Microbial biomass, respiration, and decomposition of *Hura crepitans* L. (Euphorbiaceae) leaves in a tropical stream. **Biotropica**, 37(1): 397-402, 2005.

ALBARIÑO, R.J.; BALSEIRO, E.G. Leaf litter breakdown in Patagonian streams: native versus exotic trees and the effect of invertebrate size. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, 12(2):181-192, 2002.

ALBERTONI, E. F.; PRELLVITZ, L. J.; PALMA-SILVA, C. Macroinvertebrate fauna associated with *Pistia stratiotes* and *Nymphoides indica* in subtropical lakes (south Brazil). **Brazilian Journal of Biology**, 67: 499-507, 2007.

ALLAN, J. D.; CASTILLO, M. M. **Stream Ecology: Structure and function of running waters**. Dordrecht: Springer, 2^a ed. 2007, 236 p.

ALLEN, S. E.; GRIMSHAW, H. M.; PARKINSON, J. A.; QUARMBY, C. **Chemical analysis of ecological materials**. Oxford: Blackwell Scientific Publications, 1974, 565 p.

ANADÓN, J.D; SALA, O.E; MAESTRE, F. Climate change will increase savannas at the expense of forests and treeless vegetation in tropical and subtropical Americas. **Journal of Ecology**, 102:1363-1373, 2014.

ARDÓN, M.; PRINGLE, C.M.; EGGERT, S.L. Does leaf chemistry differentially affect breakdown in tropical vs temperate streams? Importance of standardized analytical techniques to measure leaf chemistry. **Journal of North American Benthological Society**, 28(2):440-453, 2009.

BAUMGARTEN, M.G.Z.; ROCHA, J.M.B. **Manual de análises em oceanografia química**. Rio Grande: Editora da FURG, 1996, 132 p.

BERG, M.B. Larval food and feeding behavior. In: ARMITAGE, P.D.; CRANSTON, P.S.; PINDER, L.C.V (eds). **The Chironomidae**. Dordrecht: Springer, 1^a ed. 1995, 447 p.

BERG, B.; C. A. MCCLAUGHERTY. **Plant litter: decomposition. humus formation. carbon sequestration**. Springer-Verlag Heidelberg, Berlin, Germany, 2003.

BÉLLARD, C.; LECLERC, C.; LEROY, B.; BAKKENES, M.; VELOZ, S.; THUILLER, W.; COURCHAMP, F. Vulnerability of biodiversity hotspots to global change. **Global Ecology and Biogeography**, 23(12):1376–1386, 2014.

BIASI, C.; TONIN, A.M.; RESTELLO, R.M.; HEPP, L.U. The colonization of leaf litter by Chironomidae (Diptera): The influence of chemical quality and exposure duration in a subtropical stream. **Limnologia- Ecology and Management of Inland Waters**, 43(6):427-433, 2013.

BLANCO, J.F.; GUTIÉRREZ-ISAZA, N. Leaf litter mass lost rates and associated fauna of tree species commonly used in neotropical riparian reforestation. **Acta biológica Colombiana**, 19(1):91-100, 2014.

BOYERO, L.; RAMÍREZ, A.; DUDGEON, D.; PEARSON, R.G. Are tropical streams really different? **Journal of North America benthological Society**, 28(2):397-403, 2009.

BOYERO, L.; PEARSON, R.G.; DUDGEON, D.; FERREIRA, V.; GRAÇA, M.A.S.; GESSNER, M.O.; BOULTON, A.J.; CHAUVET, E.; YULE, C.M.; ALBARIÑO, R.J.; RAMÍREZ, A. *et al.* Global patterns of stream detritivore distribution: implications for biodiversity loss in changing climates. **Global Ecology and Biogeography**, 21(2):134-141, 2012.

BOYERO, L.; PEARSON, R.G.; GESSNER, M.O.; DUDGEON, D.; RAMÍREZ, A.; YULE, C.M.; CALLISTO, M.; PRINGLE, C.M.; ENCALADA, A.C.; MUTHIKUMARASAMY, A.; MATHOOKO, J.; HELSON, J.E.; RICÓN, J.; BRUDER, A.C.; FÇECKER, A.S.; MATHURIAU, C.; M'ERIMBA, C.; GONÇALVES, J.F.;

MORETTI, M.; JINGGUT, T. Leaf-litter breakdown in tropical streams: is variability the norm? **Freshwater Science**, 34(2):759-769, 2015.

BOYERO, L.; PEARSON, R.G.; HUI, C.; GESSNER, M.O.; PÉREZ, J.; ALEXANDROU, M.A.; GRAÇA, M.A.S. *et al.* Biotic and abiotic variables influencing plant litter breakdown in streams: a global study. **Proceedings of the Royal Society B**, 283(1829):1-8, 2016.

BRODIE, J.; POST, E.; LAURANCE, W.F. Climate change and tropical biodiversity: a new focus. **Trends in Ecology and Evolution**, 27(3):145-150, 2012.

CANHOTO, C.; GRAÇA, M.A.S. Decomposition of *Eucalyptus globulus* leaves and three native leaf species (*Alnus glutinosa*, *Castanea sativa* and *Quercus faginea*) in a Portuguese low order stream. **Hydrobiologia**, 333(2):79-85, 1996.

CAVELIER, J.; AIDE, T.; SANTOS, C.; EUSSE, A.; DUPUY, J. The savanization of moist forests in the Sierra Nevada de Santa Marta, Colombia. **Journal of Biogeography** 25(5):901-912, 1998.

CHAPIN, F.S.; BLOOM, A.J.; FIELD, C.B.; WARING, R.H. Plant responses to multiple environmental factors. **BioScience**, 37(1):49-57, 1987.

COLOMBO, A.F.; JOLY, C.A. Brazilian Atlantic Forest *lato sensu*: the most ancient Brazilian forest, and a biodiversity hotspot, is highly threatened by climate change. **Brazilian Journal of Biology**, 70(3):697-708, 2010.

CONAMA-CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução CONAMA Nº 357 "Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.". 2005 Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>> Acesso em 22 de Dezembro de 2017.

CORLETT, R.T. Impacts of warming on tropical lowlands rainforests. **Trends in Ecology and Evolution**, 26(11):606-613, 2011.

CORLETT, R.T. Climate change in the tropics: The end of the world as we know it? **Biological Conservation**, 151(1):22-25, 2012.

CORLETT, R.T; WESTCOTT, D.A. Will plant movements keep up with climate change? **Trends in Ecology and Evolution**, 28(8):482-488, 2013.

CUMMINS, K.W.; KLUG, M.J. Feeding ecology of stream invertebrates. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**.10(1):147-172, 1979.

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

CUNHA-SANTINO, J.C.; BARROS-FILHO, R.G.; SANTOS, I.G.A.; SILVA, R.P; RODRIGUES, G.G. Benthic macrofauna and the limnological parameters of a first-order stream in Atlantic Forest of Brazilian Northeast. **Acta Limnologica Brasiliensia**, 26(1):26-34, 2014.

DANGER, A.R.; ROBSON, B.J. The effects of land use and leaf-litter processing by macroinvertebrates in an Australian temperate coastal stream. **Aquatic Sciences**, 66(3):296-304,2004.

DAVIES J.N.; BOULTON A.J. Great house, poor food: effects of exotic leaf litter on shredder densities and caddisfly growth in 6 subtropical Australian streams. **Journal of North American Benthological Society**, 28(2):491–503, 2009.

DOBSON, M.; MAGANA, A.; MATHOOKO, J.M.; NDEGWA, F.K. Detritivores in Kenyan highland streams: more evidence for the paucity of shredders in the tropics? **Freshwater Biology**,47(5):909-919,2002.

ESTEVEZ, F.A.; BARBIERI, R. Dry weight and chemical changes during decomposition of tropical macrophytes in Lobo reservoir – São Paulo, Brazil. **Aquatic Botany**, 16(1):285-295, 1983.

FERREIRA, V.; GRAÇA, M.A.S.; DE LIMA, J.L.M.P.; GOMES, R. Role of physical fragmentation and invertebrate activity in the breakdown rate of leaves. **Archiv für Hydrobiologie**, 165:493-513, 2006.

FRIBERG, N.; JACOBSEN, D. Variation in growth of the detritivore-shredder *Sericostoma personatum* (Trichoptera). **Freshwater Biology**, 42: 625-635, 1999.

FUKUSHIMA, R.S.; KERLEY, M.S; RAMOS, M.H.; PORTER, J.H.; KALLENBACH, R.L. Comparison of acetyl bromide lignina with acid detergent lignina and Klason lignin and correlation with *in vitro* forage degradability. **Animal Feed Science and Technology**, 201(1):25-37, 2015.

FUNDAÇÃO FLORESTAL. **Plano de manejo do Parque Estadual da Cantareira** São Paulo, 2009, 586pp.

GALLARDO, A.; MERINO, J. Leaf decomposition in two Mediterranean ecosystems of Southwest Sain: influence of substrate quality. **Ecology**, 74(1):152-161, 1993.

GESSNER, M.O.; CHAUVET, E.; DOBSON, M. A perspective on leaf litter breakdown in streams. **Oikos**, 85(2):377-384, 1999.

GIMENES, K.Z.; CUNHA-SANTINO, M.B.; BIANCHINI, I. Jr. Decomposição de matéria orgânica alóctone em ecossistemas aquáticos. **Oecologia Australis**, 14(4):1036-1073, 2010.

GOLDMAN, J.C.; CARON, D.A.; DENNET, M.R. Regulation of gross growth efficiency and ammonium regeneration in bacteria by substrate C:N ratio. **Limnology and Oceanography**, 32(6):1239-1252, 1987.

GONÇALVES, J.F. Jr.; SANTOS, A.M.; ESTEVES, F.A. The influence of the chemical composition of *Typha domingensis* and *Nymphaea ampla* detritus on invertebrate colonization during decomposition in a Brazilian coastal lagoon. **Hydrobiologia**, 527(1): 125-137, 2004.

GONÇALVES, J.F. Jr.; GRAÇA, M.A.S.; CALLISTO, M. Leaf-litter breakdown in 3 streams in temperate, mediterranean, and tropical Cerrado climates. **Journal of the North American Benthological Society**, 25(2):344-355, 2006a.

GONÇALVES, J.F. Jr.; FRANÇA, J.S.; MEDEIROS, A.O.; ROSA, C.A.; CALLISTO, M. Leaf breakdown in a tropical stream. **International Review of Hydrobiology**, 91(2): 164-177, 2006b.

GONÇALVES, J.F. Jr.; GRAÇA, M.A.S.; CALLISTO, M. Litter decomposition in a Cerrado savannah stream is retarded by leaf toughness, low dissolved nutrients and a low density of shredders. **Freshwater Biology**, 52(8):1440-1451, 2007.

GONÇALVES, J.F. JR.; REZENDE, R.S.; MARTINS, N.M.; GREGÓRIO, R.S. Leaf breakdown in an Atlantic Rain Forest stream. **Austral Ecology**, 37(1):807-815, 2012.

GOTELLI, N.J.; ELLISON, A.M.; **Princípios de estatística em ecologia**. Porto Alegre: Artmed, 2011. 528 p.

GRAÇA, M.A.S. The role of invertebrates on leaf litter decomposition in streams - a review. **International Revue Hydrobiologie**, 86: 383-393, 2001.

GRAÇA, M.A.S; CRESSA, C.; GESSNER, M.O; FEIO, M.J.; CALLIES, K.A; BARRIOS, C. Food Quality, Feeding Preferences, Survival and Growth of Shredders from Temperate and Tropical Streams. **Freshwater Biology**, 46(7):947-957, 2001.

GRAÇA, M.A.S.; CANHOTO, C. Leaf litter processing in low order streams. **Limnetica**, 25(1):1-10, 2006.

GRAÇA, M.A.S.; FERREIRA, V.; CANHOTO, C.; ENCALADA, A.C.; GUERRERO-BOLAÑO, F.; WANTZEN, K.M.; BOYERO, L. A conceptual model of litter breakdown in low order streams. **International Review of Hydrobiology**, 100(1):1-12, 2015.

GULIS, V.; SUBERKROPP, K. Leaf litter decomposition and microbial activity in nutrient-enriched and unaltered reaches of a headwater stream. **Freshwater Biology**, 48(1):123-134, 2003.

HAAPALA, A.; MUOTKA, T.; MARKKOLA, A. Breakdown and macroinvertebrate and fungal colonization of alder, birch and willow leaves in a boreal forest stream. **Journal of the North American Benthological Society**, 20(3):395-402, 2001.

HAMADA, N.; NESSIMIAN, L.; RANYSE, B.Q. **Insetos aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia**. Manaus: INPA, 2014. 724 p.

HAMMER, Ø., HARPER, D.A.T.; RYAN, P, D. 2001. **PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis**. **Palaeontologia Electronica** 4: 1–9. Disponível em <http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm> Acesso em 03 de Outubro de 2017.

HEPP, L.U.; BIASI, C.; MILESI, S.V.; VEIGA, F.O.; RESTELLO, R.M. Chironomidae (Diptera) larvae associated to *Eucalyptus globulus* and *Eugenia uniflora* leaf litter in a subtropical stream (Rio Grande do Sul, Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, 20(4):345-350, 2008.

HIEBER, M.; GESSNER, M.O. Contribution of stream detritivores, fungi and bacteria to leaf breakdown based on biomass estimates. **Ecology**, 83(4):1026-1038, 2002.

JANSSEN, M.A.; WALKER, K.F. Processing of riparian and wetland plant litter in the River Murray, South Australia. **Hydrobiologia**, 411:53-64, 1999.

JARDIM, W.F. Medição e interpretação de valores do potencial redox (E_H) em matrizes ambientais. **Química Nova**, 37(7):1233-1235, 2014. JOLY, C.; METZGER, J.P.;

TABARELLI, M. Experiences from the Brazilian Atlantic Forest: ecological findings and conservation initiatives. **New Phytologist**, 204(3):459–473, 2014.

KLINK, C.A.; MACHADO, R.B. Conservation of the Brazilian Cerrado. **Conservation Biology**, 19(3):707-713, 2005.

KOBAYASHI, S.; KAGAYA, T. Litter patch types determine macroinvertebrate assemblages in pools of a Japanese headwater stream. **Journal of the North American Benthological Society**, 23(1):78-89, 2004.

KÖNIG, R.; HEPP, L.U.; SANTOS, S. Colonisation of low- and high-quality detritus by benthic macroinvertebrates during leaf breakdown in a subtropical stream. **Limnologia** 45(1):61-68, 2014.

KRONKA, F.J.N.; NALON, M.A.; MATSUKUMA, C.K.; KANASHIRO, M.M.; YWANE, M.S.S.; PAVÃO, M.; DURIGAN, G.; LIMA, L.M.P.R.; GUILLAUMON, J.R.; BAITELLO, J.B.; BORGIO, S.C.; MANETTI, L.A.; BARRADAS, A.M.F.; FUKUDA, J.C.; SHIDA, C.N.; MONTEIRO, C.H.B.; PONTINHA, A.A.S.; ANDRADE, G.G.; BARBOSA, O.; SOARES, A.P. **Inventário florestal da vegetação natural do estado de São Paulo**. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente; Instituto Florestal; Imprensa Oficial, 2005. 200p.

LEITE-ROSSI, L.A.; SAITO, V.S.; CUNHA-SANTINO, M.B.; TRIVINHO-STRIXINO, S. How does leaf litter chemistry influence its decomposition and colonization by shredder Chironomidae (Diptera) larvae in a tropical stream? **Hydrobiologia**, 771(1):119-130, 2016.

LEROY, C. J.; MARKS, J. C. Litter quality, stream characteristics and litter diversity influence decomposition rates and macroinvertebrates. **Freshwater Biology**, 51:605-617, 2006.

LÔBO, D.; LEÃO, T.C.C.; MELO, F.P.L.; SANTOS, A.M.M.; TABARELLI, M. Forest fragmentation drives Atlantic forest of northeastern Brazil to biotic homogenization. **Diversity and Distributions**, 17(2):287–296, 2011.

LORENZI, H. **Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil**. São Paulo: Editora Plantarum. 2002, 367 p.

MASESE, F.O.; KITAKA, N.; KIPKEMBOI, J.; GETTEL, G.M.; IRVINE, K.; McCLATIN, M. Litter processing and shredder distribution as indicators of riparian and catchment influences on ecological health of tropical streams. **Ecological Indicators**, 46:23-37, 2014.

MANNING, D. W. P., ROSEMOND, A. D., KOMINOSKI, J. S., GULIS, V., BENSTEAD, J. P., AND MAERZ, J. C. Detrital stoichiometry as a critical nexus for the effects of stream water nutrients on leaf litter breakdown rates. **Ecology**, 96(8):2214-2224, 2015.

MANZONI, S.; TROFYMOW, J.A.; JACKSON, R.B.; PORPORATO, A.; Stoichiometric controls on carbon, nitrogen and phosphorus dynamics in decomposing litter. **Ecological Monographs**, 80(1):89-106, 2010.

MATHURIAU C.; CHAUVET, E. Breakdown of leaf litter in a neotropical stream **Journal of the North American Benthological Society**, 21(3): 384–396, 2002.

MCDONALD, J.H. **Handbook of Biological Statistics**. Sparky House Publishing, Baltimore, Maryland, 3^a Ed., 2014, 293 p.

MELILLO, J.M.; ABER, J.D.; MURATORE, J.F. Nitrogen and lignin control of hardwood leaf litter decomposition dynamics. **Ecology**, 63(3):621-626, 1982.

MELILLO, J.M.; NAIMAN, R.J.; ABER, J.D.; LINKINS, A.E. Factor controlling mass loss and nitrogen dynamics of plant litter decaying in northern streams. **Bulletin of Marine Science**, 35(3):341-356, 1984.

MELO, A. S.; FROEHLICH, C.G. Colonization by macroinvertebrates of experimentally disturbed stones in three tropical streams differing in size. **International Review of Hydrobiology**, 89: 317–325, 2004.

MERRITT, R.W.; CUMMINS, K.; BERG, M.B. **An introduction to aquatic insects of North America**. Kendall-Hunt Dubuque: Iowa, 2008, 1158 p.

METZGER, J.P.; MARTENSEN, A.C.; DIXO, M.; BERNACCI, L.C.; RIBEIRO, M.C.; TEIXEIRA, A.M.G.; PARDINI, R. Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. **Biological Conservation**, 142(6): 1166–1177, 2009.

MORETTI, M.S.; GONÇALVES, J.F.; LIGEIRO, R.; CALLISTO, M. Invertebrates colonization on native tree leaves in a neotropical stream (Brazil). **International Review of Hydrobiology**, 92(2):199-210, 2007.

MORMUL, R.P.; VIEIRA, L.A.; JÚNIOR, S.P.; MONKOLSKI, A.; SANTOS, A.M. Sucessão de invertebrados durante o processo de decomposição de duas plantas aquáticas (*Eichhornia azurea* e *Polygonum ferrugineum*). **Acta Scientiarum Biological Sciences**, 28(2):109-115, 2006.

MORRISON, I.M. Changes in the cell wall components of laboratory silages and the effect of various additives on these changes. **The Journal of Agricultural Science**, 93(3):581-586, 1979.

MULHOLLAND, P.J.; PALUMBO, A.V.; ELWOOD, J.W.; ROSEMOND, A.D. Effects of acidification on leaf decomposition in streams. **Journal of the North American Benthological Society**, 6:147-158, 1987.

MULHOLLAND, P.J.; FELLOWS, C.S.; TANK, J.L.; GRIMM, N.B.; WEBSTER, J.R.; HAMILTON, S.K.; MARTI, E.; ASHKENAS, L.; BOWDEN, W.B.; DODDS, W.K.; MCDOWELL, W.H.; PAUL, M.J.; PETERSON, B.J. Inter-biome comparison of factors controlling stream metabolism. **Freshwater Biology**, 46(11):1503-1517, 2001.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R.A.; MITTERMEIER, C.G.; FONSECA, G.B.A., KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, 403:853-858, 2000.

NINM C.S.; RUPPENTHAL, E.L.; RODRIGUES, G.G. Produção de folho e fauna associada de macroinvertebrados aquticos em curso d'gua de cabeceira em Floresta Ombrfila do Estado do Rio Grande do Sul, Brasil. **Biological Sciences Acta Scientiarum**, 31(3):263-271, 2009.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; FONTES, M. A. L. Patterns of floristic differentiation among atlantic forests in southeastern Brazil and the influence of climate. **Biotropica**, 32 (4b):793–810, 2000.

OLIVEIRA, A.F.M.; MEIRELLES, S.T.; SALATINO, A. Epicuticular waxes from Caatinga and Cerrado species and their efficiency against water loss. **Anais da Academia Brasileira de Cincias**, 75(4):431-439, 2003.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; JARENKOW, J. A.; RODAL, M.J N. Floristic relationships of seasonally dry forests of eastern South America based on tree species distribution patterns. **Systematics Association**, 69(volume especial):159, 2006.

OLIVEIRA, V.C.; GONALVES, E.A.; ALVES, R.G. Colonisation of leaf litter by aquatic invertebrates in an Atlantic Forest stream. **Brazilian Journal of Biology** 74(2):267-273, 2014.

PAGIORO, T.A.; THOMAZ, S.M. Loss of weight and concentration of carbon, nitrogen, and phosphorus during decomposition of *Eichhornia azurea* in the floodplain of the upper Paran river, Brazil. **Revista Brasileira de Biologia**, 58(4):603-608, 1998.

PASCOAL, C.; PINHO, M.; CSSIO, F.; GOMES, P. Assessing structural and functional ecosystem condition using leaf breakdown: studies on a polluted river. **Freshwater Biology**, 48(11):2033-2044, 2003.

PEARSON, T. R. H.; BURSLEM, D. F. R. P.; MULLINS, C. E.; DALLING, J. W. Germination ecology of neotropical pioneers: Interacting effects of environmental conditions and seed size. **Ecology**, 83:2798–2807, 2002.

PECK, D. V., HERLIHY, A. T., HILL, B. H., HUGHES, R. M., KAUFMANN, P. R., KLEMM, D.J., LAZORCHAK, J. M., MCCORMICK, F. H., PETERSON, S. A., RINGOLD, P. L., MAGEE, T. & CAPPAERT, M. R.. **Environmental Monitoring and Assessment Program - Surface Waters Western Pilot Study: Field Operations Manual for Wadeable Streams. EPA 600/R-06/003**, U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Washington, DC., 2006.

PENNAK, R. W. **Freshwater Invertebrates of the United States**. 2nd ed. Wiley and Sons, Inc. New York, 1978.

PETERSEN, R.C; CUMMINS, K; Leaf processing in a woodland stream. **Freshwater Biology**, 4(4):343-368, 1974.

PIVELLO, V.R. Manejo de fragmentos de Cerrado: princípios para a conservação da biodiversidade. In: SCARIOT, A.; SOUSASILVA, J.C.; FELFILI, J.M. (Orgs.). **Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2005. p.401-413.

POLLITO, P.A.Z.; TOMAZELLO, M.; TAKASHIBA, H.E. Contribuição ao conhecimento do status de conservação das espécies do gênero *Croton* L. (Euphorbiaceae) no Brasil. **Natureza e Conservação**, 2:42-55, 2004.

POMPÊO, M.L.M.; MOSCHINI-CARLOS, V. **Macrófitas Aquáticas e Perifíton- aspectos ecológicos e metodológicos**. São Carlos: RiMa, 2003. 134 pp.

RAIMUNDO, S. A paisagem natural remanescente na região metropolitana de São Paulo. **São Paulo em Perspectiva**, 20(2):19-31, 2006.

RAMÍREZ, A.; GUTIÉRREZ-FONSECA, P.E. Functional feeding groups pf aquatic insect families in Latin America: a critical analysis and review of existing literature. **Revista de Biología Tropical**, 62(supl. 2):155-167, 2014.

REICH, P.B.; OLEKSYN, J. Global Patterns of Plant Leaf N and P in Relation to Temperature and Latitude. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, 101(30):11001-11006, 2004.

REZENDE, R.S.; GRAÇA, M.A.S.; SANTOS, A.M.; MEDEIROS, A.O.; SANTOS, P.F.; NUNES, Y.R.; GONÇALVES, J.F. Jr. Organic matter dynamics in a tropical gallery forest in a grassland landscape. **Biotropica**, 48(3):301-310, 2016.

REZENDE, R.S.; SANTOS, A.M.; MEDEIROS, A.O.; GONÇALVES, J.F. Jr. Temporal leaf litter breakdown in a tropical riparian forest with an open canopy. **Limnetica**, 36(2):445-459, 2017.

RIBAS, A.C.A.; TANAKA, M.O.; SOUZA, A.L.T. Evaluation of macrofaunal effects on leaf litter breakdown rates in aquatic and terrestrial habitats. **Austral Ecology**, 31(6):783-790, 2006.

RIBEIRO, M.C.; METZGER, J.P.; MARTENSEN, A.C.; PONZONI, F.J.; HIROTA, M.M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, 142(6):1141-1153, 2009.

RINCÓN, J.E.; MARTÍNEZ, I. Food Quality and Feeding Preferences of *Phylloicus* sp. (Trichoptera: Calamoceratidae). **Journal of North America Benthological Society**, 25(1):209-215, 2006.

ROSEMOND, A.D.; PRINGLE, C.M.; RAMIREZ, A. Macroconsumers effects on insect detritivores and detritus processing in a tropical stream. **Freshwater Biology**, 39(3):515-523, 1998.

SAIGO, M.; MARCHESE, M.; MONTALTO, L. Hábitos alimentarios de *Hyaella curvispina* Shoemaker, 1942 (Amphipoda: Gammaridea) en ambientes leníticos de la llanura alluvial del río Paraná medio. **Natura Neotropicalis**, 40(1):44-59, 2009.

SALAZAR, L.F.; NOBRE, C.A.; OYAMA, M.D. Climate change consequences on the biome distribution in tropical South America. **Geophysical research Letters**, 34(9):1-6, 2007

SÃO PAULO (Estado). Decreto nº 36.859 de 05 de Junho de 1993. Cria o Parque Estadual do Juquery. **Diário Oficial do Estado de São Paulo**, São Paulo, v. 103, n.106, p.2,1993.

SCARANO, F.R.; CEOTTO, P. Brazilian Atlantic forest: impact, vulnerability, and adaptation to climate change. **Biodiversity Conservation**, 24(9):2319-2331, 2015.

SILVA, J.M.C.; CASTELETTI, C.H.M. Status of the biodiversity of the Atlantic Forest of Brazil. In: GALINDO-LEAL, C.; Câmara, I.G.(Eds). **The Atlantic Forest of South America: Biodiversity Status, Threats, and Outlook**. Washington: CABS and Island Press, p.43-59, 2003.

SILVESTRINI, M; SANTOS, F.A.M. Variation in the population structure between a natural and a human-modified forest for a pioneer tropical tree species not restricted to large gaps. **Ecology and Evolution**, 5(12):2420-2432, 2015.

SIMIONATTO, E.; BONANI, V.F.L.; PERES, M.T.L.P.; HESS, S.C.; CANDIDO, A.C.S.; DIRAIMO, D.L.; POPPI, N.R.; MATOS, M.F.C.; SANTOS, E.C.S.; OGUMA, P.M.; CARVALHO, J.E. Bioactivity and chemical composition of the essential oils of *Croton urucuarana* Baillon (Euphorbiaceae). **Journal of Essential Oil Bearing Plants**, 12(3):250-261, 2015.

SIQUEIRA, M.F.; PETERSON, A.T.; Consequences of global climate change for geographic distributions of Cerrado tree species. **Biota Neotropica**, 3(2):1-14, 2003.

SOS MATA ATLÂNTICA, INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS, 2017. Atlas dos Remanescentes Florestais e Ecossistemas Associados no Domínio da Mata Atlântica. São Paulo. Disponível em: https://www.sosma.org.br/link/Atlas_Mata_Atlantica_2015-2016_relatorio_tecnico_2017.pdf> Acesso em 25 de Março de 2018.

STAVER, A.C.; ARCHIBALD, S.; LEVIN, S.A. The global extent and determinants of savanna and forest as alternative biome states. **Science**, 334(6053):230-232, 2011.

TREVISAN, A.; HEPP, L.U. Chemistry compound dynamic of leaf-litter and fauna associated with breakdown process of arboreous species in a stream from North of Rio Grande do Sul, Brazil. **Neotropical Biology and Conservation**, 2(1):54-60, 2007.

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

UIEDA, V.S.; MOTTA, R.L.; Trophic organization and food web structure of southeastern Brazilian streams: a review. **Acta Limnologica Brasiliensia**, 19(1):15-30, 2007.

VIANI, R.A.G.; RODRIGUES, R.R.; DAWSON, T.E.; LAMBERS, H.; OLIVEIRA, R.S. Soil Ph accounts for differences in species distribution and leaf nutrient concentrations of Brazilian woodland savannah and seasonally dry forest species. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, 16:67-74, 2014.

WANTZEN, K.M.; WAGNER, R.; SUETFELD, R.; JUNK, W.J. How do plant-herbivore interactions of trees influence coarse detritus processing by shredders in aquatic ecosystems of different latitudes? **Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie: Verhandlungen**, 28(2):815-821, 2002.

WANTZEN, K.M.; WAGNER, R. Detritus processing by invertebrate shredders: a neotropical-temperate comparison. **Journal of North American Benthological Society**, 25(1):216-232, 2006.

WANTZEN, K.M., YULE, C.M., MATHOOKO, J.M., PRINGLE, C.M., 2008. Organic matter processing in tropical streams. In: Dudgeon, D. (Ed.), **Tropical Stream Ecology**. Academic Press, London, pp. 44–65.

WALLACE, J.B.; EGGERT, S.L.; MEYER, J.L.; WEBSTER, J.R. Multiple Trophic Levels of a Forest Stream Linked to Terrestrial Litter Inputs. **Science**, 277(5322):102-104, 1997.

WEBSTER, J.R.; BENFIELD, E.F. Vascular plant breakdown in freshwater ecosystems. **Annual Review of Ecology and Systematics**, 17:567-594, 1986.

WESTLAKE, D.F. Some basic data for investigations of the productivity of aquatic macrophytes. **Memorie dell'Istituto Italiano di Idrobiologia**, 18:229-248, 1965.

WETZEL, R.G. & LIKENS, G.E. **Limnological analyses**. New York: Springer Publishers, 2^a Ed., 387 p., 1991.

WRIGHT, S.J.; COVICH, A.P.; The effect of macroinvertebrate exclusion on leaf breakdown rates in a tropical headwater stream. **Biotropica**, 37(3):403-408, 2005.

ZANIN, M.; ALBERNAZ, A.L.M. Impacts of climate change on native landcover: Seeking future climatic refuges **PLoS One**, 11(9):1-20, 2016.

ZAR, J. H. **Biostatistical analysis**. Pearson Education: India. 4^a Ed., 1999, 929 p.

ZILLI, F.L.; MARCHESE, M.R. Benthic invertebrate assemblages and functional feeding groups in the Paraná River floodplain (Argentina). **Limnologia – Ecology and Management of Inland Waters**, 38(2):159-171, 2008.

ANEXO I – DENSIDADE DE INDIVÍDUOS POR GRAMA DE MASSA (MÉDIA±DP) PARA MALHA GROSSA

	7 dias		15 dias		30 dias		60 dias		90 dias	
	Cantareira	Juquery	Cantareira	Juquery	Cantareira	Juquery	Cantareira	Juquery	Cantareira	Juquery
Diptera										
Chironomidae	13,82 ±12,33	128,81 ±20,35	59,50 ±30,00	135,77 ±52,14	140,21 ±57,46	172,77 ±71,82	271,81 ±63,92	386,38 ±160,85	132,88 ±34,71	202,06 ±34,28
Ceratopogonidae	0	0,30 ±0,81	0	0,33 ±0,81	0	0	3,13 ±1,00	3,14 ±4,49	2,24 ±0,70	0
Empididae	0	1,54 ±2,38	0	0,33 ±0,81	0	0	0	1,42 ±1,15	0	1,14 ±0,51
Tipulidae	0	0	0	0	0	0	0,26 ±0,40	0	0,44 ±0,40	0
Dixidae	0	0	0	0	0	0	0	0,57 ±0,81	0	0,57 ±0,40
Simulidae	0	0	0	0	0	0	0	1,42 ±2,12	0	10,30 ±7,34
Tabanidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Culicidae	0	0	0	0	0	0,74 ±1,63	0	0	0	0
Coleoptera										
Elmidae	0	0	0,65 ±0,57	0,16 ±0,40	4,34 ±1,94	0,18 ±0,40	3,65 ±1,92	0	8,08 ±1,78	1,14 ±0,51
Gyrinidae	0	0	0	0,49 ±0,54	0	0,93 ±0,50	0	0	0	0
Dysticidae	0	1,85 ±2,30	0,65 ±0,57	2,15 ±1,94	0,37 ±0,51	2,80 ±2,62	0	1,71 ±0,57	0	0
Ephemeroptera										
Baetidae	4,24 ±4,27	31,81 ±27,60	5,31 ±5,26	50,49 ±17,80	3,96 ±3,11	69,25 ±23,55	0,52 ±0,81	32,86 ±51,5	0	14,88 ±6,13
Leptophlebiidae	2,67 ±2,5	3,70 ±3,46	9,20 ±5,35	8,77 ±4,21	14,17 ±8,01	27,70 ±24,12	78,33 ±6,95	18,00 ±17,24	34,56 ±9,06	20,03 ±5,81

Caenidae	0	0	0,16 ±0,40	0,33 ±0,81	0,18 ±0,40	0	0,52 ±0,51	0	0	0
Euthyplocidae	0	0	0,16 ±0,40	0	0	0	2,08 ±0,51	0	2,24 ±1,15	0
Plecoptera										
Perlidae	1,88 ±1,00	0	2,46 ±1,51	0	2,83 ±0,70	0	0,52 ±0,81	0	0,89 ±0,81	0
Griopterygidae	0	0	0	0	0	0	0	4,08 ±2,85	0	11,02 ±15,45
Odonata										
Megapodagri- onidae	0,15 ±0,40	0,15 ±0,40	0,49 ±0,54	0,16 ±0,40	0,18 ±0,40	0,56 ±0,70	0,26 ±0,40	0	0	0
Coenagrionidae	0	0,26±0,40	0	0,15±0,40	0	0	0	2,00±0,70	0	12,12±0,81
Libellulidae	0	0	0	0,16 ±0,40	0	0	0	0	0	0
Calopterygidae	0	0	0	0	0	0,18 ±0,40	0	0	0	0
Aeshnidae	0,62 ±1,41	0,62 ±0,81	0,49 ±0,70	0,49 ±0,54	0,18 ±0,40	0,18 ±0,40	0	0	0,44 ±0,40	0
Gomphidae	0	0,30 ±0,51	0,16 ±0,40	0	0	0	0,52 ±0,81	0	0,44 ±0,40	0
Trichoptera										
Leptoceridae	0,31 ±0,51	0	2,13 ±0,98	0	6,04 ±3,74	0,37±0,51	1,82 ±0,95	0,28±0,40	2,24 ±0,57	0,44±0,40
Polycentropo- didae	0,47 ±0,70	0,46 ±0,70	0,49 ±0,70	0,33 ±0,81	0,18 ±0,40	0,18 ±0,40	1,04 ±1,03	0	3,59 ±2,06	1,71 ±0,70
Calamoceratidae	0	0	0,82 ±1,15	0	2,26 ±7,07	1,68 ±4,94	0,26 ±0,40	0,57 ±0,51	0,89 ±0,81	1,14 ±0,51
Odontoceridae	0	0	0,16 ±0,40	0	0	0	0	0	0	0
Hydroptilidae	0	0	0	0,49 ±0,70	0	0,74 ±0,57	0	0,85 ±1,22	0	0,57 ±0,40
Hydropsychidae	0	0	0	0	0	0	0	5,14 ±7,34	0	1,71 ±0,70
Hydrobiosidae	0	0	0	0	0	0,18 ±0,40	0	0	0	0

Helicopsychidae	0	0	0	0	0	0,37 ±0,51	0	0	0	1,71 ±1,22
Megaloptera										
Corydalidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Crustacea										
Amphipoda	45,24	0,15 ±0,40	25,15	0	83,89	0,93 ±2,04	51,96	0	77,66	0
(Hyaellidae)	±52,05		±18,60		±66,57		±40,31		±15,69	
Copepoda	2,35	0,46 ±0,70	6,08 ±2,63	2,18 ±1,81	13,60	1,68 ±0,95	19,06	4,85 ±1,70	14,81	2,28 ±1,63
	±2,12				±14,52		±7,33		±2,00	
Platyhelminthes										
Turbellaria	1,88	0	1,47 ±0,95	0	4,53	0	1,82	0,28 ±0,40	1,34	0,57 ±0,40
	±1,41				±3,11		±2,12		±0,70	
Acari										
Hydracarina	0	0,15 ±0,40	1,31 ±1,52	0	0	0	0	1,03 ±1,14	0	0
Annelida										
Tubificidae	0	0	2,30 ±2,48	2,64 ±3,05	4,53	5,98 ±4,27	26,11	20,86 ±5,26	1,79	18,31 ±1,81
					±2,38		±8,84		±1,03	
Hydra										
Hydridae	0	0	0	0	0	0	4,69	0	0	0
							±1,52			

**ANEXO II – DENSIDADE DE INDIVÍDUOS POR GRAMA DE MASSA (MÉDIA±DP) PARA
MALHA FINA**

	7 dias		15 dias		30 dias		60 dias		90 dias	
	Cantareira	Juquery	Cantareira	Juquery	Cantareira	Juquery	Cantareira	Juquery	Cantareira	Juquery
Diptera										
Chironomidae	5,36±0,74	37,95±3,71	17,75±1,49	35,85±2,08	23,35±1,28	58,90±2,52	27,14±3,86	11,74±1,85	23,94±4,57	26,35±3,84
Tipulidae	0	0	0	0	0	0	0,31±0	0,23±0	0	0
Coleoptera										
Elmidae	0	0	0,65±0,09	0	0,36±0	0,19±0	1,26±0,18	0	2,34±0,33	0,31±0
Dysticidae	0	0,15±0	0	0,97±0,16	0	0,19	0	0	0	0
Ephemeroptera										
Baetidae	0,15±0,15	0,15±0	0,16±0	0	0	0	0	0	0	0
Leptophlebiidae	0,45±0	0,78±0,11	3,78±0,59	1,30±0,47	9,19±1,68	1,53±0,27	8,20±2,43	0	32,87±3,95	0
Caenidae	0	0	0	0	0,18±0	0	0	0	0	0
Euthyplocidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0,46±0	0
Plecoptera										
Perlidae	0	0	0,16±0	0	0	0	0,31±0	0	0	0
Griopterygidae	0	0	0	0	0,36±0	0	0	0	0	0
Odonata										
Aeshnidae	0,15±0	0	0	0	0	0,19±0	0	0	0	0
Trichoptera										
Leptoceridae	0	0	0	0	0,18±0	0,19±0	0,31±0	0,40±0	0,93±0	0,40±0
Polycentropodidae	0	0	0	0	0	0	0,63±0	0	0,93±0	0
Calamoceratidae	0	0	0,16±0	0	0	0	0	0	0	0,31±0
Hydroptilidae	0	0	0	0,65±0,23	0	1,34±0	0	0	0	3,17±0
Hydropsychidae	0	0	0	0	0	0,19±0	0	0	0	0
Crustacea										

Amphipoda (Hyalellidae)	16,39±4,78	0	27,94±2,76	0	34,38±9,50	0	29,03±3,77	0	21,13±2,21	0
Platyhelminthes										
Turbellaria	0,15±0	0	2,95±0	0	1,10±0	0	0	0	0	0
Annelida										
Tubificidae	0	0	0	0,16±0	0	0	0	0	0	0

ANEXO III – CLASSIFICAÇÃO DOS TÁXONS EM GRUPOS FUNCIONAIS ALIMENTARES

Classificação Taxonômica	Grupo Alimentar Funcional	Referência
Diptera		
Chironomidae		
Tanypodinae		
<i>Ablasbemia</i>	ColCat	Merritt & Cummins, 2008
<i>Djalmabatista</i>	Pred	Merritt & Cummins, 2008
<i>Labrundinia</i>	Pred	Merritt & Cummins, 2008
<i>Larsia</i>	Pred	Merritt & Cummins, 2008
<i>Nilotanypus</i>	Pred	Merritt & Cummins, 2008
<i>Pentaneura</i>	ColCat	Merritt & Cummins, 2008
<i>Procladius</i>	Pred	Merritt & Cummins, 2008
<i>Zavrelimyia</i>	Pred	Merritt & Cummins, 2008
Orthocladinae		
<i>Corynoneura</i>	ColCat	Merritt & Cummins, 2008
<i>Cricotopus</i>	ColCat	Merritt & Cummins, 2008
<i>Lopescladius</i>	ColCat	Merritt & Cummins, 2008
<i>Nanocladius</i>	ColCat	Merritt & Cummins, 2008
<i>Parametriocnemus</i>	ColCat	Merritt & Cummins, 2008
<i>Thienemanniella</i>	Colcat	Merritt & Cummins, 2008
Chironominae		
<i>Ashelum</i>	ColCat	Merritt & Cummins, 2008
<i>Beardius</i>	ColCat	Merritt & Cummins, 2008
<i>Chironomus</i>	Frag	Merritt & Cummins, 2008
<i>Cladopelma</i>	ColCat	Merritt & Cummins, 2008
<i>Cryptochironomus</i>	Pred	Merritt & Cummins, 2008
<i>Endotribelos</i>	ColCat	Merritt & Cummins, 2008

<i>Fissimentum</i>	ColCat	Merritt & Cummins, 2008
<i>Harnischia</i>	ColCat	Merritt & Cummins, 2008
Ceratopogonidae	Pred	Ramírez & Gutiérrez-Fonseca, 2014
Empididae	Pred	Ramírez & Gutiérrez-Fonseca, 2014
Tipulidae	Pred	Cummins <i>et al.</i> , 2005
Dixidae	ColCat	Ramírez & Gutiérrez-Fonseca, 2014
Simuliidae	Filt	Cummins <i>et al.</i> , 2005
Tabanidae	Pred	Ramírez & Gutiérrez-Fonseca, 2014
Culicidae	ColCat	Ramírez & Gutiérrez-Fonseca, 2014
Coleoptera		
Elmidae	ColCat	Cummins <i>et al.</i> , 2005
Gyrinidae	Pred	Ramírez & Gutiérrez-Fonseca, 2014
Dysticidae	Pred	Ramírez & Gutiérrez-Fonseca, 2014
Ephemeroptera		
Baetidae	ColCat	Cummins <i>et al.</i> , 2005
Leptophlebiidae	ColCat	Cummins <i>et al.</i> , 2005
Caenidae	ColCat	Ramírez & Gutiérrez-Fonseca, 2014
Euthyplocidae	ColCat	Cummins <i>et al.</i> , 2005
Plecoptera		
Perlidae	Pred	Cummins <i>et al.</i> , 2005
Griopterygidae	Frag	Cummins <i>et al.</i> , 2005
Odonata		
Megapodagrionidae	Pred	Cummins <i>et al.</i> , 2005
Coenagrionidae	Pred	Cummins <i>et al.</i> , 2005
Libellulidae	Pred	Cummins <i>et al.</i> , 2005
Calopterygidae	Pred	Ramírez & Gutiérrez-Fonseca, 2014
Aeshnidae	Pred	Cummins <i>et al.</i> , 2005
Gomphidae	Pred	Cummins <i>et al.</i> , 2005
Trichoptera		
Leptoceridae	Frag	Cummins <i>et al.</i> , 2005
Polycentropodidae	Filt	Cummins <i>et al.</i> , 2005
Calamoceratidae	Frag	Ramírez & Gutiérrez-Fonseca, 2014
Odontoceridae	Rasp	Cummins <i>et al.</i> , 2005
Hydroptilidae	Rasp	Ramírez & Gutiérrez-Fonseca, 2014
Hydropsychidae	Filt	Cummins <i>et al.</i> , 2005
Hydrobiosidae	Pred	Ramírez & Gutiérrez-Fonseca, 2014
Helicopsychidae	Rasp	Cummins <i>et al.</i> , 2005

Megaloptera		
Corydalidae	Pred	Cummins <i>et al.</i> , 2005
Crustacea		
Amphipoda (Hyaellidae)	ColCat	Cummins <i>et al.</i> , 2005
Copepoda	Filt	Pennak, 1978
Platyhelminthes		
Turbellaria	Pred	Zilli & Marchese, 2008
Acari		
Hydracarina	Pred	Cummins <i>et al.</i> , 2005
Annelida		
Tubificidae	ColCat	Zilli & Marchese, 2008
Hydra		
Hydridae	Pred	Pennak, 1978