Universidade de São Paulo
Centro de Energia Nuclear na Agricultura

Fernanda Gaudio Augusto

Macroinvertebrados aquáticos na decomposição de plantas C_3 e C_4 em riachos da Serra do Mar, SP: comparação entre floresta e pastagem

Piracicaba
2015

FERNANDA GAUDIO AUGUSTO

Macroinvertebrados aquáticos na decomposição de plantas C_3 e C_4 em riachos da Serra do Mar, SP: comparação entre floresta e pastagem

Versão revisada de acordo com a Resolução CoPGr 6018 de 2011

Dissertação apresentada ao Centro de Energia Nuclear na Agricultura da Universidade de São Paulo para obtenção do título de Mestre em Ciências

Área de Concentração: Química na Agricultura e Meio Ambiente

Orientador: Prof. Dr. Plínio Barbosa de Camargo

Piracicaba

2015

AUTORIZO A DIVULGAÇÃO TOTAL OU PARCIAL DESTE TRABALHO, POR QUALQUER MEIO CONVENCIONAL OU ELETRÔNICO, PARA FINS DE ESTUDO E PESQUISA, DESDE QUE CITADA A FONTE

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

Seção Técnica de Biblioteca - CENA/USP

Augusto, Fernanda Gaudio

Macroinvertebrados aquáticos na decomposição de plantas C_3 e C_4 em riachos da Serra do Mar, SP : comparação entre floresta e pastagem / Fernanda Gaudio Augusto; orientador Plínio Barbosa de Camargo. - - versão revisada de acordo com a Resolução CoPGr 6018 de 2011. - - Piracicaba, 2015.

77 p. : il.

Dissertação (Mestrado – Programa de Pós-Graduação em Ciências. Área de Concentração: Química na Agricultura e no Ambiente) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura da Universidade de São Paulo.

1. Decomposição foliar 2. Insetos aquáticos 3. Isótopos estáveis 4. Mata Atlântica I. Título

CDU 574 : 556.55

AGRADECIMENTOS

Ao orientador Prof. Plínio Barbosa de Camargo, por apoiar, orientar e acreditar na minha capacidade de realização do projeto.

Ao Prof. Luiz Antonio Martinelli (Zebu) pelo apoio, ensinamento e puxões de orelha.

Aos meus pais (Silvia e Wagmar), irmão (Marcelo), cunhada (Lívia) e família por estarem sempre presentes e ao meu lado. E ao meu namorado André que, mesmo não sendo da área, me ajudou durante o mestrado, seja corrigindo a dissertação, ensinando estatística ou tentando discutir ecologia, além da paciência e incentivo.

A todos os professores e pesquisadores, de outras universidades e laboratórios, que responderam meus e-mails, tiraram minhas dúvidas e deram seu apoio: Marcos Callisto (UFMG), José Francisco Gonçalves Junior (UnB), Marcelo Moretti (UVV), Manuel Graça (Universidade de Coimbra), Virgínia Uieda (UNESP), Diego Castro (doutorando-UFMG) e Mônica Ceneviva Bastos (UNESP).

Ao pessoal do Laboratório de Ecologia Isotópica, principalmente, aos técnicos Fabiana, Toninha, Geraldo e Edmar, pela ajuda e apoio tanto no laboratório quanto nas coletas e os professores Marcelo, Luciano e Marisa.

Aos amigos do Laboratório de Ecologia Isotópica, cada um apoiando e ajudando de alguma forma: Taciana, Silvia, Juliana (Banderas), Gabriela (Fri), Melissa, Siglea, Aline, Elizabethe, Luciana Coletta, Thaís, Larik, Robson, Cris, Lucas, Rosângela, Janaina, Luciana Mulero, Ricieri, Luiza e Cecilia. E Maurício (Prisioneiro), pelas dúvidas tiradas durante o projeto, além das correções aos relatórios e dissertação.

Aos amigos da ESALQ, Piracicaba e Monte Mor: Paula Menegale, Pãtxo, Sarina, Maíra, Elaine, Cynara, Cabelera, Biju, Luiz, Jujuba, Ju Severino, César, Gau, Pão, Simone, Júlia Daas, Samuca, Lays, Felipe, Eduardo, Kelly, Doka, Vinizão, Gabi Ferrari, Flávia e Beatriz, pelo companheirismo de todos, pelas festas e a diversão de sempre que são essenciais para o bom andamento de qualquer projeto.

Ao Programa de pós-graduação do CENA e aos seus funcionários.

A Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo – FAPESP, pela concessão da bolsa de mestrado e auxílios, referente ao processo n°. 2014/03431-5, Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP).

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CAPES pela concessão inicial da bolsa de mestrado.

Aos administradores e ao gestor do Parque Estadual da Serra do Mar, Núcleo Santa Virgínia, por permitir que a pesquisa de campo fosse possível e por toda a estrutura que o núcleo oferece.

A todos que, de alguma maneira, me ajudaram e apoiaram: muito obrigada!

RESUMO

AUGUSTO, F. G. **Macroinvertebrados aquáticos na decomposição de plantas C_3 e C_4 em riachos da Serra do Mar, SP: comparação entre floresta e pastagem.** 2015. 77 p. Dissertação (Mestrado) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2015.

Em riachos de cabeceira florestados, o aporte de material vegetal da zona ripária é de suma importância, pois sua decomposição disponibiliza nutrientes para um sistema de baixa produtividade primária. Mudanças no uso do solo têm forte influência na abundância e composição do material vegetal alóctone disponível para decomposição, alterando fontes e fluxos de nutrientes. Os macroinvertebrados atuam na decomposição como organismos fundamentais na conversão da matéria orgânica grossa em matéria orgânica fina. Neste contexto, este estudo teve como objetivo investigar a colonização e a função dos macroinvertebrados aquáticos na decomposição foliar. Foram selecionados dois riachos na Serra do Mar, SP, sendo um em área de floresta e outro em área de pastagem, onde foram instalados *litter bags* preenchidos com *Mollinedia schottiana*, *Brachiaria brizantha* (gramínea) ou a mistura das espécies. Estes foram dispostos no fundo dos riachos e coletados temporalmente aos 7, 17, 31, 63 e 91 dias após suas instalações. Os invertebrados foram identificados, quantificados e classificados em grupos funcionais e o material vegetal foi seco e determinado seu peso remanescente. Em seguida, foi realizada a análise isotópica dos macroinvertebrados encontrados e das suas possíveis fontes alimentares, sendo calculada também a contribuição dos produtores primários em suas dietas. Os resultados mostram uma decomposição mais rápida da gramínea na área de floresta e da *M. schottiana* na pastagem. Maiores abundâncias e densidades de macroinvertebrados foram encontradas na pastagem e nas gramíneas, sendo a densidade inversamente proporcional ao peso remanescente. A riqueza foi similar entre os riachos e tratamentos e a diversidade foi superior na área florestal. Chironomidae foram os mais abundantes em ambos os riachos e tratamentos, sendo responsáveis por mais de 50% do total de indivíduos. Trichoptera foram mais abundantes na floresta e nos tratamentos com a *M. schottiana*. Amphipoda foram encontrados apenas na floresta. Coletores, fragmentadores e predadores, de modo geral, foram os principais grupos tróficos encontrados, sendo os fragmentadores mais representativos nas coletas iniciais, destacando-se principalmente na floresta e nos tratamentos com a *M. schottiana*. Os valores isotópicos na pastagem se mostraram mais enriquecidos, tanto com relação ao ^{13}C quanto ao ^{15}N. Os valores isotópicos dos macroinvertebrados indicaram baixa contribuição das gramíneas (C_4) em sua dieta, podendo destacar a maior influência de *M. schottiana* (C_3) na floresta enquanto que, na pastagem, maior influência de perifiton e *M. schottiana* (C_3). Assim, pode-se reforçar papel da vegetação ripária para os riachos, sendo sua conservação de grande importância na transferência de matéria e energia nesses ecossistemas e outros adjacentes.

Palavras-chave: Decomposição foliar. Uso do solo. Fragmentadores. Fonte alóctone. Isótopos estáveis. Mata Atlântica.

ABSTRACT

AUGUSTO, F. G. **Aquatic macroinvertebrates in the breakdown of C_3 and C_4 plants in streams of Serra do Mar, SP: comparison between forest and grassland.** 2015. 77 p. Dissertação (Mestrado) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2015.

In forested headwaters, the plant material input from the riparian zone is very important, as its decomposition provides nutrients for a low primary production system. Land use changes have a great influence in the abundance and composition of allochthonous plant material available for decomposition, altering nutrients sources and fluxes. The macroinvertebrates act in the decomposition process as key organisms at the conversion of coarse organic matter into fine organic matter. In this context, this study aimed to investigate the colonization and the role of aquatic macroinvertebrates in leaf breakdown. Two streams of the Serra do Mar, SP, were selected, one at a forest area and the other at a pasture area, where litter bags filled with *Mollinedia schottiana*, *Brachiaria brizantha* (grass) or a mixture of species were installed. These were placed at the bottom of streams and collected periodically (7, 17, 31, 63 and 91 days).Invertebrates were identified, quantified and ranked into functional groups while plant material was dried for determination of its remaining dry weight. Then, the isotopic analyzes were performed for the found macroinvertebrates and its possible food sources, and it was also calculated the contribution of the primary producers in their diets. The results show faster breakdown of the grass at the forest area and of *Mollinedia schottiana* at the pasture. Greater macroinvertebrates abundance and density were found in the pasture and in the grass, being the density inversely proportional to the remaining weight. Richness was similar between streams and treatments and the diversity was higher at the forest. Chironomidae were the most abundant in both streams and treatments, being responsible for more than 50% of all individuals. Trichoptera were more abundant at the forest and in treatments with *Mollinedia schottiana*, while Amphipoda were found only in the forest. Collectors, shredders and predators, in general, were the main functional trophic group found and shredders were more representative in the first samplings, mainly at the forest and in treatments with *Mollinedia schottiana*. The pasture was more isotopically enriched, both in relation to ^{13}C as to ^{15}N. The isotopic values of macroinvertebrates indicated low grasses (C_4) contribution in their diet, what can highlight the higher influence of *Mollinedia schottiana* (C_3) in the forest and periphyton and *Mollinedia schottiana* (C_3) in the pasture. Thus, it can enhance the role of riparian vegetation to the streams, and the importance of its conservation for the transfer of matter and energy process at these ecosystems and other adjacent systems.

Keywords: Leaf breakdown. Land use. Shredders. Allochthonous source. Stable isotopes. Atlantic Forest.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Mapa de localização do Parque Estadual de Serra do Mar, núcleo de Santa Virgínia 25
Figura 2 - Dados de pluviosidade diária na região estudada, durante o período de experimento 26
Figura 3 - Foto das áreas experimentais: (A) riacho com cobertura florestal e (B) riacho com cobertura pastoril 26
Figura 4 - Conjunto de *litter bags* preenchidos com os três tratamentos: mistura, *Mollinedia Schottiana* e *Brachiaria brizantha*, respectivamente 27
Figura 5 - Massa foliar remanescente (médias e desvios padrão) em percentagem para (A) Floresta – *M. schottiana* e mistura, (B) Pastagem - *M. schottiana* e mistura, (C) Floresta – *B. brizantha* e mistura e (D) Pastagem – *B. brizantha* e mistura 37
Figura 6 - Abundância de macroinvertebrados de acordo com o tempo de coleta e os tratamento incubados nos riachos de (A) Floresta e (B) Pastagem 39
Figura 7 - Riqueza de macroinvertebrados de com acordo o tempo de coleta e os tratamento incubados nos riachos de (A) Floresta e (B) Pastagem 40
Figura 8 - Densidade (n°. de indivíduos/gramas de PSRF) de macroinvertebrados de com acordo o tempo de coleta e os tratamento incubados nos riachos de (A) Floresta e (B) Pastagem 41
Figura 9 - Abundância relativa das ordens dos macroinvertebrados encontrados nos diferentes riachos e tratamentos, sendo (A) Floresta *M. schottiana*, (B) Pastagem *M. schottiana*, (C) Floresta *B. brizantha*, (D) Pastagem *B. brizantha*, (E) Floresta mistura e (F) Pastagem mistura 43
Figura 10 - Composição relativa dos grupos tróficos funcionais dos macroinvertebrados encontrados nos diferentes riachos e tratamentos, sendo (A) Floresta *M. schottiana*, (B) Pastagem *M. schottiana*, (C) Floresta *B. brizantha*, (D) Pastagem *B. brizantha*, (E) Floresta mistura e (F) Pastagem mistura 45
Figura 11 - Dispersão dos valores de $\delta^{13}C$ e $\delta^{15}N$, com seus desvios padrão, para as fontes alimentares coletadas nos riachos de floresta e pastagem. Flo (floresta), Past (pastagem): C3 (plantas C_3), C4 (plantas C_4), POC (material orgânico particulado) e Perifiton 46
Figura 12 - Dispersão dos macroinvertebrados, classificados em seus grupos tróficos, coletados nos *litter bags* da floresta, (A) *Mollinedia schottiana*, (B) *Brachiaria brizantha* e (C) mistura das espécies 48
Figura 13 - Dispersão dos macroinvertebrados, classificados em seus grupos tróficos, coletados nos *litter bags* da pastagem, (A) *Mollinedia schottiana*, (B) *Brachiaria brizantha* e (C) mistura das espécies 49
Figura 14 - Contribuição das fontes alimentares para os macroinvetebrados no riacho da floresta: (A) Floresta *M. schottiana*, (B) Floresta *B. brizantha* e (C) Floresta mistura 51
Figura 15 - Contribuição das fontes alimentares para os macroinvetebrados no riacho da pastagem: (A) Pastagem *M. schottiana*, (B) Pastagem *B. brizantha* e (C) Pastagem mistura 52
Figura 16 - Posição Trófica calculada para os grupos tróficos funcionais. (A) Floresta *M. schottiana*, (B) Pastagem *M. schottiana*, (C) Floresta *B. brizantha*, (D) Pastagem *B. brizantha*, (E) Floresta Mistura e (F) Pastagem Mistura. Coletor (Col.), Predador (Pred.), Raspador (Rasp.), Fragmentador (Frag.) e organismos não identificados (NI) 53

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Características inicias dos materiais vegetais utilizados no experimento 29
Tabela 2 - Caracteristicas físico-químicas medidas nos riachos durante o experimento (períodos de instalação e das coletas).....35
Tabela 3 - Valores dos coeficientes de decomposição (-k/dia) e tempo para perda de 50% da massa inicial do material vegetal incubado, individualmente ou misturados, nos riachos de uso de solo florestal e pastoril.....36
Tabela 4 - Valores de probabilidades gerados pelo teste de Tukey. Floresta *M. schottiana* (Flo Moll), Floresta *B. brizantha* (Flo Gram), Floresta *M. schottiana* da mistura (Flo MM), Floresta *B. brizantha* da mistura (Flo MG), Pastagem *M. schottiana* (Past Moll), Pastagem *B. brizantha* (Past Gram), Pastagem *M. schottiana* da mistura (Past MM) e Pastagem *B. brizantha* da mistura (Past MG).....38
Tabela 5 - Diversidade Simpson e Shannon para os tratamentos incubados e uso de solo, calculados para cada tempo de coleta e total do experimento. Floresta *M. schottiana* (FMoll), Floresta *B. brizantha* (FGram), Floresta mistura (FMix), Pastagem *M. schottiana* (PMoll), Pastagem *B. brizantha* (PGram) e Pastagem mistura (PMix).....42
Tabela 6 - Composição relativa dos grupos tróficos quanto a folhagem (densidade absoluta e relativa). Floresta *M. schottiana* (FMoll), Floresta *B brizantha* (FGram), Floresta mistura (FMix), Pastagem *M. schottiana* (PMoll), Pastagem *B. brizantha* (PGram) e Pastagem mistura (PMix). Coletor (Col.), Predador (Pred.), Raspador (Rasp.), Fragmentador (Frag.) e organismos não identificados (NI).....44
Tabela 7 - Valores de $\delta^{13}C$ e $\delta^{15}N$, com seus desvios padrão, para as fontes alimentares coletadas nos riachos de floresta e pastagem 46
Tabela 8 - Média e desvios padrão dos valores de $\delta^{13}C$ e $\delta^{15}N$ encontrados nos macroinvertebrados para cada riacho e folhagem ao longo do experimento. Floresta *M. schottiana* (FMoll), Floresta *B. brizantha* (FGram), Floresta mistura (FMix), Pastagem *M. schottiana* (PMoll), Pastagem *B. brizantha* (PGram) e Pastagem mistura (PMix).....47
Tabela 9 - Média e desvios padrão dos valores de $\delta^{13}C$ e $\delta^{15}N$ encontrados nos macroinvertebrados para cada riacho e folhagem de acordo com seu grupo trófico funcional. Floresta *M. schottiana* (FMoll), Floresta *B. brizantha* (FGram), Floresta mistura (FMix), Pastagem *M. schottiana* (PMoll), Pastagem *B. brizantha* (PGram) e Pastagem mistura (PMix). Coletor (Col.), Predador (Pred.), Raspador (Rasp.), Fragmentador (Frag.) e organismos não identificados (NI).....47
Tabela 10 - Percentagem de contribuição total de cada fonte, média e desvio padrão, para os riachos 50
Tabela 11 - Densidade (absoluta e relativa) dos taxóns encontrados ao longo do experimento na floresta e abundâncias, riquezas densidades e diversidades totais. Floresta *M. schottiana* (FMoll), Floresta *B. brizantha* (FGram) e Floresta mistura (FMix). Coletor (Col), Predador (Pred.), Raspador (Rasp.), Fragmentador (Frag.) e organismos não identificados (NI). 74
Tabela 12 - Densidade (absoluta e relativa) dos taxóns encontrados ao longo do experimento na pastagem e abundâncias, riquezas densidades e diversidades totais. Pastagem *M. schottiana* (PMoll), Pastagem *B. brizantha* (PGram) e Pastagem mistura (PMix). Coletor (Col), Predador (Pred.), Raspador (Rasp.), Fragmentador (Frag.) e organismos não identificados (NI). 76

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO 15
1.1 Objetivos 16
1.2 Hipóteses 17
2. REVISÃO DA LITERATURA 18
2.1 Mata Atlântica e ecologia de riachos 18
2.2 Decomposição foliar em meio aquático 19
2.3 Macroinvertebrados aquáticos 20
2.4 Isótopos estáveis e aplicações 22
3. MATERIAL E MÉTODOS 25
3.1 Área de estudo 25
3.2 Delineamento experimental 27
3.3 Coleta de material complementar 28
3.3.1 Características físico-químicas da água 28
3.3.2 Características das folhas 28
3.3.3 Fontes naturais de carbono e nitrogênio 29
3.4 Análises dos materiais 30
3.4.1 Estimativa da perda de massa foliar 30
3.4.2 Macroinvertebrados aquáticos 30
3.4.3 Análises isotópicas 31
3.4.4 Análises estatísticas 33
4. RESULTADOS 35
4.1 Caracterização das áreas 35
4.2 Decomposição foliar 35
4.3 Macroinvertebrados aquáticos 38
4.3.1 Índices ecológicos 38
4.3.2 Táxons e grupos tróficos funcionais 42
4.4 Isótopos estáveis 45
4.4.1 Contribuição das fontes 50
4.4.2 Posição trófica 53
5. DISCUSSÃO 55
6. CONCLUSÕES 62
REFERÊNCIAS 64
ANEXOS 73

1. INTRODUÇÃO

A Mata Atlântica é um dos ecossistemas mais ricos em espécies de plantas e animais de todo o planeta (CONSERVATION INTERNATIONAL, 2015), atualmente este bioma encontra-se reduzido a menos de 12% de sua cobertura original (SOS MATA ATLÂNTICA, 2015). Nas escarpas da Serra do Mar, ao longo do litoral do Estado de São Paulo, a Mata Atlântica é cortada por centenas de riachos, que nascem nas serras costeiras e desaguam no Oceano Atlântico (SABINO; CASTRO, 1990).

Em riachos de cabeceiras, as florestas ripárias possuem uma grande influência na regulação do fluxo de energia e na ciclagem de nutrientes (VANNOTE et al., 1980). Por conta do sombreamento e consequente diminuição da incidência de luz, estes ambientes têm uma baixa produtividade primária (CALIJURI; BUBEL, 2006), dependendo do aporte de nutriente alóctone, proveniente do ecossistema terrestre adjacente (BRITO et al., 2006).

O material vegetal alóctone geralmente corresponde a mais de 50% do material orgânico particulado que adentra aos riachos (ELOSEGI; POZO, 2005; GONÇALVES JUNIOR et al., 2006a) na forma de galhos, folhas, troncos, frutas, flores e sementes (MATHOOKO et al., 2000). A decomposição deste material é um processo de extrema importância na disponibilização de energia e nutrientes para os sistemas tanto aquáticos quanto terrestres (MOORE et al., 2004).

O processo de decomposição do material vegetal pode ser dividido em três etapas: lixiviação, condicionamento e fragmentação (BITAR; ANTONIO; BIANCHINI JUNIOR, 2002). Essas fases são distintas, porém não acontecem separadamente, elas se sobrepõem durante o tempo de exposição do material e a decomposição da matéria orgânica. Na fase lixiviação tem-se a remoção de compostos solúveis da folhagem, o condicionamento é a etapa de colonização e degradação pelos microrganismos e a fragmentação é a fase em que há a conversão da matéria orgânica grossa em matéria orgânica fina (GONÇALVES JUNIOR et al., 2013). Nesta última, tem-se, além da atuação de microrganismos e abrasão física, a ação dos macroinvertebrados fragmentadores, organismos que potencializam a decomposição quando presentes no ambiente (GRAÇA, 2001).

No Brasil, a conversão de florestas em pastagens é uma das principais formas de mudanças no uso dos solos. Essa característica faz com que tenhamos

um cenário favorável à utilização de isótopos estáveis de carbono (^{13}C) como traçadores de fontes de nutrientes e matéria orgânica. Isso ocorre porque as pastagens brasileiras são dominadas por gramíneas forrageiras que seguem o ciclo fotossintético C_4, em contraposição às espécies florestais (arbóreas e arbustivas), que seguem o ciclo fotossintético C_3 (MARTINELLI et al., 2010).

A diferença nos processos metabólicos das plantas C_3 e C_4 proporcionam as mesmas que apresentem sinais isotópicos ($\delta^{13}C$) distintos, variando de -33 a -24 ‰ para plantas de ciclo fotossintético C_3 e de -15 a -9 ‰ para as de ciclo fotossintético C_4 (MARTINELLI et al., 2009). Utilizando-se desta diferença nos valores isotópicos, é possível calcular a contribuição das fontes na oferta alimentar dos macroinvertebrados aquáticos. Conjuntamente com o isótopo de carbono, o isótopo estável de nitrogênio (^{15}N) pode ser utilizado como um indicador do nível trófico dos organismos (MARTINELLI et al., 2009), pois, experimentalmente, verificou-se que há um acréscimo de aproximadamente 3‰ a cada alteração do nível trófico (POST, 2002).

Neste contexto, espera-se que alterações no uso do solo e consequente retirada da vegetação ripária, tenham forte influência na abundância e composição do material vegetal alóctone disponível para decomposição, alterando, por consequência, as fontes e fluxos de nutrientes, além do funcionamento e estrutura dos ecossistemas aquáticos (TOWNSEND; RILEY, 1999). Portanto estudos desta natureza são importantes para o entendimento desses mecanismos e para o manejo e conservação desses ambientes.

1.1 Objetivos

O objetivo deste trabalho é investigar a colonização e a função dos macroinvertebrados aquáticos na decomposição foliar de plantas com diferentes ciclos fotossintéticos (C_3 e C_4), em riachos inseridos em diferentes usos de solo (floresta e pastagem) situados no Parque Estadual da Serra do Mar, núcleo Santa Virgínia.

1.2 Hipóteses

As principais hipóteses desse estudo são:

- As taxas de decomposição sofrem alterações decorrentes da origem do material a ser decomposto (C_3 ou C_4).
- As taxas de decomposição de uma mesma espécie sofrem alterações de acordo com o uso do solo.
- A fauna de macroinvertebrados aquáticos, associada à decomposição, sofre alterações decorrentes das mudanças do uso do solo e material a ser decomposto (C_3 ou C_4).
- A composição de grupos tróficos funcionais varia ao longo do período de decomposição do material incubado.
- A composição de grupos tróficos funcionais varia de acordo com tipo de material a ser decomposto (C_3 ou C_4) e uso do solo.
- As taxas de incorporação das plantas, pelos macroinvertebrados associados à decomposição, sofrem alterações decorrentes do ciclo fotossintético e dos riachos inseridos.

2. REVISÃO DA LITERATURA

2.1 Mata Atlântica e ecologia de riachos

A Mata Atlântica é de grande importância histórica para o Brasil e um dos mais importantes biomas do mundo, considerada um *hotspot* de biodiversidade (MYERS et al., 2000). Apesar de ser um dos ecossistemas mais ricos em espécies de plantas e animais de todo o planeta e com alta taxa de endemismo, encontra-se extremamente ameaçada e distribuída em áreas dispersas e fragmentadas (CONSERVATION INTERNATIONAL, 2015; SOS MATA ATLÂNTICA, 2015). Seus maiores remanescentes contínuos encontram-se concentrados principalmente na Serra do Mar, constituindo a borda do Planalto Atlântico, e estendendo-se na região da costa brasileira desde o Rio de Janeiro até Santa Catarina (MYERS et al., 2000; OYAKAWA et al., 2006).

O bioma encontra-se seriamente ameaçado devido a vários fatores, sendo eles, relacionados à exploração desordenada de seus recursos naturais e uso e ocupação do solo (DEAN, 1996; OYAKAWA et al., 2006). Este histórico de degradação é bastante antigo, tendo início com a colonização do Brasil e se intensificando durante as últimas três décadas do século XX (PINTO et al., 2006). Sendo assim, este cenário de degradação da Mata Atlântica acaba incluindo e afetando seus sistemas aquáticos, causado, por exemplo, pela agricultura, exploração florestal, retirada da vegetação ripária, introdução de espécies exóticas, erosão, poluição orgânica, construção de reservatórios de água e expansão de áreas urbanas e industriais (RODRIGUES; LEITÃO FILHO, 2000; VILLELA; BECKER; HARTZ, 2002).

A vegetação de entorno dos riachos é de grande importância para seus sistemas ecológicos, sendo a transferência de energia e matéria entre consumidores ao longo de uma cadeia trófica, um dos aspectos mais importantes em ecologia de riachos. Os riachos de cabeceira constituem a principal ligação entre o meio aquático e o meio terrestre. Geralmente, as teias alimentares em riachos são sustentadas por um complexo de fontes autóctones e alóctones (VANNOTE et al., 1980).

De acordo com a teoria do rio contínuo (RCC), em riachos de cabeceira sombreados pela densa vegetação, a produção autóctone é limitada pela baixa

incidência de luz e as principais fontes de alimento são de origem alóctone (VANNOTE et al., 1980; WALLACE et al., 1997). Podemos então destacar o papel da vegetação ripária como moduladora das trocas de energia e matéria que ocorrem entre os ambientes terrestres e aquáticos, sendo um importante componente nos processos ecológicos em ambientes lóticos (WARD et al., 1998; FISHER et al., 1998).

2.2 Decomposição foliar em meio aquático

Decomposição é um processo que disponibiliza energia e nutrientes para o sistema, sendo de extrema importância tanto em ambientes aquáticos quanto terrestres (MOORE et al., 2004). Nesse processo, através de fatores físicos, químicos e biológicos, a matéria orgânica é transformada em partículas mais simples e menores (FARJALLA; MARINHO; ESTEVES, 1999). Em ecossistemas aquáticos e suas comunidades, em riachos com baixa incidência de luz, a matéria orgânica alóctone é a principal fonte de energia (VANNOTE et al., 1980; WEBSTER; MEYER, 1997).

A primeira fase da decomposição, a lixiviação, é onde ocorre a remoção dos compostos solúveis, orgânicos e inorgânicos como, por exemplo: proteínas, aminoácidos, carboidratos e lipídeos, resultando em uma rápida perda de massa foliar (ABELHO, 2001; GONÇALVES JUNIOR et al., 2013). Essa fase inicia-se a partir da imersão das folhas no riacho e pode ocorrer entre 24 horas e 15 dias, sendo considerada uma fase rápida, podendo ser responsável por uma perda de mais de 30% da massa inicial das folhas (GIMENES; CUNHA-SANTINO; BIANCHINI JUNIOR, 2010).

A fase de condicionamento acontece com a colonização microbiana por fungos e bactérias (GONÇALVES JUNIOR et al., 2006b). Esses organismos atuam de maneira direta, macerando e incorporando as folhas, e indireta, deixando-as mais palatáveis e de maior valor nutricional para os invertebrados (GIMENES; CUNHA-SANTINO; BIANCHINI JUNIOR, 2010; GONÇALVES JUNIOR et al., 2013). Geralmente, a colonização por microrganismos ocorre nas primeiras duas semanas (ABELHO, 2001).

A última fase, a fragmentação, compreende desde a maceração pelos microrganismos, a abrasão física e transporte de partículas pela água, até a ação dos macroinvertebrados fragmentadores (GONÇALVES JUNIOR et al., 2013). Esses últimos são fundamentais na conversão da matéria orgânica grossa em matéria orgânica fina, pois trituram folhas inteiras reduzindo-as a pequenas partículas, disponibilizando energia ao sistema (GONÇALVES JUNIOR et al., 2013).

O processo de decomposição varia de acordo com alguns fatores, tais como: temperatura, oxigênio dissolvido, pH, disponibilidade de nutrientes no riacho (ROBINSON; GESSNER, 2000; BJELKE, 2005; FERREIRA et al., 2006), colonização microbiana e de fragmentadores, além de características físicas e químicas das folhas como: dureza (lignina e celulose), a quantidade de nutrientes (principalmente, nitrogênio e fósforo) e a presença de inibidores químicos (polifenóis e taninos) (GRAÇA, 2001; FRIBERG; JACOBSEN 1999; MONTEIRO; ALBUQUERQUE; ARAÚJO, 2005; GIMENES; CUNHA-SANTINO; BIANCHINI JUNIOR, 2010).

2.3 Macroinvertebrados aquáticos

Os macroinvertebrados aquáticos são organismos com tamanhos que variam de 2 a 5 mm, que se dividem em grupos bastante diversos e, por sua ampla distribuição e grande abundância, são bastante utilizados em estudos ecológicos. São importantes para os ecossistemas aquáticos e terrestres, seja de maneira direta, como fonte alimentar para peixes, por exemplo, ou indireta, disponibilizando nutrientes para o sistema (MERRITT; CUMMINS, 2008). Além disso, alguns grupos funcionam como bioindicadores da qualidade da água, sendo capazes de responder, de forma distinta, às condições do ambiente. De acordo com o nível de modificação ambiental, respondem com alterações no comportamento, abundância e sobrevivência (ROSENBERG; RESH, 1993), podendo assim refletir o grau de integridade local (MOULTON, 1998; KLEINE; TRIVINHO-STRIXINO, 2005).

O papel dos macroinvertebrados no ecossistema depende de sua preferência alimentar e dos seus mecanismos de obtenção de alimento (WALLACE; WEBSTER, 1996), sendo que, a classificação em grupos tróficos funcionais, evidencia este papel (CUMMINS; KLUG, 1979). De acordo com Merritt e Cummins (2008) os macroinvertebrados podem ser classificados em cinco grupos tróficos funcionais

(GTF): coletores-catadores, coletores-filtradores, raspadores, predadores e fragmentadores. Porém, apesar dessa classificação ser baseada na morfologia dos organismos, pode haver adaptação e modificação dependendo da disponibilidade de alimento (MERRITT; CUMMINS, 2008; MOTTA; UIEDA, 2004).

Coletores são organismos que se alimentam da matéria orgânica particulada fina, podendo ser divididos em dois grupos: coletores-catadores, organismos bastante numerosos e frequentes em riachos, que vivem nos leitos adquirindo seus recursos alimentares no substrato; e coletores-filtradores, organismos com adaptações morfológicas e comportamentais para aquisição do alimento em suspensão na coluna d'água (RAMÍREZ; GUTIÉRREZ-FONSECA, 2014).

Raspadores são organismos que se alimentam removendo partículas do perifiton ou da vegetação submersa raspando os mesmos, sendo que, sua frequência e abundância estão relacionadas com a quantidade de algas, biofilme, entre outros, nos riachos (RAMÍREZ; GUTIÉRREZ-FONSECA, 2014).

Os predadores são organismos que se alimentam de outros animais, apresentando modificações morfológicas e diferentes estratégias para captura de suas presas. São de extrema importância no ecossistema, principalmente em relação ao controle de população dos outros organismos (RAMÍREZ; GUTIÉRREZ-FONSECA, 2014).

Os fragmentadores são organismos que convertem, através da mastigação e trituração do material vegetal presente no riacho, a matéria orgânica particulada grossa (MOPG) em matéria orgânica particulada fina (MOPF), ficando esta disponível ao ambiente e aos outros organismos. Além disso, podem usar o material vegetal na construção de abrigos (RINCÓN; MARTÍNEZ, 2006; MORETTI et al., 2009). A colonização do ambiente por parte dos fragmentadores depende do grau de condicionamento microbiano (GIMENES; CUNHA-SANTINO; BIANCHINI JUNIOR, 2010), preferindo detritos de alta qualidade nutricional (GRAÇA, 2001).

O papel dos fragmentadores na decomposição do material vegetal é bastante discutido, sabe-se que em regiões temperadas são organismos bastante abundantes e de extrema importância para o processo (ABELHO, 2001; GRAÇA, 2001), porém, em ambientes tropicais, de maneira geral, tem-se uma baixa quantidade desses indivíduos e uma maior atuação de microrganismos, como fungos e bactérias, ou dos macroconsumidores, como peixes e crustáceos (IRONS et al., 1994; DOBSON et al., 2002; MOULTON et al., 2010). Apesar disso, os resultados de alguns estudos

como Cheshire, Boyero e Pearson (2005), relatam uma maior representação e importância desses organismos.

2.4 Isótopos estáveis e aplicações

Os isótopos são elementos de mesmo número atômico, porém com diferentes números de massa, devido à variação no número de nêutrons em seu núcleo. Esse fato condiciona comportamentos diferentes entre os isótopos, modificando a abundância relativa entre eles na natureza (CLARK; FRITZ, 1997).

Os elementos químicos em geral são formados por isótopos mais e menos abundantes, dentre os isótopos estáveis os pesados têm sua abundância relativamente baixa, por isso, são usados como traçadores em estudos ambientais (DAWSON; BROOKS, 2001). Estes são considerados estáveis por não emitirem radiação e, neste caso, seu uso é vantajoso por não apresentarem riscos de contaminação ao ambiente. Os principais isótopos estáveis utilizados em estudos hidrológicos e ambientais são: carbono, nitrogênio, enxofre, oxigênio e hidrogênio; seus usos e análises dependem do objetivo de cada estudo (PEREIRA; BENEDITO, 2007).

Os isótopos estáveis estão sendo amplamente utilizados em estudos bioquímicos, biológicos e ambientais. O uso dessa ferramenta em estudos ecológicos aumentou a partir das décadas de 80 e 90, especialmente a utilização do isótopo de carbono (^{13}C) (KENNEDY; KROUSE, 1990). Estudos relacionados às cadeias alimentares têm focado o interesse na alteração da estrutura e da função ecológica dos sistemas pelas atividades humanas e sugerindo significativas alterações (VANDER ZANDEN et al., 2000). Outro grande foco das pesquisas dos ecólogos é entender o caminho dos nutrientes e o fluxo de energia nos ecossistemas (PIMM, 2002).

Esses estudos estão baseados na diferença que existe na composição isotópica dos compostos que são analisados. As diferenças isotópicas estão ligadas às reações físico-químicas e biológicas que ocorrem na natureza, possibilitando a discriminação dos isótopos (MARTINELLI et al., 1988). Esse processo é denominado fracionamento isotópico, que se resume em um enriquecimento ou empobrecimento do isótopo pesado da amostra em estudo (produto) em relação a sua fonte (substrato) (LOPES, 2001).

A determinação da razão isotópica é realizada através de um espectrômetro de massa. Nele as amostras vão à combustão e são transformados em compostos de carbono e nitrogênio através de algumas etapas. Os gases puros, provenientes das transformações, são então separados em uma coluna cromatográfica gasosa, analisados no aparelho e a composição isotópica da amostra é comparada com um padrão conhecido (PETERSON; FRY, 1987).

Em geral, a composição isotópica é expressa na notação de "δ" ou "delta", que representa, em partes por mil (‰), a diferença da razão dos isótopos estáveis e o padrão estabelecido (PETERSON; FRY, 1987). O valor positivo do delta indica que a amostra em questão está mais enriquecida, ou seja, tem uma razão isotópica maior que a do padrão. Enquanto que, valores mais negativos, indicam que a amostra está empobrecida ou tem uma razão isotópica menor que a do padrão (DAWSON; BROOKS, 2001).

A utilização da metodologia isotópica baseia-se na razão ou proporção entre os isótopos mais pesado e o mais leve, que varia de uma forma previsível, conforme a ciclagem do elemento na natureza. O $\delta^{13}C$ é utilizado para traçar fontes alimentares e calcular sua proporção na dieta, desde que estas fontes tenham sinais isotópicos distintos, por exemplo, plantas de ciclo fotossintético C_3 e C_4 (DeNIRO; EPSTEIN, 1978; MARTINELLI et al., 1988). Há um aumento do $\delta^{13}C$ por nível trófico, de cerca de 0 a 1‰, com isso, a análise do $\delta^{13}C$ é capaz de refletir o valor da sua fonte de energia e a origem do carbono consumido (FORSBERG et al., 1993). As fontes autotróficas podem ser avaliadas a partir do seu ciclo fotossintético, de acordo com o processo de seleção do carbono que será usado na fixação biológica do CO_2 atmosférico, que faz com que haja o fracionamento isotópico diferenciado para cada ciclo das plantas (SMITH; EPSTEIN, 1971). As plantas que seguem o ciclo fotossintético C_3, têm valores de $\delta^{13}C$ por volta de -33 a -24 ‰. Já as gramíneas, que seguem o ciclo fotossintético C_4, têm os valores de $\delta^{13}C$ em torno de -15 e -9 ‰ (MARTINELLI et al., 2009).

A proporção entre isótopos estáveis de nitrogênio ($\delta^{15}N$), por sua vez, pode ser usada como indicador do nível trófico de organismos. Ele não indica quais são os produtores primários, mas, deve-se tomar como base o valor de $\delta^{15}N$ da fonte alimentar, ou mistura de fontes e calcular o fracionamento entre a fonte e o consumidor (VANDER ZANDEN; CABANA; RASMUSSEN, 1997). Esse

fracionamento varia em média entre 2 e 4 ‰ dependendo do grupo de consumidores estudado. Então a cada passagem de nível trófico o sinal isotópico do consumidor deve ser acrescido desses valores (POST, 2002).

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Área de estudo

O Parque Estadual de Serra do Mar, núcleo de Santa Virgínia (Figura 1), engloba uma área de cerca de 17.000 ha, estando inserido nos municípios de Natividade da Serra, São Luís do Paraitinga, Cunha e Ubatuba, no Estado de São Paulo.

Figura 1 - Mapa de localização do Parque Estadual de Serra do Mar, núcleo de Santa Virgínia (Fonte: site Wikipédia, 1997)

O clima predominante na região é o subtropical úmido, caracterizado por uma estação quente e úmida e outra fria e menos úmida, sem estação seca definida (SALEMI, 2009; SETZER, 1966), com temperatura média anual de 17°C e precipitação por volta de 2300 mm ao ano. O relevo da região possui forte declividade (24° a 37°) e altitude variando de 850 a 1.200 m. Durante o período de estudo, na região de instalação dos experimentos, houve uma precipitação total de 325 mm, variando de 0 a 32 mm ao dia (Figura 2), dados adquiridos através Laboratório de Clima e Biosfera, no Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas (IAG/USP).

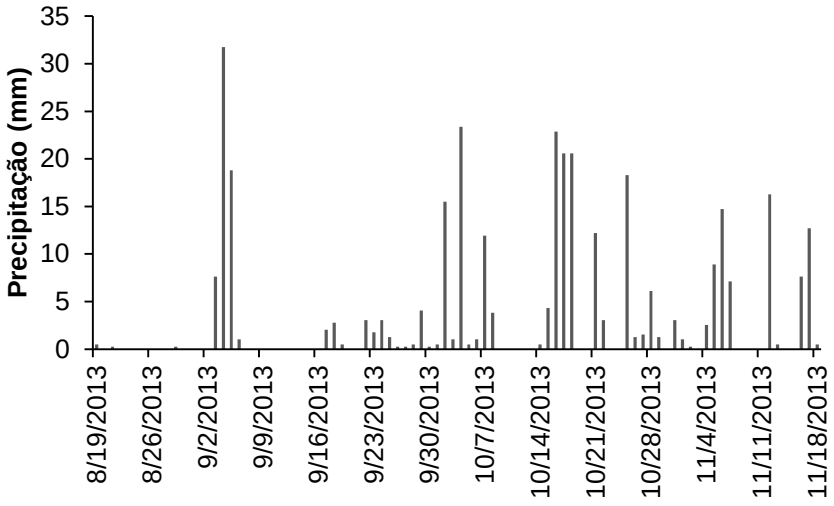

Figura 2 - Dados de pluviosidade diária na região estudada, durante o período de experimento

Como locais de estudos foram selecionados dois riachos, um deles com cobertura predominante de Floresta Ombrófila Densa Montana (S 23º19.192` W 45º05.564`), denominado “riacho de floresta”, ao longo do texto, e outro onde a cobertura do solo predominante é gramínea forrageira exótica (S 23º17.707´ W 45º07.821`), que é denominado “riacho de pastagem” (Figura 3).

Figura 3 - Foto das áreas experimentais: (A) riacho com cobertura florestal e (B) riacho com cobertura pastoril

3.2 Delineamento experimental

O experimento foi realizado entre agosto e novembro de 2013, contemplando o final do inverno e a primavera, período seco e o início das chuvas. O delineamento experimental utilizado foi semelhante para ambos os riachos.

Foram alocadas, ao longo do riacho, quatro linhas de correntes plásticas (repetições), sendo cada uma delas composta de quinze *litter bags* de 15 cm x 20 cm, com malha de abertura aproximada de 10 mm (seguindo o proposto por GIMENES; CUNHA-SANTINO; BIANCHINI JUNIOR, 2010), contendo três tratamentos distribuídos aleatoriamente ao longo das correntes. Os tratamentos utilizados foram: uma espécie C_3 de larga ocorrência no Núcleo de Santa Virgínia (*Mollinedia schottiana*), uma espécie comum de gramínea C_4 (*Brachiaria brizantha*) e um terceiro com a mistura das duas espécies (Figura 4). Neste último tratamento, propôs-se verificar se há influência de uma espécie sobre a outra.

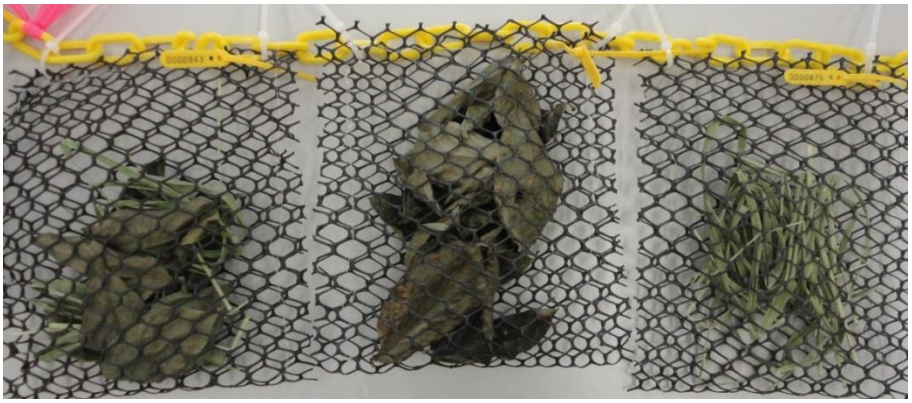

Figura 4 - Conjunto de *litter bags* preenchidos com os três tratamentos: mistura, *Mollinedia Schottiana* e *Brachiaria brizantha*, respectivamente

Para o preenchimento dos *litter bags* foram coletadas folhas maduras, antes da queda ao solo, de ambas as espécies. Estas foram secas em temperatura ambiente e colocadas, na quantidade de 3 gramas de folhas, em cada *litter bag*. Foi calculado um fator de correção de umidade das folhas através da razão entre o peso fresco e seco (após atingirem peso constante em estufa a 50°C) de 10 sub-amostras de cada espécie, desta maneira pôde-se obter o peso seco inicial de cada *litter bag*.

Foram instalados, no total, 220 *litter bags* dispostos no fundo dos riachos, presos a uma corrente e fixados por estacas. Estes foram coletados após 7, 17, 31,

63 e 91 dias de suas instalações. Sendo retirados, a cada coleta em cada riacho, quatro *litter bags* de cada tratamento.

As amostras foram acondicionadas individualmente em sacos plásticos e transportadas até o Laboratório de Ecologia Isotópica (CENA/USP). O material foi lavado em peneira de 0,212 mm, e triado, separando-se o material vegetal dos macroinvertebrados. As amostras vegetais foram secas em estufa a 50ºC (até atingirem peso constante) para a determinação do peso seco remanescente da serapilheira. Posteriormente, as amostras vegetais foram moídas para análise do peso seco livre das cinzas (PSLC) no Departamento de Ecologia da Universidade de Brasília (UnB).

3.3 Coleta de material complementar

3.3.1 Características físico-químicas da água

Foram analisados, a cada coleta, parâmetros abióticos da água tais como: temperatura, oxigênio dissolvido (eletrodo específico da marca Thermo Scientific Orion A223), pH e condutividade elétrica (pHmetro e condutivímetro, YSI modelo 63). Também foi monitorado o nível da lâmina d'água e a temperatura, determinados através de um sensor eletrônico (Levelogger Junior Edge), a intervalos de 30', durante os meses de experimento.

3.3.2 Características das folhas

Dados referentes às características físico-químicas das folhas foram retirados de um estudo complementar, realizado nas mesmas áreas e durante os mesmos períodos do presente trabalho pela mestranda Aline Fernandes Figueiredo: "Avaliação da decomposição de plantas C_3 e C_4 em rios sob diferentes condições ambientais". A Tabela 1 apresenta as características iniciais da *Mollinedia schottiana* e *Brachiaria brizantha.*

As folhas maduras foram caracterizadas antes do início do experimento de decomposição da serapilheira, sendo analisadas as concentrações iniciais de nitrogênio (N), carbono (C), celulose, fibras, lignina, polifenóis e a composição isotópica do carbono ($\delta^{13}C$) e nitrogênio ($\delta^{15}N$) estáveis. Os teores de lignina, fibras

e celulose foram determinados no Instituto de Ciências Biológicas, na Universidade de Brasília (UnB), segundo o método de fibra em detergente ácido (FDA) e fibra insolúvel em detergente neutro (FDN) e os teores de polifenóis foram determinados segundo a metodologia de Bärlocher e Graça (2005).

Tabela 1 - Características inicias dos materiais vegetais utilizados no experimento

	Mollinedia schottiana	*Brachiaria brizantha*
%C	46,25	42,17
%N	3,44	1,56
C/N*	13,46	26,90
$\delta^{13}C$*	-33,79	-13,62
$\delta^{15}N$	2,16	1,04
Celulose (%)	26,99	30,58
Lignina (%)*	30,02	8,74
Fibras (%)*	57,73	42,30
Polifenóis (%)	1,23	1,97
Taninos condensados*	3,12	0,23
Dureza (Kpa)*	905,22	1385,77

*Características estatisticamente diferentes entre as folhagens.

3.3.3 Fontes naturais de carbono e nitrogênio

Em cada riacho, foram coletadas as fontes potenciais de carbono e nitrogênio, para traçar as fontes alimentares dos macroinvertebrados, sendo elas: matéria orgânica particulada em suspensão e plantas C_3 e C_4 do entorno dos riachos.

Para a coleta de matéria orgânica particulada em suspensão, cerca de 2 litros de amostras de água de cada riacho foram coletadas e filtradas, em filtros de fibra de quartzo (QFF-Whatman), com porosidade de 0,70 mm, pré-calcinados a 550ºC por 4 horas, até os mesmos estarem totalmente obstruídos. Após a secagem dos filtros, foram cortados 10 discos que seguiram para as análises isotópicas.

As plantas C_3 e C_4 do entorno foram coletadas nos trechos de amostragem, sendo retiradas as folhas da vegetação ripária. Cada espécie coletada foi analisada individualmente para obtenção de seu valor isotópico. No total, foram coletadas de 20 espécies vegetais na floresta e 10 na pastagem.

Através de um estudo de Tassoni Filho (2010), em áreas semelhantes na mesma região, foram adquiridos dados referentes às características isotópicas do perifiton.

3.4 Análises dos materiais

3.4.1 Estimativa da perda de massa foliar

As análises para o cálculo de perda de massa foram obtidas a partir do modelo exponencial simples (seguindo o proposto por GRAÇA; BARLOCHER; GESSENER, 2005):

$$M_t = M_0 e^{-kt} \quad (1)$$

Onde: M_t é a massa obtida em cada coleta

M_0 é a massa inicial (no tempo 0)

k é o coeficiente de perda de massa

t o tempo em dias

A partir do coeficiente de decomposição (k) foi possível classificar a perda de massa da serapilheira como “rápida” (*k*>0,010), “média” (*k*=0,005–0,010) ou “lenta” (*k*<0,005) (PETERSEN; CUMMINS, 1974).

Também foi calculado o tempo necessário para que o material vegetal incubado nos riachos perdesse 50% da sua massa inicial, através da equação:

$$t_{0,5} = \frac{\ln(2)}{K}$$

3.4.2 Macroinvertebrados aquáticos

Os invertebrados foram identificados, com o auxílio de lupa, até o menor nível taxonômico possível (família ou gênero).

Índices ecológicos como abundância, riqueza, densidade e diversidade (de Simpson e de Shannon), foram calculados para a fauna de macroinvertebrados encontrados nos *litter bags*, sendo comparados a cada coleta entre as diferentes áreas e tratamentos.

A abundância foi calculada somando-se o número de indivíduos coletados em cada unidade amostral, gerando o total de indivíduos coletados. Da mesma forma, a

riqueza foi calculada somando-se o número de táxons coletados em cada unidade experimental. A densidade foi calculada somando-se o número de indivíduos coletados a cada unidade amostral, divididos pelo peso seco remanescente do material vegetal.

O índice de diversidade de Simpson (D) varia entre 0 e 1, sendo que quanto mais próximo de 1, maior é a diversidade. Este foi calculado segundo a seguinte a fórmula:

$$D = \frac{1}{\sum pi^2} \tag{2}$$

No índice de Shannon (H'), quanto maior o seu valor, maior a diversidade. Este índice tem como equação:

$$H' = -\sum_{i=1}^{S} p_i \ln p_i \tag{3}$$

Onde: i é o morfotipo analisado

p_i é o número de indivíduos do morfotipo "i" dividido pelo número total de indivíduos

Além disso, os macroinvertebrados foram classificados em grupos tróficos funcionais (GTF): coletores, fragmentadores, predadores e raspadores. Essa classificação foi feita seguindo Merritt, Cummins e Berg (2008) e Domínguez e Fernández (2009). Foram calculados também a abundância e a densidade de cada grupo funcional. Os organismos que podem pertencer a mais de um grupo funcional foram divididos igualmente entre as categorias tróficas possíveis a eles.

3.4.3 Análises isotópicas

As amostras vegetais e os macroinvertebrados devidamente identificados foram submetidos à secagem em estufa a 60º·C durante 48h. Após esse período as amostras foram maceradas para a obtenção de um pó fino e homogêneo que foi

colocado em cápsulas de estanhos para seguirem às análises isotópicas. As composições isotópicas dos macroinvertebrados foram medidas a partir de sub-amostras com peso variando de 0,8 a 1,2 mg, enquanto que, do material vegetal, o peso das amostras variou de 2,0 a 3,0 mg. Para a análise da composição isotópica da matéria orgânica particulada em suspensão foram cortados discos do próprio filtro de quartzo que foram diretamente colocados nas cápsulas de estanho.

As análises isotópicas foram realizadas no Laboratório de Ecologia Isotópica do Centro de Energia Nuclear na Agricultura (CENA/USP), através da combustão das amostras sob fluxo contínuo de hélio, em um analisador elementar (Carlo Erba, CHN – 1110) acoplado ao espectrômetro de massas Thermo Finnigan Delta Plus. Os gases CO_2 e N_2, resultantes da combustão das amostras, foram analisados em duplicatas, com erro analítico de 0,15 e 0,20‰, respectivamente para o $\delta^{13}C$ e $\delta^{15}N$.

Os resultados foram expressos pela notação delta (δ), em partes por mil (‰), comparados a padrões internacionais de referência, calculados por meio da fórmula:

$$\delta^{13}\mathrm{C}\ ou\ \delta^{15}\mathrm{N} = \left[\frac{\left(R_{amostra} - R_{padrão}\right)}{R_{padrão}}\right] * 1000 \qquad (4)$$

Onde: R = $^{13}C/^{12}C$ ou $^{15}N/^{14}N$

A análise da contribuição dos produtores para os macroinvertebrados foi calculada através do modelo Bayesiano de misturas MixSIAR, ligado a plataforma R. Este modelo utiliza dados de isótopos estáveis para estimar a proporção de contribuição das fontes alimentares a um consumidor (STOCK; SEMMENS, 2013), sendo estimadas as porcentagens de cada fonte potencial na dieta dos macroinvertebrados analisados.

A posição trófica dos invertebrados foi também estimada, para isso, foi usada a equação (VANDER ZANDEN et al., 1997; McCUTCHAN et al., 2003):

$$PT_{cons} = \frac{\left(\delta^{15}\mathrm{N}_{cons} - \delta^{15}\mathrm{N}_{basal}\right)}{F} + 2 \qquad (5)$$

Onde: $\delta^{15}N_{cons}$ é o sinal isotópico do táxon do qual a posição trófica foi estimada

$\delta^{15}N_{basal}$ é o valor de $\delta^{15}N$ da base da teia trófica

F é o valor de fracionamento entre cada nível trófico

Para cada sítio amostral (tratamento e riacho) foi adotado como $\delta^{15}N_{basal}$ o valor isotópico do táxon consumidor (invertebrado) com o menor valor de $\delta^{15}N$. De acordo com Anderson e Cabana (2007) deve-se escolher o organismo mais próximo da base da teia alimentar, ou seja, com os menores valores de $\delta^{15}N$, sendo mais vantajoso o uso dos consumidores primários ao invés dos produtores para minimizar as variações temporais. Por conta disso foi somado 2 a posição trófica calculada para cada táxon, sendo a posição 1 pertencente aos produtores e a 2 ao táxon com o menor valor de $\delta^{15}N$ (VANDER ZANDEN et al., 1997; McCUTCHAN et al., 2003).

O valor de fracionamento de $\delta^{15}N$, que foi adotado, foi extraído de McCutchan et al. (2003) que, em seu estudo, apresenta o valor médio de fracionamento isotópico para diversos organismos e situações, sendo 2,3‰ para organismos aquáticos.

3.4.4 Análises estatísticas

Os parâmetros físicos e químicos mensurados, a cada coleta, nos riachos foram testados através da Análise de Variância (ANOVA) seguida do teste de Tukey ($\alpha<0,05$).

Para avaliar a diferença nos pesos remanescentes e coeficientes de decomposição entre as espécies dentro dos *litter bags*, tanto nos tratamentos individuais quanto na mistura, foi realizada também, primeiramente, a Análise de Variância (ANOVA) seguida do teste de Tukey para os tratamentos que apresentaram diferenças significativas ($\alpha<0,05$).

Os índices ecológicos e os grupos tróficos funcionais foram comparados levando em consideração o material vegetal a ser decomposto, o riacho e o tempo de experimento. Também foi realizado, primeiramente, a Análise de Variância (ANOVA) seguida do teste de Tukey.

As diferenças nos valores isotópicos entre os habitats, coletas, folhagens e grupos tróficos funcionais da floresta e da pastagem foram testadas através da Análise de Kruskal-Wallis, devido a não normalidade dos dados.

As análises estatísticas foram realizadas através do programa Statistica 12 (STATSOFT INC, 2012), utilizando-se o nível de significância de 5%.

4. RESULTADOS

4.1 Caracterização das áreas

Nos trechos dos riachos estudados, a temperatura, o pH e a concentração de oxigênio dissolvido na água foram semelhantes durante a realização dos experimentos, não diferindo estatisticamente. No entanto, o riacho de floresta apresentou maiores valores de condutividade e menores valores de profundidade quando comparado com a pastagem (Tabela 2).

Tabela 2 - Caracteristicas físico-químicas medidas nos riachos durante o experimento (períodos de instalação e das coletas)

	Floresta		Pastagem	
	Média	Desv. Pad.	Média	Desv. Pad.
pH	6,4	0,4	6,5	0,5
CE (µS/cm)*	20,2	0,9	15,7	1,0
O2 (mg/L)	8,3	0,9	8,1	0,7
O2 (%)	88,7	1,7	88,4	1,1
T (°C)	15,2	1,8	15,9	1,5
Profundidade*	22,8	8,0	33,1	5,6

*ANOVA, p-valor>0,05

4.2 Decomposição foliar

No riacho de floresta, o coeficiente de decomposição (k) foi maior para a *Brachiaria brizantha* incubada tanto individualmente (0,029 dia^{-1}) quanto misturada (0,033 dia^{-1}) enquanto que os valores de k encontrados para a *Mollinedia schottiana* foram menores, tanto individualmente (0,020 dia^{-1}) quanto misturada (0,018 dia^{-1}). O tempo para perda de 50% da massa incubada foi de 34,4, 37,8, 23,7 e 21,0 dias para a *Mollinedia schottiana,* individual e misturada, e para a *Brachiaria brizantha*, individual e misturada, respectivamente (Tabela 3). Sendo assim, no riacho com uso do solo florestal, a *Brachiaria brizantha* se decompôs mais rapidamente que a *Mollinedia schottiana*, sendo que não houve diferença entre a decomposição das plantas incubadas individualmente quando comparadas aos seus detritos misturados. Ao final do experimento, a massa remanescente das plantas foi de aproximadamente 14%, 18%, 5% e 5%, para a *Mollinedia schottiana* individual e misturada e *Brachiaria brizantha* individual e misturada, respectivamente (Figura 5).

No riacho de pastagem, os valores de k foram semelhantes, sendo um pouco maiores os relativos à espécie de gramínea: 0,022 dia^{-1}, 0,021 dia^{-1}, 0,023 dia^{-1} e 0,027 dia^{-1} para a *Mollinedia schottiana* individual e misturada e *Brachiaria brizantha* individual e misturada, respectivamente. O tempo para perda de 50% da massa incubada foi de 31,4, 33,4, 29,5 e 25,7 dias para a *Mollinedia schottiana* individual e misturada e *Brachiaria brizantha* individual e misturada, respectivamente (Tabela 3). Sendo assim, no riacho com uso de solo pastoril, a decomposição foi bastante semelhante entre os detritos incubados e também não houve diferença entre a decomposição das plantas incubadas individualmente quando comparadas aos seus detritos misturados. Ao final do experimento, a massa remanescente das plantas foi de 14%, 15%, 12% e 8%, para a *Mollinedia schottiana* individual e misturada e *Brachiaria brizantha* individual e misturada, respectivamente (Figura 5).

Tabela 3 - Valores dos coeficientes de decomposição (-k/dia) e tempo para perda de 50% da massa inicial do material vegetal incubado, individualmente ou misturados, nos riachos de uso de solo florestal e pastoril

		Mollinedia schotiana		*Brachiaria brizantha*	
		Individuais	Misturados	Individuais	Misturados
k	Floresta	0,020	0,018	0,029	0,033
	Pastagem	0,022	0,021	0,023	0,027
t(1/2)	Floresta	34,4	37,8	23,7	21,0
	Pastagem	31,4	33,4	29,5	25,7

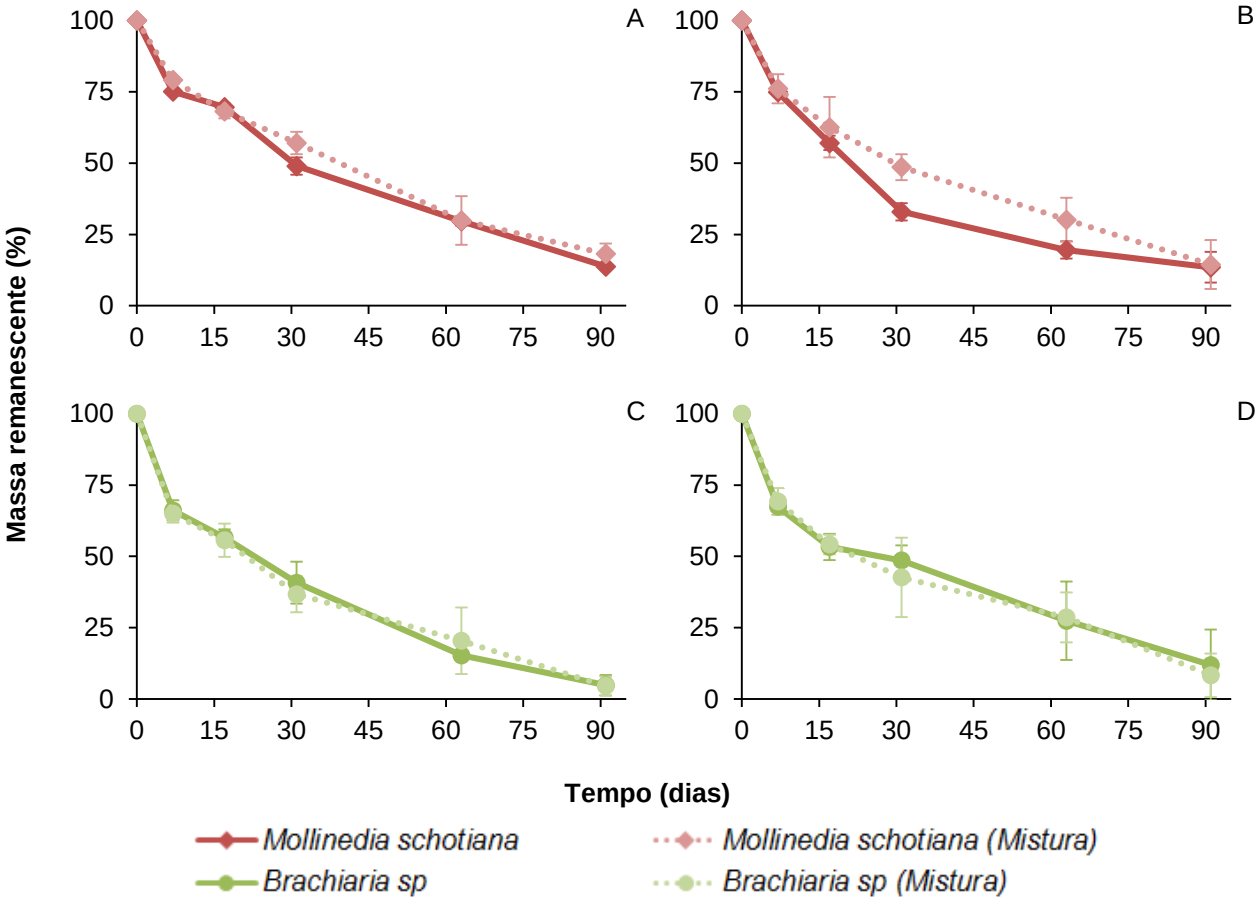

Figura 5 - Massa foliar remanescente (médias e desvios padrão) em percentagem para (A) Floresta – *M. schottiana* e mistura, (B) Pastagem - *M. schottiana* e mistura, (C) Floresta – *B. brizantha* e mistura e (D) Pastagem – *B. brizantha* e mistura

Ao compararmos os coeficientes de decomposição e a massa remanescente ao final do experimento, entre coletas, riachos e tratamentos, houve diferença significativa entre a *Mollinedia schottiana* e a *Brachiaria brizantha* no ambiente florestal. Já entre os detritos incubados no riacho da pastagem, não foram observadas diferenças estatísticas significativas. Ao compararmos espécies iguais em riachos diferentes, não houve diferenças significativas entre os detritos. Também não foram encontradas diferenças entre as espécies incubadas individualmente e, sua respectiva, misturada, em ambos os riachos (Tabela 4).

Tabela 4 - Valores de probabilidades gerados pelo teste de Tukey. Floresta *M. schottiana* (Flo Moll), Floresta *B. brizantha* (Flo Gram), Floresta *M. schottiana* da mistura (Flo MM), Floresta *B. brizantha* da mistura (Flo MG), Pastagem *M. schottiana* (Past Moll), Pastagem *B. brizantha* (Past Gram), Pastagem *M. schottiana* da mistura (Past MM) e Pastagem *B. brizantha* da mistura (Past MG)

	Flo Moll	Flo Gram	Flo MM	Flo MG	Past Moll	Past Gram	Past MM	Past MG
Flo Moll								
Flo Gram	<0.01*							
Flo MM	0,57	<0.01*						
Flo MG	<0.01*	0,74	<0.01*					
Past Moll	0,07	0,07	<0.01*	-				
Past Gram	-	0,06	-	0,02*	0,81			
Past MM	0,67	-	0,29	-	0,14	0,21		
Past MG	-	0,19	-	0,09	0,70	0,52	0,06	

*Valores significativos com p < 0,05.

4.3 Macroinvertebrados aquáticos

4.3.1 Índices ecológicos

Foram identificados, no total, 12223 indivíduos sendo 4862 indivíduos encontrados nos detritos dispostos no riacho que drena florestas e 7361 indivíduos foram encontrados nos detritos do riacho que drena pastagens (Anexo, Tabelas 12 e 13). Do total de indivíduos encontrados na floresta, aproximadamente 24% foram encontrados nos detritos de *Mollinedia schottiana*, 39% foram encontrados nos detritos de *Brachiaria brizantha* e 37% nos detritos contendo a mistura das duas espécies. Do total de indivíduos encontrados nas pastagens, aproximadamente 32, 35 e 33% foram encontrados em *Mollinedia schottiana, Brachiaria brizantha* e nos detritos da mistura das espécies, respectivamente.

Em média, houve um aumento das abundâncias nas primeiras coletas, até 17 dias na floresta e até 31 dias na pastagem. Após esse período houve variação de comportamento entre os tratamentos e riachos. As maiores abundâncias foram encontradas para os tratamentos do riacho de pastagem. Na floresta, podemos destacar a *Brachiaria brizantha* com a maior abundância nesse uso de solo (Figura 6).

As abundâncias totais foram significativamente diferentes entre os tempos de coleta (F=9,85; p-valor<0,001) e os riachos (F=8,90; p-valor<0,01), porém, não houve diferenças significativas entre as espécies (F=1,65; p-valor>0,1).

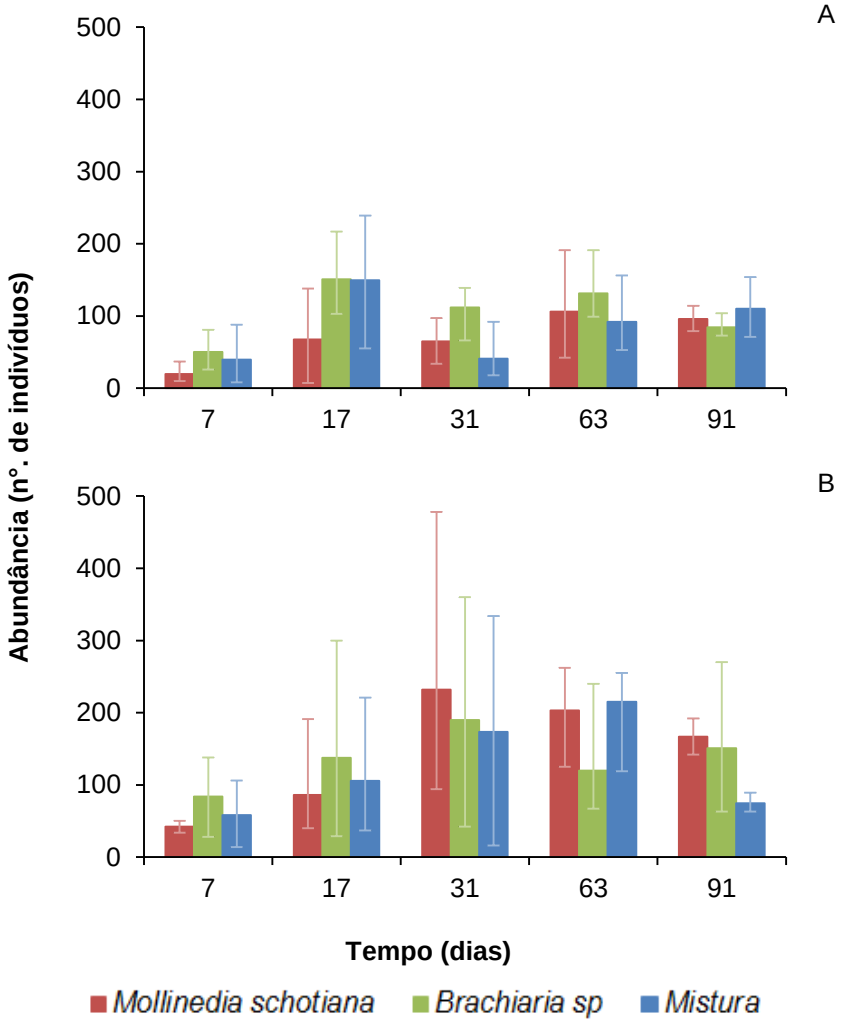

Figura 6 - Abundância de macroinvertebrados de acordo com o tempo de coleta e os tratamento incubados nos riachos de (A) Floresta e (B) Pastagem

Os tratamentos com *Mollinedia schottiana* de ambos os riachos apresentaram aumento constante na riqueza taxonômica ao longo de todo o experimento, enquanto que tanto tratamentos com *Brachiaria brizantha* e com a mistura das espécies, em ambos os riachos, apresentaram oscilação com crescimento de riqueza taxonômica aos primeiros 17 dias, queda aos 31 dias, seguido novamente de crescimento aos 60 dias e queda aos 91 dias. Os tratamentos com *Brachiaria brizantha* na floresta tiveram um crescimento de riqueza taxonômica até os 63 dias de experimento, seguido de queda ao final do experimento (Figura 7). De modo geral, a riqueza entre espécies e riachos foi bastante similar, porém, ligeiramente maior na floresta.

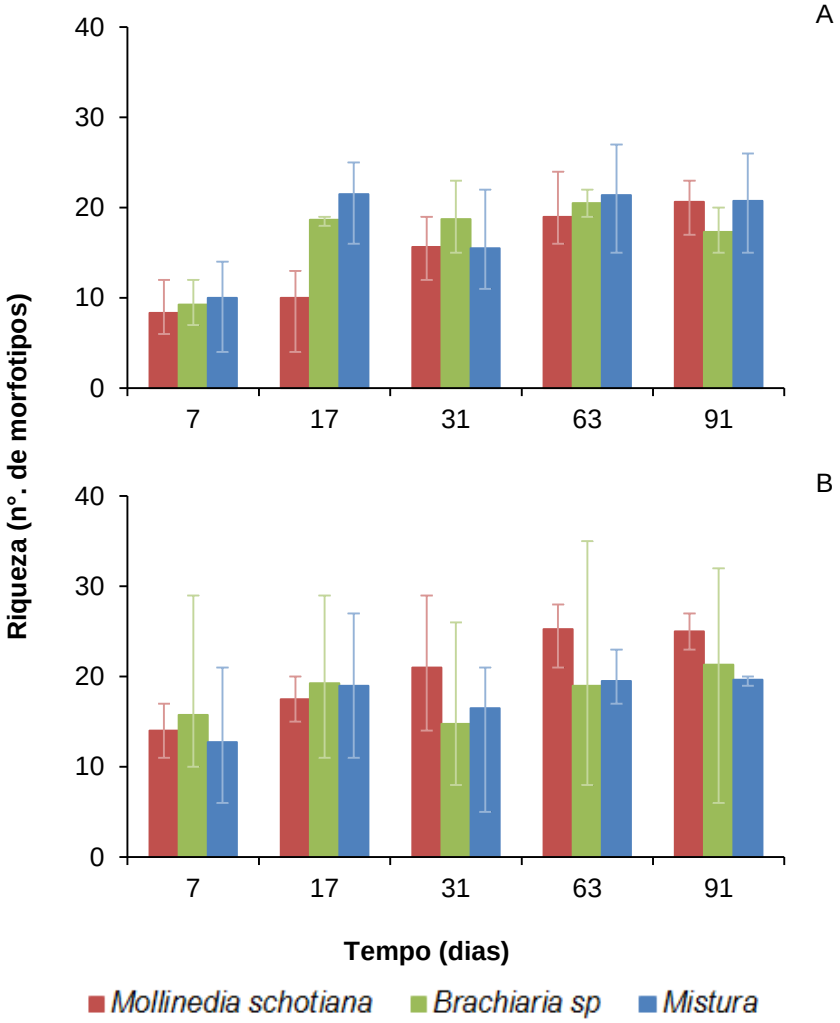

Figura 7 - Riqueza de macroinvertebrados de com acordo o tempo de coleta e os tratamento incubados nos riachos de (A) Floresta e (B) Pastagem

A densidade de macroinvertebrados associados ao material vegetal aumentou ao longo do período de experimento, para todas as espécies em ambos os riachos, sendo que somente a mistura na floresta teve uma queda no período de 31 dias. Os tratamentos com *Brachiaria brizantha* em ambos os riachos tiveram os maiores valores de densidade, em média, sendo, ao final do experimento, 801,4 ind. g^{-1} e 1080,7 ind. g^{-1} de peso seco remanescente das folhas (PSRF) para a floresta e pastagem, respectivamente (Figura 8). Enquanto que a *Mollinedia schottiana* apresentou uma densidade média de 240,3 ind. g^{-1} e 473,8 ind. g^{-1} de PSRF e a mistura, 370,1 ind. g^{-1} e 408,3 ind. g^{-1} de PSRF, para a floresta e pastagem, respectivamente.

As densidades totais foram estatisticamente diferentes entre os tempos de coleta (F=45,48; p-valor<0,001), riachos (F=7,36; p-valor<0,01) e espécies (F=4,97; p-valor<0,01).

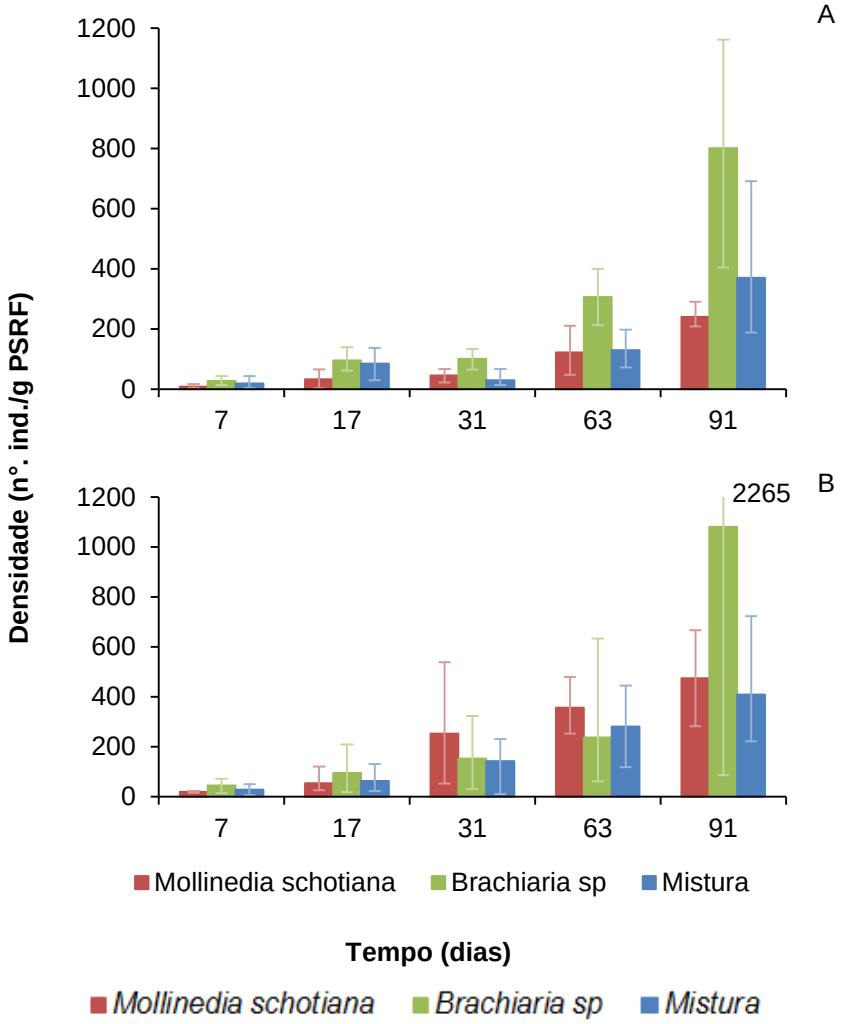

Figura 8 - Densidade (n°. de indivíduos/gramas de PSRF) de macroinvertebrados de com acordo o tempo de coleta e os tratamento incubados nos riachos de (A) Floresta e (B) Pastagem

A diversidade de macroinvertebrados aquáticos foi estimada para cada espécie vegetal e riacho, de acordo com o tempo de coleta, além da diversidade total, de acordo com a espécie vegetal e o riacho, durante todo o experimento (Tabela 5). Foram encontrados maiores valores de diversidade, tanto Simpson quanto Shannon, no riacho da floresta. Quanto às espécies, os maiores valores foram encontrados nas amostras contendo *Mollinedia schottiana*, seguido da mistura das espécies e da *Brachiaria brizantha*

Tabela 5 - Diversidade Simpson e Shannon para os tratamentos incubados e uso de solo, calculados para cada tempo de coleta e total do experimento. Floresta *M. schottiana* (FMoll), Floresta *B. brizantha* (FGram), Floresta mistura (FMix), Pastagem *M. schottiana* (PMoll), Pastagem *B. brizantha* (PGram) e Pastagem mistura (PMix)

	Tempo	FMoll	FGram	FMix	PMoll	PGram	PMix
Diversidade Simpson	7	0,823	0,686	0,665	0,856	0,549	0,634
	17	0,613	0,644	0,566	0,649	0,467	0,512
	31	0,757	0,661	0,826	0,360	0,313	0,369
	63	0,703	0,757	0,800	0,455	0,701	0,454
	91	0,848	0,786	0,807	0,680	0,631	0,832
	Total	0,775	0,722	0,744	0,639	0,520	0,549
Diversidade Shannon	7	2,215	1,954	1,901	2,543	1,715	1,830
	17	1,601	1,830	1,735	1,917	1,479	1,618
	31	2,147	1,979	2,648	1,169	1,002	1,168
	63	2,202	2,253	2,519	1,484	2,130	1,349
	91	2,467	2,193	2,369	2,027	1,946	2,480
	Total	2,551	2,364	2,504	2,101	1,781	1,829

4.3.2 Táxons e grupos tróficos funcionais

A ordem Diptera, de maneira geral, foi a mais abundante (de 40 a 90% do número total de indivíduos, aproximadamente), exceto para os *litter bags* da primeira coleta contendo *Mollinedia schottiana* no riacho da pastagem, onde os valores de Trichoptera (aproximadamente 55% do número total de indivíduos) superam os de Diptera (cerca de 20% do número total de indivíduos). Coleoptera foi mais abundante ao final do experimento e a abundância de Trichoptera diminuiu ao longo do tempo, sendo mais representativos, em geral, nas primeiras coletas. Tanto a ordem Plecoptera quanto a Ephemeroptera foram mais representativas na floresta do que na pastagem, para ambos os tratamentos. A ordem Amphipoda foi encontrada apenas no riacho da floresta e Oligochaeta apenas na pastagem (Figura 9). De maneira geral, dentro da ordem Diptera, a família Chironomidae foi a mais representativa, responsáveis por mais de 90% de indivíduos desse grupo.

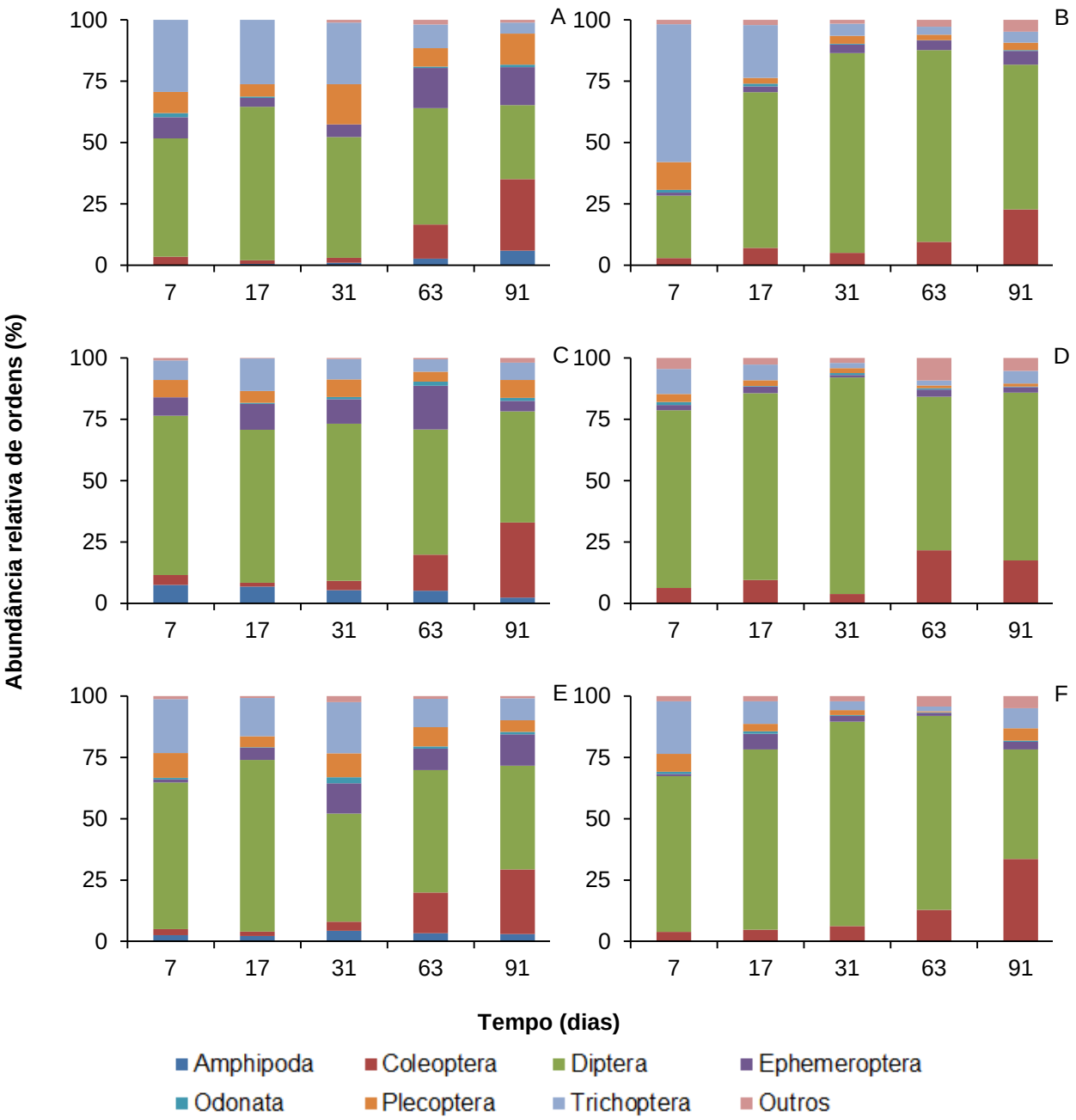

Figura 9 - Abundância relativa das ordens dos macroinvertebrados encontrados nos diferentes riachos e tratamentos, sendo (A) Floresta *M. schottiana*, (B) Pastagem *M. schottiana*, (C) Floresta *B. brizantha*, (D) Pastagem *B. brizantha*, (E) Floresta mistura e (F) Pastagem mistura

A composição dos grupos tróficos funcionais foi similar para ambos os riachos e tratamentos com relação aos coletores, fragmentadores e predadores, enquanto que houve maior variação quanto aos raspadores (Tabela 6, Figura 10). De maneira geral, o grupo dos coletores representou pouco mais de 30% dos indivíduos amostrados enquanto que os fragmentadores ficaram em torno de 28% a 31%. Os predadores tiveram sua representação entre 25% e 35% dos indivíduos coletados, sendo as menores porcentagens encontradas na floresta e as maiores na pastagem,

com destaque para os tratamentos de gramínea e mistura. Os raspadores representavam por volta de 10% a 11% dos organismos coletados nos tratamentos da floresta e seus valores na pastagem foram menores, cerca de 6% nos tratamentos com gramínea e mistura das espécies e 2,5% nos tratamentos com *Mollinedia schottiana*.

Tabela 6 - Composição relativa dos grupos tróficos quanto a folhagem (densidade absoluta e relativa). Floresta *M. schottiana* (FMoll), Floresta *B brizantha* (FGram), Floresta mistura (FMix), Pastagem *M. schottiana* (PMoll), Pastagem *B. brizantha* (PGram) e Pastagem mistura (PMix). Coletor (Col.), Predador (Pred.), Raspador (Rasp.), Fragmentador (Frag.) e organismos não identificados (NI)

	FMoll		FGram		FMix		PMoll		PGram		PMix	
GTF	Dens.	%	Dens.	%	Dens.	%	Dens.	%	Dens.	%	Dens.	%
Col.	39,0	33,7	74,9	33,8	52,0	33,9	81,7	31,3	96,9	34,3	85,3	33,9
Frag.	32,7	28,2	62,1	28,0	42,8	27,8	80,7	30,9	81,6	28,9	74,3	29,5
Pred.	29,8	25,7	58,1	26,2	41,0	26,7	90,7	34,7	85,2	30,2	75,5	30,0
Rasp.	13,5	11,7	24,4	11,0	16,8	10,9	6,6	2,5	16,5	5,8	14,9	5,9
NI	0,7	0,6	2,3	1,1	1,1	0,7	1,5	0,6	2,2	0,8	1,5	0,6

Quanto as suas distribuições ao longo do tempo, os coletores, apesar de variarem pouco, foram mais representativos nos primeiros 17 dias e após os 63 dias até o final do experimento, para ambos os riachos e tratamentos. Porém, a aparição deste grupo foi crescente durante o experimento para a *Mollinedia schottiana* da pastagem. Os fragmentadores foram mais representativos nos períodos iniciais (até 31 dias), principalmente nos tratamentos com *Mollinedia schottiana* de ambos os riachos, alcançando pouco mais de 40% na floresta e 28% na pastagem, dependendo do período e, de maneira geral, na floresta, variando de cerca de 28% a 41%. Os predadores tiveram maiores abundâncias por volta da metade do experimento (aos 31 dias). Os raspadores foram, de maneira geral, mais representativos ao final do experimento, para ambos os tratamentos e uso do solo, porém, Mollinedia schottiana da pastagem aos primeiros 17 dias, houve um maior número destes indivíduos do que ao final do experimento.

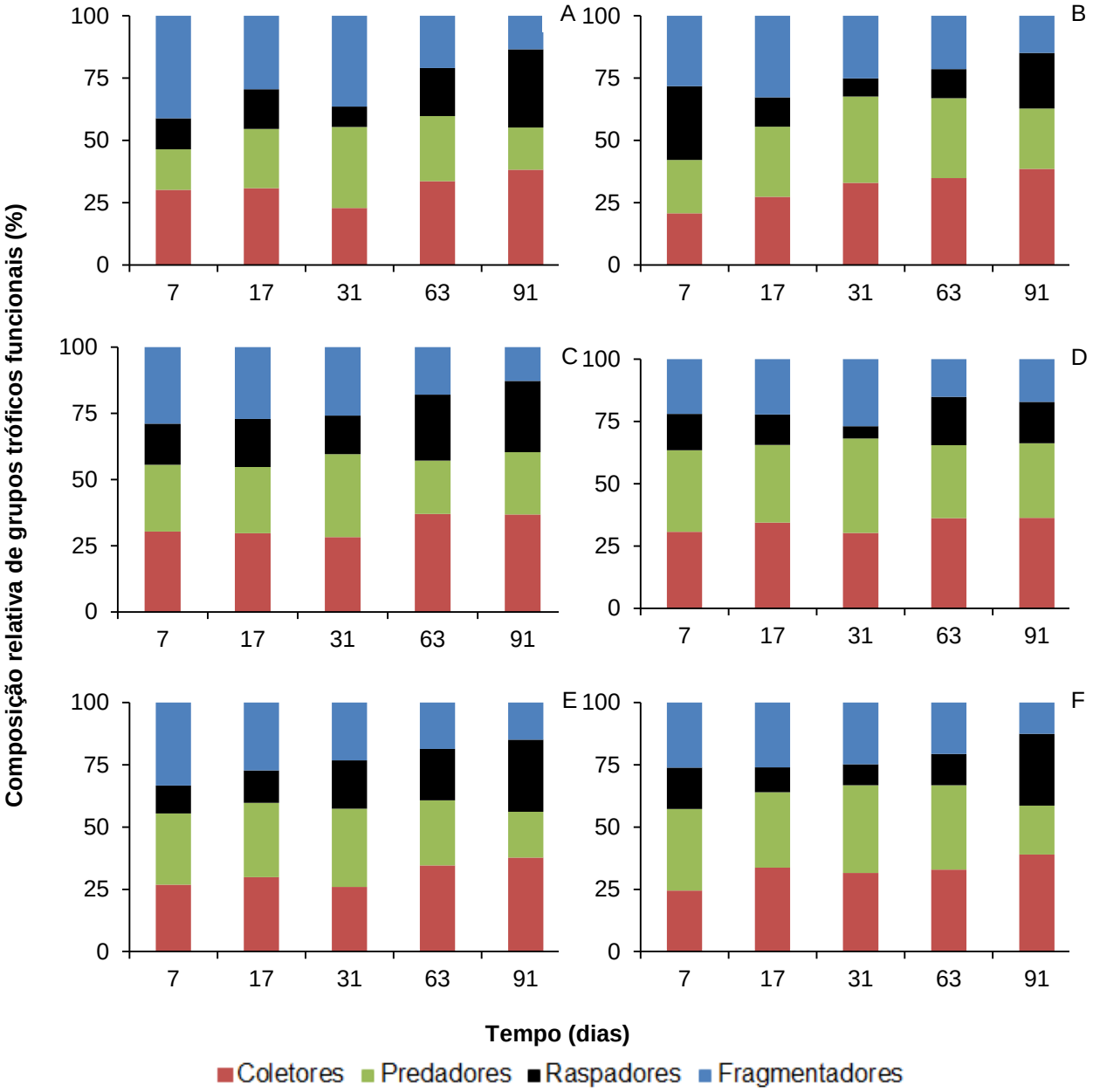

Figura 10 - Composição relativa dos grupos tróficos funcionais dos macroinvertebrados encontrados nos diferentes riachos e tratamentos, sendo (A) Floresta *M. schottiana*, (B) Pastagem *M. schottiana*, (C) Floresta *B. brizantha*, (D) Pastagem *B. brizantha*, (E) Floresta mistura e (F) Pastagem mistura

4.4 Isótopos estáveis

As fontes alimentares apresentaram valores de $\delta^{13}C$ mais negativos na floresta que na pastagem. Entretanto, os valores de $\delta^{15}N$ foram superiores na área de pastagem (Tabela 7, Figura 11). De modo geral, as plantas C_4 foram as mais enriquecidas com relação ao $\delta^{13}C$ do que as demais fontes.

Tabela 7 - Valores de $\delta^{13}C$ e $\delta^{15}N$, com seus desvios padrão, para as fontes alimentares coletadas nos riachos de floresta e pastagem

		Floresta	Pastagem
$\delta^{13}C$	C_3	-33,6 ± 1,7	-30,5 ± 1,4
	C_4	-13,6*	-12,3 ± 1,2
	POC	-28,8*	-27,1*
	Perifiton[1]	-32,0 ± 2,5	-29,9 ± 2,7
$\delta^{15}N$	C_3	1,4 ± 1,1	3,0 ± 1,7
	C_4	1,0*	3,4 ± 1,6
	POC	4,0*	4,8*
	Perifiton[1]	3,9 ± 1,3	5,8 ± 0,8

*Apenas um valor.
[1]Valores retirados de: Tassoni Filho (2010).

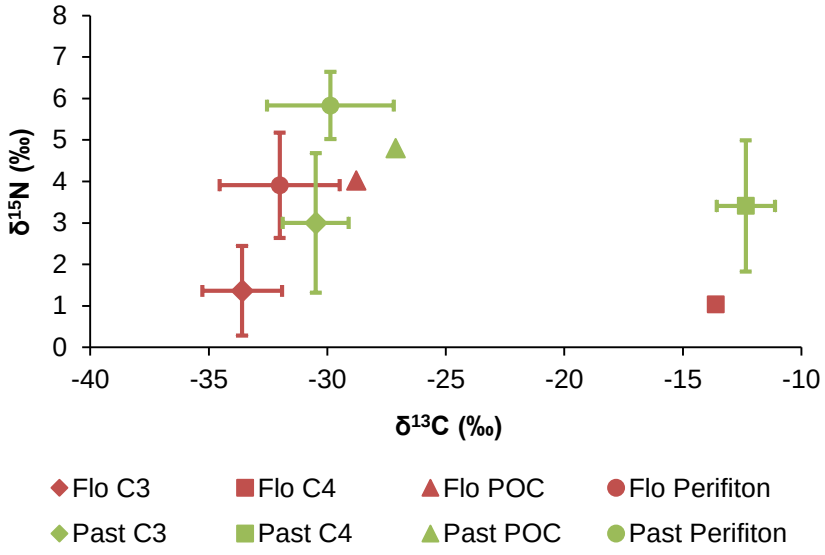

Figura 11 - Dispersão dos valores de $\delta^{13}C$ e $\delta^{15}N$, com seus desvios padrão, para as fontes alimentares coletadas nos riachos de floresta e pastagem. Flo (floresta), Past (pastagem): C3 (plantas C_3), C4 (plantas C_4), POC (material orgânico particulado) e Perifiton

Os valores isotópicos médios encontrados para os macroinvertebrados coletados durante o experimento diferiram, com relação ao $\delta^{13}C$, do padrão encontrado nas fontes alimentares, sendo menos enriquecidos na pastagem do que na floresta. Enquanto que, para o $\delta^{15}N$, os macroinvertebrados foram, em média, mais enriquecidos que suas fontes, sendo que os maiores valores foram encontrados no riacho da pastagem (Tabela 8).

Tabela 8 - Média e desvios padrão dos valores de $\delta^{13}C$ e $\delta^{15}N$ encontrados nos macroinvertebrados para cada riacho e folhagem ao longo do experimento. Floresta *M. schottiana* (FMoll), Floresta *B. brizantha* (FGram), Floresta mistura (FMix), Pastagem *M. schottiana* (PMoll), Pastagem *B. brizantha* (PGram) e Pastagem mistura (PMix)

	$\delta^{13}C$	$\delta^{15}N$
FMoll	-29,9 ± 2,2	3,5 ± 2,1
FGram	-28,7 ± 3,4	4,0 ± 2,6
FMix	-29,0 ± 2,4	3,9 ± 2,3
PMoll	-30,9 ± 2,6	8,0 ± 2,4
PGram	-31,3 ± 4,2	7,6 ± 2,4
PMix	-30,9 ± 3,4	8,2 ± 2,3

De maneira geral, quanto aos grupos tróficos, os valores de $\delta^{15}N$ foram mais elevados nos predadores e no riacho de pastagem (Tabela 9). Ao compararmos as Figuras 12 e 13, nota-se que os organismos encontrados nos *litter bags* contendo *Mollinedia schottiana*, apesar de não haver variação significativa entre as folhagens, apresentam uma maior restrição na variação dos valores de $\delta^{13}C$ quando comparado aos outros tratamentos, em ambos os riachos, estando estes localizados abaixo dos -25 ‰. Também pode-se perceber que, mesmo nos *litter bags* que haviam sido preenchidos com plantas C_4, a grande maioria dos macroinvertebrados, cerca de 95% deles, encontram-se na faixa acima dos -25‰, ou seja, estes organismo estão bastante empobrecidos em $\delta^{13}C$ em relação as plantas C_4.

Tabela 9 - Média e desvios padrão dos valores de $\delta^{13}C$ e $\delta^{15}N$ encontrados nos macroinvertebrados para cada riacho e folhagem de acordo com seu grupo trófico funcional. Floresta *M. schottiana* (FMoll), Floresta *B. brizantha* (FGram), Floresta mistura (FMix), Pastagem *M. schottiana* (PMoll), Pastagem *B. brizantha* (PGram) e Pastagem mistura (PMix). Coletor (Col.), Predador (Pred.), Raspador (Rasp.), Fragmentador (Frag.) e organismos não identificados (NI)

		FMoll	FGram	FMix	PMoll	PGram	PMix
$\delta^{13}C$	Col.	-29,6 ± 1,6	-28,7 ± 4,1	-29,0 ± 1,9	-31,7 ± 2,4	-32,1 ± 3,9	-32,7 ± 2,8
	Pred.	-29,1 ± 2,3	-28,7 ± 2,9	-28,9 ± 2,2	-29,7 ± 1,6	-29,8 ± 4,1	-29,5 ± 3,3
	Rasp.	-30,3 ± 2,1	-28,7 ± 4,0	-29,3 ± 3,6	-32,9 ± 3,1	-32,5 ± 4,0	-32,9 ± 2,9
	Frag.	-30,4 ± 2,3	-28,4 ± 3,4	-29,0 ± 1,5	-30,3 ± 2,0	-30,1 ± 3,7	-29,8 ± 2,4
	NI	-30,3 ± 1,0	-32,7*	-29,5 ± 0,7	-30,7*	-35,3 ± 6,0	-
$\delta^{15}N$	Col.	2,8 ± 1,9	4,3 ± 2,3	3,4 ± 1,5	7,5 ± 1,8	7,4 ± 2,0	7,3 ± 1,8
	Pred.	5,4 ± 1,9	5,4 ± 2,6	6,0 ± 1,5	9,7 ± 1,6	8,8 ± 2,1	9,6 ± 1,7
	Rasp.	2,3 ± 1,5	3,6 ± 2,3	2,5 ± 1,5	7,1 ± 2,5	7,5 ± 2,5	7,3 ± 2,3
	Frag.	3,1 ± 1,7	2,8 ± 2,1	2,8 ± 2,1	6,8 ± 2,0	6,6 ± 2,6	7,2 ± 2,2
	NI	4,4 ± 2,4	6,8*	5,0 ± 0,3	8,2*	8,7 ± 1,2	-

*Apenas um valor.

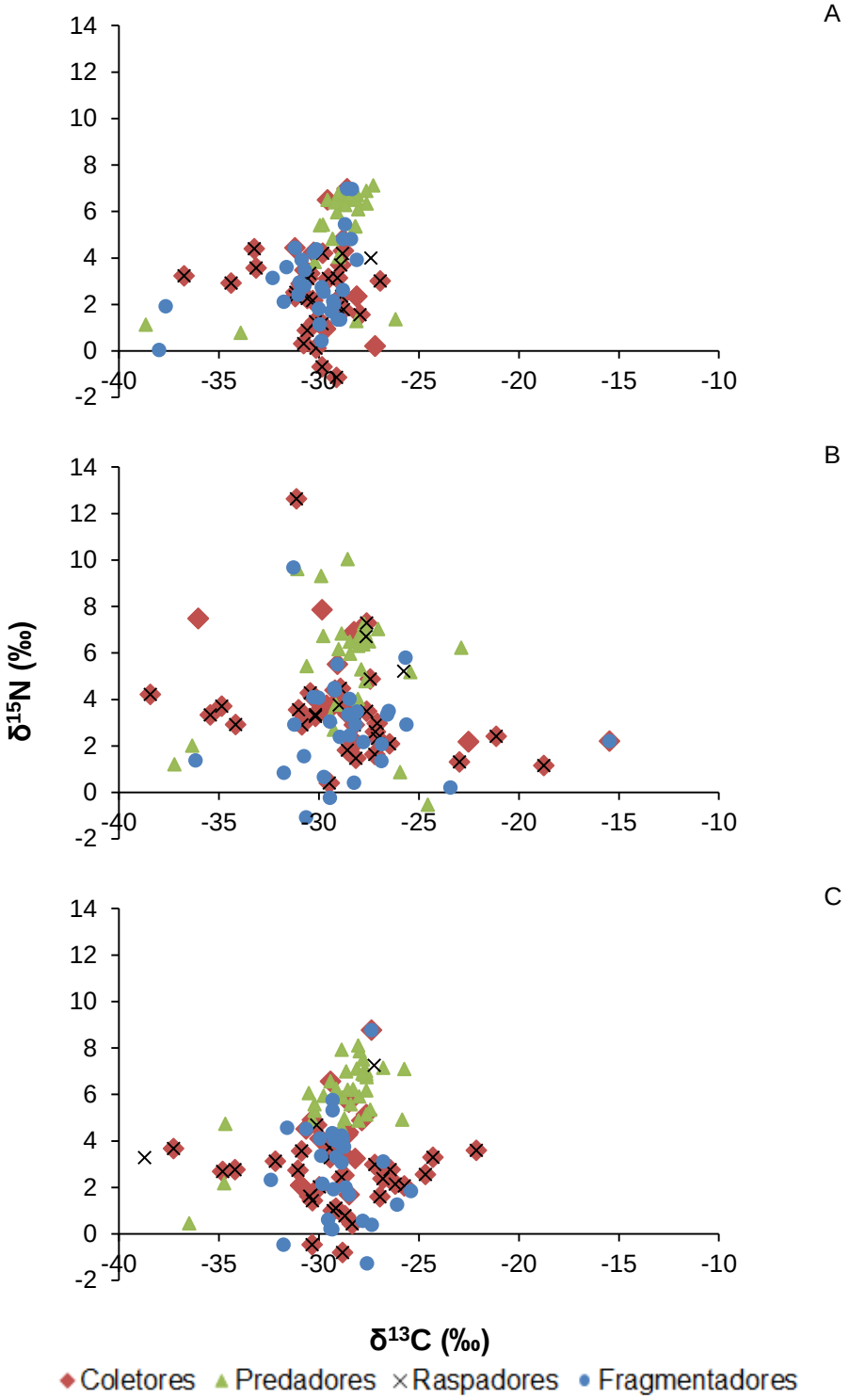

Figura 12 - Dispersão dos macroinvertebrados, classificados em seus grupos tróficos, coletados nos *litter bags* da floresta, (A) *Mollinedia schottiana*, (B) *Brachiaria brizantha* e (C) mistura das espécies

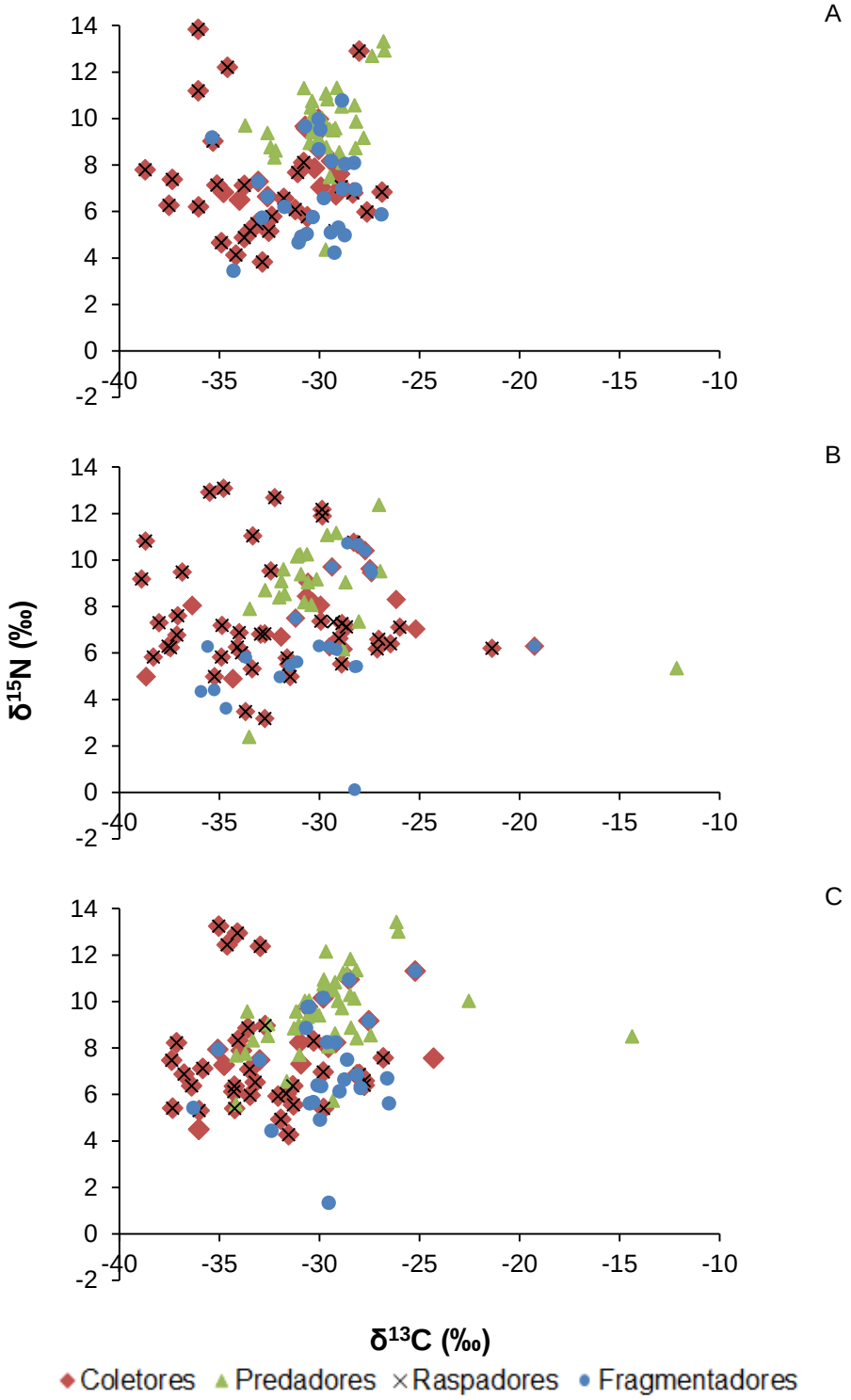

Figura 13 - Dispersão dos macroinvertebrados, classificados em seus grupos tróficos, coletados nos *litter bags* da pastagem, (A) *Mollinedia schottiana*, (B) *Brachiaria brizantha* e (C) mistura das espécies

Tanto os valores de $\delta^{13}C$ quanto de $\delta^{15}N$ foram significativamente diferentes apenas entre riachos e grupos tróficos funcionais, enquanto que não diferiram significativamente entre material vegetal e períodos de coleta.

4.4.1 Contribuição das fontes

As contribuições das fontes alóctones e autóctones foram calculadas para cada individuo analisado isotopicamente, sendo que os resultados que serão apresentados abaixo correspondem às médias dos macroinvertebrados aquáticos encontrados e analisados em cada ambiente e tratamento.

Os resultados calculados através do MixSIAR, por distribuição de probabilidades, foram diferentes entre os riachos (Tabela 10) e os tratamentos da pastagem (Figura 14 e 15). De maneira geral, na floresta, houve maior contribuição das plantas C_3 (acima dos 50%), seguido de plantas C_4, e baixa contribuição tanto de material particulado quanto de perifiton. No caso da pastagem, houve variação da contribuição entre os tratamentos, apesar disso, de forma geral, pode-se destacar as plantas C_3 e o perifiton com maior percentagem de contribuição como fontes alimentares para os macroinvertebrados e uma baixa percentagem de contribuição por parte das plantas C_4 e do material particulado.

Tabela 10 - Percentagem de contribuição total de cada fonte, média e desvio padrão, para os riachos

	Floresta	Pastagem
C_3	69,4 ± 8,8	31,1 ± 20,1
C_4	20,6 ± 5,3	12,2 ± 15,7
POC	5,0 ± 3,9	13,4 ± 16,5
Perifiton	5,0 ± 3,9	43,2 ± 25,2

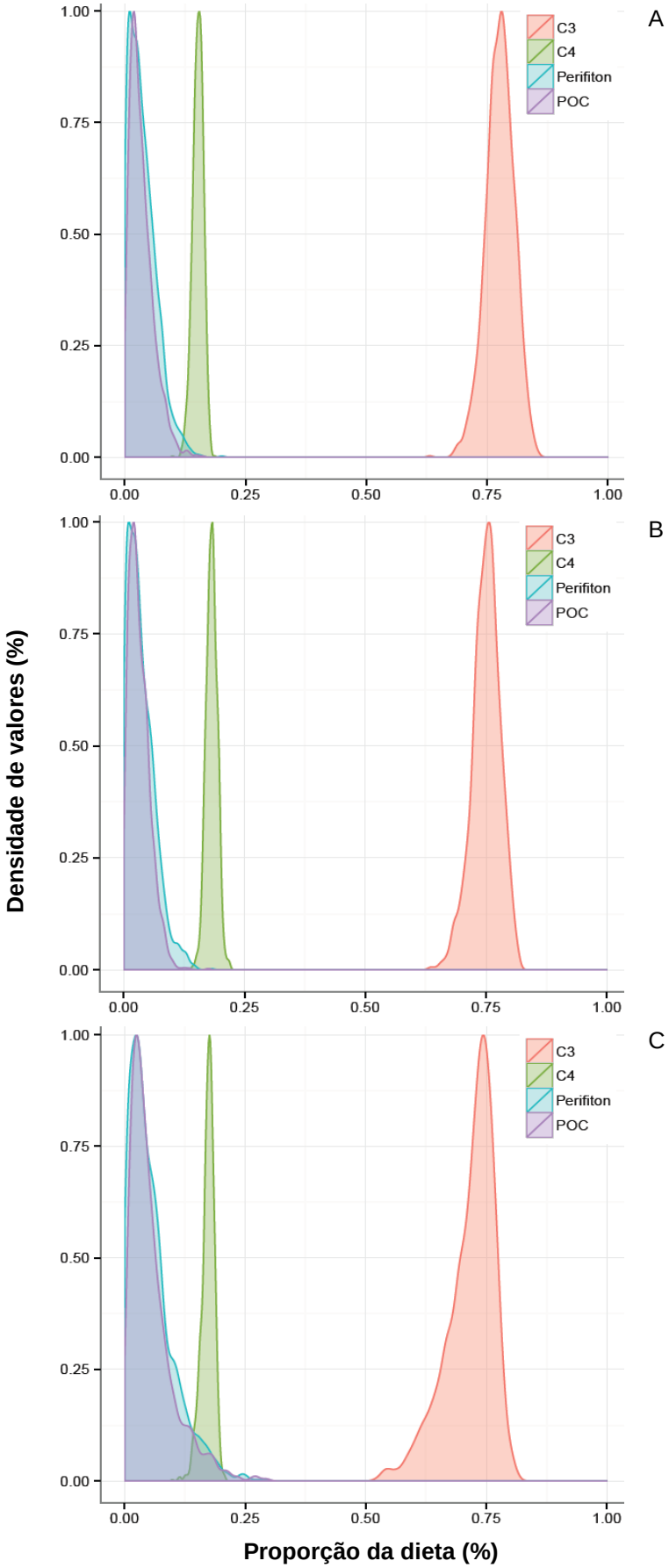

Figura 14 - Contribuição das fontes alimentares para os macroinvetebrados no riacho da floresta: (A) Floresta *M. schottiana*, (B) Floresta *B. brizantha* e (C) Floresta mistura

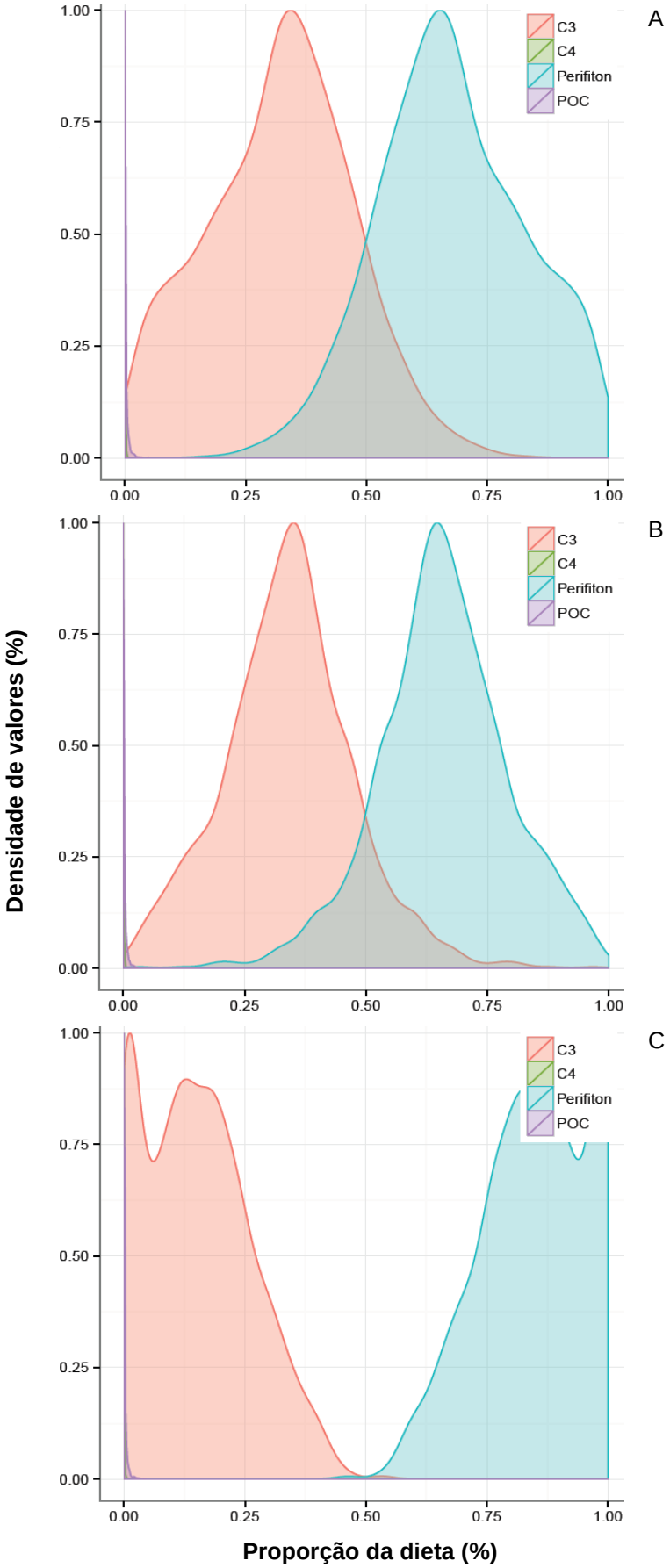

Figura 15 - Contribuição das fontes alimentares para os macroinvetebrados no riacho da pastagem: (A) Pastagem *M. schottiana*, (B) Pastagem *B. brizantha* e (C) Pastagem mistura

4.4.2 Posição trófica

Os macroinvertebrados, a partir da classificação em grupos tróficos funcionais, foram separados em posições tróficas calculadas a partir dos valores isotópicos de $\delta^{15}N$. No total, foram encontradas 6 posições tróficas, variando da posição 2 a 7 (Figura 16). Como citado anteriormente, a posição 1 é considerada dos organismos produtores e a 2 dos organismos *base line* utilizados para fazer o cálculo das posições.

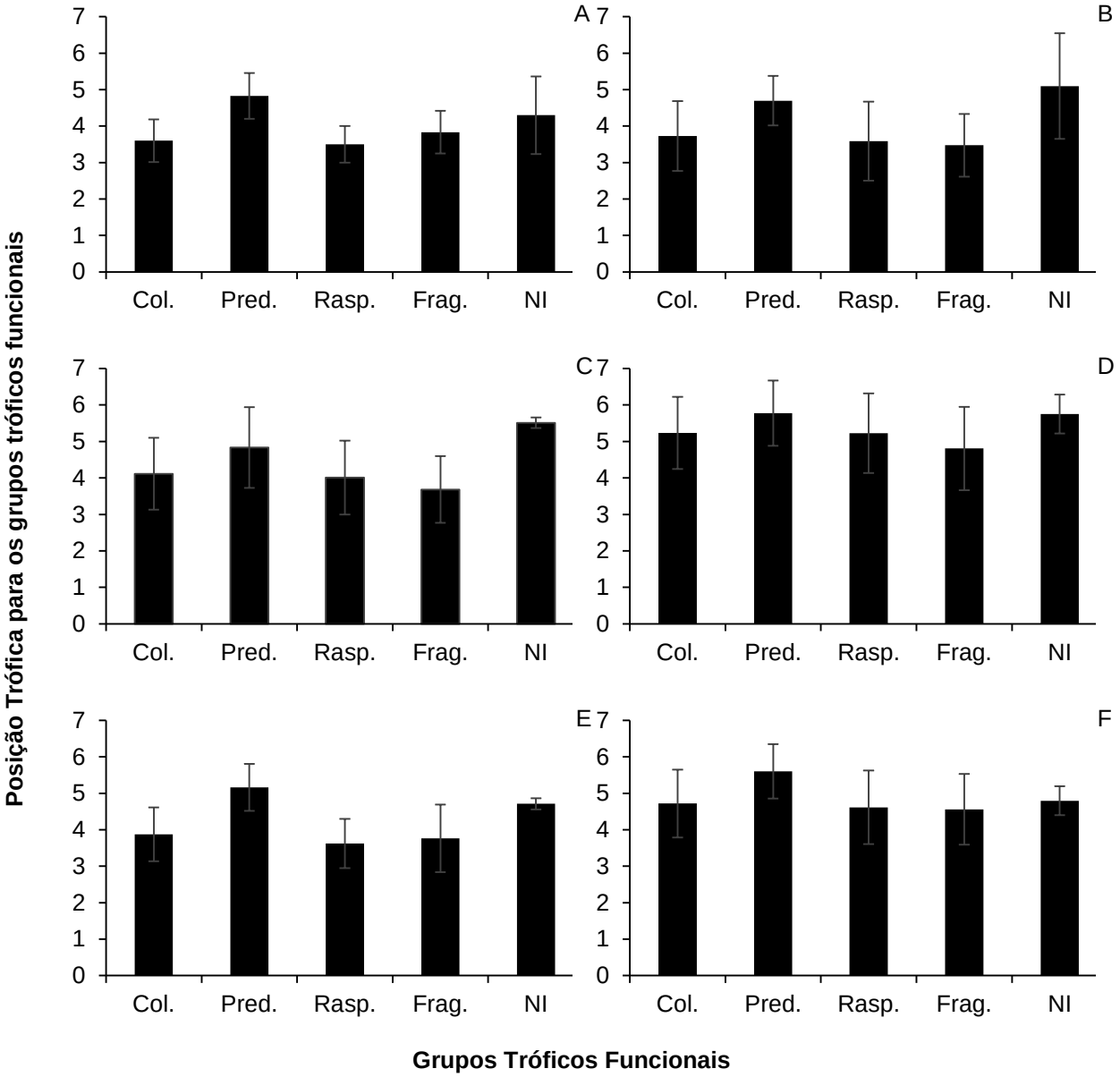

Figura 16 - Posição Trófica calculada para os grupos tróficos funcionais. (A) Floresta *M. schottiana*, (B) Pastagem *M. schottiana*, (C) Floresta *B. brizantha*, (D) Pastagem *B. brizantha*, (E) Floresta Mistura e (F) Pastagem Mistura. Coletor (Col.), Predador (Pred.), Raspador (Rasp.), Fragmentador (Frag.) e organismos não identificados (NI)

A posição trófica não diferiu estatisticamente (p-valor> 0,05), entre os três parâmetros calculados: riachos, tratamentos e grupos tróficos funcionais. De maneira geral, os organismos predadores foram pertencentes às posições mais altas. Os fragmentadores e raspadores foram os organismos com as menores posições tróficas.

5. DISCUSSÃO

As duas primeiras hipóteses previam que as taxas de decomposição sofrem alterações de acordo com o material a ser decomposto (C_3 ou C_4) e com o uso de solo do riacho (floresta e pastagem). Esperava-se uma decomposição mais rápida da *Mollinedia schottiana* comparando-se com a *Brachiaria brizantha*, visto que plantas C_4 são mais pobres nutricionalmente que as plantas que seguem o ciclo fotossintético C_3 (BARBEHENN; KAROWE; CHEN, 2004), além de uma decomposição mais rápida, de maneira geral, no riacho de pastagem, devido à alta incidência de luz e, consequentemente, maior temperatura, fatores que atuam positivamente na degradação (SUBERKROPP; CHAUVET, 1995; BARLOCHER; GRAÇA, 2002).

Os resultados desse estudo contrariam as primeiras hipóteses colocadas. Apesar de coeficientes de decomposição numericamente diferentes, só houve diferença significativa quando foram comparadas a *Mollinedia schottiana* com a *Brachiaria brizantha*, ambas na floresta, bem como entre as *Brachiaria brizantha* dos dois usos de solo. Ou seja, quando comparada a decomposição das duas espécies no riacho localizado na floresta, a *Brachiaria brizantha* se decompôs mais rapidamente que a *Mollinedia schottiana*, e quando comparados os usos do solo, apenas para a espécie *Brachiaria brizantha*, a decomposição da mesma foi maior na floresta que na pastagem. Esse resultado mostra que não necessariamente uma espécie nativa tem prioridade em seu ambiente, sendo conflitante com os resultados de Boyero et al. (2015), que encontraram decomposição maior ou similar das plantas nativas sobre as exóticas. Porém, Gonçalves Junior et al. (2012b), comparando a decomposição de uma espécie nativa com uma exótica (*Eucalyptus grandis*), também constataram uma decomposição mais rápida para a planta exótica. Além disso, não houve diferença entre as espécies misturadas e individuais, demonstrando que, nesse caso, uma espécie não exerceu influência sobre decomposição da outra.

Outros fatores são determinantes para a compreensão da dinâmica de decomposição no experimento realizado, pois, a velocidade de decomposição de detritos foliares varia, sendo dependente de fatores bióticos e abióticos (IRONS et al., 1994; GESSNER; CHAUVET; DOBSON, 1999; TANK et al., 2010).

Os fatores físicos e químicos das folhas variaram, sendo que ambas as espécies têm fatores que favorecem ou inibem a decomposição. No caso da *Mollinedia schottiana*, ela apresenta maiores teores de lignina, fibras e taninos condensados, que inibem a decomposição (GRAÇA, 2001; GONÇALVES JUNIOR; GRAÇA; CALLISTO, 2007; CARVALHO; UIEDA, 2009) e, ao mesmo tempo, apresenta alto teor de N que favorece o processo (FRIBERG; JACOBSEN, 1999). A *Brachiaria brizantha*, apesar da maior dureza, que confere resistência à folha (GESSNER, 2005; GONÇALVES JUNIOR; GRAÇA; CALLISTO, 2007), apresenta uma relação C/N maior e um baixo teor de lignina que atuam de forma contrária à dureza.

Adicionalmente, as características da água e do ambiente também podem interferir na decomposição. Sendo a pastagem uma área menos sombreada, ela terá maior incidência de luz e uma maior variação na temperatura, o que está diretamente relacionado com uma maior abrasão física, que aumenta a decomposição, (FERREIRA et al., 2006; CARVALHO; UIEDA, 2009), além de favorecer a produção autóctone e, como consequência, aumentar a quantidade de invertebrados dependentes deste recurso em detrimento de fragmentadores, o que pode acarretar em uma decomposição mais lenta (ENCALADA et al., 2010).

Considerando essas informações, os resultados obtidos sugerem que os teores de lignina, fibras e tanino, podem ter sido mais decisivos para que houvesse uma menor decomposição da *Mollinedia schottiana* ou ainda que o baixo teor de lignina encontrado na gramínea tenha contribuído para uma maior decomposição da *Brachiaria brizantha* através da abrasão física (CARVALHO; UIEDA, 2009). A variação na temperatura e incidência de luz pareceu ter baixa influência na decomposição das plantas, visto que o processo foi similar para a planta C_3, nos dois riachos, e no caso da planta C_4, esse processo foi menor na pastagem.

A partir dos coeficientes de decomposição, os detritos incubados foram classificados segundo sua velocidade de degradação. Ambas as espécies em ambos os riachos foram julgadas como de “rápida” decomposição (k>0,010), segundo Petersen e Cummins (1974). De maneira geral, são encontradas decomposições mais rápidas nas áreas de clima temperado e mais lentas nas regiões mediterrâneas e tropicais (GONÇALVES JUNIOR; FRANÇA; CALLISTO, 2006a; FERREIRA et al., 2012). O refino dos estudos apontou maior complexidade para determinação da taxa de decomposição foliar, sendo que esta é relacionada à

população de detritívoros e, que um ambiente tropical não apresenta necessariamente decomposição mais lenta, em relação aos ambientes temperados (MATHURIAU; CHAUVET, 2002; BOYERO et al., 2015).

Outras hipóteses, referentes aos macroinvertebrados, previam que sua fauna, tanto com relação aos táxons e índices ecológicos quanto com relação aos grupos tróficos funcionais, sofre alterações decorrentes das mudanças do uso do solo e ao material a ser decomposto, além de uma modificação de acordo com o período de incubação das folhagens. Esperava-se, por exemplo, que a abundância de alguns táxons indicadores de menor qualidade ambiental fosse maior no riacho de pastagem e que a riqueza de macroinvertebrados fosse maior nos riachos de floresta, sendo assim, esperava-se também uma maior diversidade na floresta.

A abundância de macroinvertebrados encontrada foi superior na pastagem em todos os tratamentos, variando entre coletas e riachos. Este ambiente obteve cerca de 60% do total de macroinvertebrados coletados no experimento. Carvalho (2008) também observou uma maior abundância de macroinvertebrados em área aberta, atribuindo o fato tanto ao material transportado pelo trecho a montante, cercado de vegetação ripária, quanto ao aumento de produtividade autóctone devido ao aumento na incidência de luz. Isso corrobora com o que foi encontrado, sendo que o riacho de pastagem do presente estudo possui características similares ao trabalho citado.

A riqueza encontrada variou numericamente de acordo com o período e foi maior, na totalidade do experimento, na floresta. Apesar disso, não houve diferença expressiva comparando-se tratamentos e ambientes. Quanto à diversidade, esta foi maior na floresta, primeiramente na *Mollinedia schottiana*, seguido da mistura das espécies e *Brachiaria brizantha*. Segundo Ricklefs (2010), a heterogeneidade e complexidade da estrutura da vegetação exercem influência sobre a biodiversidade do local e, quanto maiores, maior será a riqueza de espécies, sendo assim, pode-se esperar também uma maior diversidade.

A densidade aumentou ao longo do tempo de experimento e foi mais expressiva nos tratamentos incubados na pastagem e nos tratamentos de *Brachiaria brizantha*. Outros trabalhos também compartilham da correlação negativa entre densidade taxonômica total e peso remanescente (GONÇALVES JUNIOR et al., 2012a; OLIVEIRA; GONÇALVES; ALVES, 2014), ou seja, quanto menor o peso remanescente maior é a densidade. Gonçalves Junior et al. (2012b), comparando a

densidade de macroinvertebrados no processo de decomposição da espécie exótica *Eucalyptus grandis* com uma espécie nativa também verificou uma maior densidade na espécie exótica.

Como encontrado em Grubbs, Jacobsen e Cummins (1995) e Gonçalves Junior, Santos e Esteves (2004), as larvas de Chironomidae foram as mais abundantes quando comparadas com os outros invertebrados, variando de 45% dos organismos encontrados nas amostras de *Mollinedia schottiana* da floresta a 70% encontrados na mistura da pastagem. Esses organismos, em geral, são generalistas, dificultando sua classificação, porém, tem o poder de interferir na decomposição foliar, sendo importantes para o processo (ROSEMOND; PRINGLE; RAMÍREZ, 1998). Algumas ordens, como Coleoptera e Trichoptera, variaram bastante ao longo do tempo. No caso de Amphipoda, estes foram encontrados apenas na floresta enquanto que Oligochaeta foram encontrados apenas na pastagem. Essa relação de táxons reflete diretamente na composição dos grupos funcionais.

A classificação em grupos tróficos funcionais é ferramenta bastante útil, porém, hábitos alimentares em regiões tropicais ainda são pouco conhecidos. De acordo com Covich (1988) e Mathuriau e Chauvet (2002), em riachos neotropicais existe a dominância de consumidores generalistas nas cadeias tróficas.

A composição dos grupos tróficos funcionais variou principalmente quanto ao tempo de incubação. De modo geral, houve uma maior representação de coletores, fragmentadores e predadores, além de uma pequena representação dos raspadores. Segundo Encalada et al. (2010), as mudanças na cobertura do solo causam alterações em algumas variáveis dos rios, como aumento da incidência de luz, maior flutuação de temperaturas e menor aporte de material vegetal alóctone, que, por sua vez, alteram a comunidade bentônica e afetam processos como a decomposição. Em seu estudo em riachos tropicais, com diferentes usos de solo, no Equador, esses autores encontraram maior abundância de fragmentadores e coletores e menor abundância de predadores e raspadores na floresta, quando comparado com a pastagem. No presente estudo, foram encontrados valores similares de coletores e fragmentadores em ambos os usos de solo, enquanto que maiores valores de predadores na pastagem e maiores valores de raspadores na floresta.

Foram encontrados também maiores abundancias de fragmentadores nas amostras com *Mollinedia schottiana* e menores quantidades desses organismos nas

gramíneas, em ambos os riachos. Alguns autores também encontraram este efeito negativo de detritos exóticos sobre os macroinvertebrados fragmentadores (DAVIES; BOULTON, 2009; O'CONNOR et al., 2000), sendo a gramínea esse elemento exótico visto que a *Brachiaria brizantha* não é uma planta nativa. Gonçalves Junior et al. (2012a), por exemplo, atribui o efeito à baixa representação de fragmentadores em riachos tropicais, em geral, abaixo dos 10% (WANTZEN; WAGNER, 2006; GONÇALVES JUNIOR; GRAÇA; CALLISTO, 2007). Nesse trabalho, foram registradas porcentagens de fragmentadores elevadas para um riacho tropical.

A importância dos organismos decompositores, principalmente os fragmentadores, é bastante controversa. De maneira geral, a decomposição em riachos tropicais é atribuída à atividade microbiana devido a temperaturas mais altas (IRONS et al., 1994; MATHURIAU; CHAUVET, 2002; DOBSON et al., 2002; GONÇALVES et al., 2006a; MOULTON et al., 2010), sendo que os fragmentadores não desempenham um papel importante do processamento das folhas nesses riachos (RAMÍREZ; PRIGLE, 1998; DUDGEON; WU, 1999; RUEDA-DELGADO; WANTZEN; TOLOSA, 2006; GONÇALVES JUNIOR et al., 2012b) devido a sua baixa abundancia nesses riachos (BOYERO et al., 2012).

Figueiredo (Informação pessoal)[1] analisou a decomposição foliar nos mesmo riachos, com os mesmos tratamentos e durante o período do presente estudo, porém com *litter bags* de malha de 0,5 mm, excluindo assim, a ação da abrasão física e dos macroinvertebrados. Em seu estudo, ao final de 90 dias de experimento, encontrou pesos remanescentes por volta de 45% e 50% para a *Mollinedia schottiana* da floresta e da pastagem, respectivamente, enquanto que, para a gramínea, encontrou pesos remanescentes próximos a 10% e 20% na floresta e na pastagem, respectivamente. Ao compararmos esses resultados com do presente estudo, podemos inferir que, principalmente no caso da *Mollinedia schottiana*, houve grande abrasão física ou os fragmentadores tiveram importância no processo, visto que a decomposição foi bastante diferenciada entre os *litter bags*, sendo mais rápida nos de malha grossa. Enquanto que a variação entre as *Brachiaria brizantha* das diferentes malhas indicou uma decomposição mais próxima, mesmo sendo maior na malha grossa. Os resultados desse estudo podem confrontar com os estudos citados anteriormente, mas, por outro lado, corroborar com alguns estudos como Cheshire et

[1] FIGUEIREDO, A.F. CENA/USP, 2015.

al. (2005), que também atribuíram certa importância a esses organismos no processo.

As últimas hipóteses são referentes às taxas de incorporação das plantas pelo macroinvertebrados e suas preferências alimentares, onde é proposto que há alterações, de ambas, de acordo com o ciclo fotossintético da planta, sendo que os macroinvertebrados terão preferência alimentar e, consequente maior incorporação, pela planta C_3. O uso dos isótopos estáveis de carbono ($\delta^{13}C$) e nitrogênio ($\delta^{15}N$) é uma ferramenta bastante eficiente em estudo dos fluxos de energia nos ecossistemas (POST, 2002), permitindo traçar a ingestão e assimilação de um alimento por um organismo.

Com relação ao material vegetal, os valores de $\delta^{13}C$ e $\delta^{15}N$ foram mais enriquecidos na pastagem que na floresta. De acordo com Martinelli et al (2009), as gramíneas têm valores isotópicos de $\delta^{13}C$ mais positivos, devido a seu ciclo fotossintético. Além disso, de acordo com estes mesmos autores, em um ambiente com menor incidência de luz e maior disponibilidade de água, características de uma floresta, as plantas C_3 têm valores mais negativos de $\delta^{13}C$ do que em ambientes com características opostas, como a pastagem (MARTINELLI et al., 2009).

As mudanças no uso do solo foram responsáveis por modificações nas fontes alimentares dos macroinvertebrados, tanto com relação às taxas de incorporação quando com relação às preferências alimentares. Com os resultados isotópicos de contribuição das fontes para esses organismos, fica evidente essa mudança no padrão alimentar. Na floresta, a maior contribuição para os organismos foi das plantas C_3, em média, 70% do total incorporado naquele ambiente, em todos os tratamentos, enquanto que, na pastagem, houve uma maior contribuição do perifiton (em média 40%), seguido da planta C_3 (em média 30%). Analisando individualmente, são poucos os macroinvertebrados, mesmo na pastagem e nos tratamentos com a gramínea, que obtiveram valores referentes à C_4 ou misturas com maior contribuição da C_4 somados a outras fontes. Mais de 95% dos indivíduos analisados isotopicamente obtiveram valores de $\delta^{13}C$ inferiores a -25‰, indicando a baixa ou nenhuma contribuição das plantas C_4.

Os resultados obtidos, assim como os de Pettit et al. (2012), sugerem a importância dos bancos de folhas em riachos, tanto para aqueles localizados na floresta quanto aqueles da pastagem, como fonte alimentar para os

macroinvertebrados. Como consequência, sugerem também a importância da mata ripária para os sistemas aquáticos. Adicionalmente, em um riacho com alta incidência de luz, como é o caso do riacho da pastagem, é possível também perceber a importância do material autóctone para o sistema, sendo responsável por grande parte do material consumido pelos macroinvertebrados nesse riacho. Watson e Barmuta (2011), estudando um rio do sul da Austrália, também constataram uma alta influência do material autóctone, neste caso, principalmente as macrófitas aquáticas. Em contrapartida, Tassoni Filho (2010), estudando riachos da mesma região do presente estudo, demonstrou que em riachos de pastagens a contribuição de plantas C_4 para a assembleia de macroivertebrados pode chegar a 50% em relação às fontes C_3.

Com relação ao $\delta^{15}N$, houve diferenças entre os riachos, sendo os macroinvertebrados mais enriquecidos na pastagem do que na floresta, refletindo o padrão encontrado nas fontes. Com relação aos grupos tróficos, de maneira natural, os predadores foram mais enriquecidos que os demais grupos, visto que, sendo os consumidores de topo entre os organismos comparados, há o acréscimo de $\delta^{15}N$ a medida que aumenta o nível trófico (McCUTCHAN et al., 2003). Os organismos utilizados como *base line* foram representados principalmente por fragmentadores e raspadores, sendo os primeiros aqueles que atuam diretamente na conversão da matéria orgânica particulada grossa em matéria orgânica particulada fina e, os segundos, os que podem atuar de maneira indireta na fragmentação, raspando o material vegetal (GONÇALVES JUNIOR et al., 2012a).

Apesar de a pastagem ser mais enriquecida com relação ao isótopo estável de nitrogênio, não houve diferenças gerais com relação às posições tróficas entre a floresta e a pastagem. As teias alimentares não foram completamente diferentes, pois a amplitude dos dados é semelhante, a diferença entre o táxon basal e a última posição trófica de ambos os usos de solo é próxima. É possível que resultados diferentes possam ser encontrados se analisarmos outras frações da teia alimentar, incluindo outros animais encontrados nos riachos, como os peixes. Isso pode indicar uma mudança na estrutura trófica, mas a análise apenas dos macroinvertebrados aquáticos, não permite chegar a esta conclusão.

6. CONCLUSÕES

Com os resultados do estudo chegam-se as seguintes conclusões, com relação às hipóteses colocadas:

- A decomposição dos detritos foliares, em um mesmo uso de solo, foi diferente entre as plantas C_3 e C_4 apenas no riacho localizado na floresta. E, entre usos de solo, apenas a decomposição da C_4 se diferiu.
- A abundância e a densidade de macroinvertebrados foram diferentes entre os tempos de coleta e os usos de solo, porém, quando comparados entre detritos de um mesmo uso do solo, houve diferença apenas quanto às densidades. A riqueza se comportou de maneira similar entre todos os parâmetros usados e a diversidade, sendo, de modo geral, maior nos detritos incubados na área florestal.
- A densidade dos grupos tróficos funcionais foi diferente quanto ao tempo de incubação dos detritos foliares, sendo similar entre os outros critérios.
- As taxas de incorporação das plantas e consequente preferência alimentar, de forma geral, foram diferentes apenas entre riachos. Na floresta destaca-se o uso das C_3 e, na pastagem, destaca-se o uso das C_3 e do perifiton como fontes principais.

Vale ressaltar que no presente estudo as composições químicas dos detritos foliares aparentaram ser mais importantes no processo de decomposição do que as características dos riachos. Porém, a alta incidência de luz e maiores temperaturas na pastagem, apesar de não aparentarem atuar diretamente na decomposição, foram essenciais na produção autóctone e responsáveis pelas mudanças no padrão alimentar dos macroinvertebrados.

A atuação da abrasão física e dos macroinvertebrados fragmentadores acabaram se confundindo na etapa de fragmentação, apesar desses organismos aparentarem certa importância no processo de decomposição. Para um melhor entendimento da fragmentação nesse processo seria necessário, por exemplo, analisar em conjunto com os isótopos, outras ferramentas. Os isótopos estáveis dão uma ideia da origem da fonte, porém, dado que a classificação dos grupos tróficos em ambientes tropicais ainda é controversa, não é possível afirmar categoricamente a importância desses organismos.

Podemos reforçar também o já conhecido papel da vegetação ripária para os riachos, sendo que, a substituição de florestas por pastagem modifica a transferência de matéria e energia nesses ambientes, bem como a biota dependente desses processos. Assim, a conservação das áreas de mata riparia de riachos é de grande importância para a manutenção dos ecossistemas aquáticos e outros adjacentes.

REFERÊNCIAS

ABELHO, M. From litterfall to breakdown in streams: a review. **The Scientific World Journal**, Hackensack, v. 1, p. 656–680, 2001.

ANDERSON, C.; CABANA, G. Estimating the trophic position of aquatic consumers in river food webs using stable nitrogen isotopes. **Journal of the North American Benthological Society**, Schaumburg, v. 26, n. 2, p. 273–285, 2007.

BARBEHENN, R.V.; KAROWE, D.N.; CHEN, Z. Performance of a generalist grasshopper on a C3 and a C4 grass: compensation for the effects of elevated CO2 on plant nutritional quality. **Oecologia**, Berlin, v. 140, p. 96-103, 2004.

BÄRLOCHER, F.; GRAÇA, M.A.S. Exotic riparian vegetation lowers fungal diversity but not leaf decomposition in Portuguese streams. **Freshwater Biology**, Oxford, v. 47, p. 1123-1135, 2002.

BÄRLOCHER, F.; GRAÇA, M.A.S. Total phenolics. In: GRAÇA, M.A.S., BÄRLOCHER, F.; GESSNER, M.O. **Methods to study litter decomposition**: a practical guide, Berlin: Springer. 2005. p. 45-48.

BITAR, A.L.; ANTONIO, R.M.; BIANCHINI JUNIOR, I. Degradação anaeróbia de folhas e galhos, cascas e serapilheira. **Acta Limnologica Brasiliensia**, Rio Claro, v. 14 p. 17-26, 2002.

BJELKE, U. Processing of leaf matter by lakedwelling shredders at low oxygen concentrations. **Hydrobiologia**, Den Haag, v. 539, p. 93-98, 2005.

BOYERO, L.; PEARSON, R. G.; DUDGEON, D.; GESSNER, M. O.; BOULTON, A. J.; CHAUVET, E.; YULE, C. M.; ALBARIÑO, R. J.; RAMÍREZ, A.; HELSON, J. E.; CALLISTO, M.; ARUNACHALAM, M.; CHARÁ, J.; FIGUEROA, R.; MATHOOKO, J. M.; GONÇALVES, J. F.; MORETTI, M. S.; CHARÁSERNA, A. M.; DAVIES, J. N.; ENCALADA, A.; LAMOTHE, S.; BURIA, L. M.; CASTELA, J.; CORNEJO, A.; LI, A. O. Y.; M'ERIMBA, C.; VILLANUEVA, V. D.; DEL CARMEN ZÚÑIGA, M.; SWAN, C. M.; BARMUTA, L. A. Global patterns of stream detritivore distribution: implications for biodiversity loss in changing climates. **Global Ecology and Biogeography**, Oxford, v. 21, p. 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.; ARUNACHALAM, M.; MATHOOKO, J.; HELSON, J.E.; RINCÓN, J.; BRUDER, A.; CORNEJO, A.; FLECKER, A.S.; MATHURIAU, C.; M'ERIMBA, C.; GONÇALVES JUNIOR, J.F.; MORETTI, M.; JINGGUT, T. Leaf-litter breakdown in tropical streams: is variability the norm. **Freshwater Science**, Springfield, v. 34, n. 2, 2015.

BRITO, E.F.; MOULTON, T.P.; SOUZA, M.L.; BUNN, S.E. Stable isotope analysis indicates microalgae as the predominant food source of fauna in a coastal forest stream, south-east Brazil. **Austral Ecology**, Carlton, v. 31, p. 623–633, 2006.

CALIJURI, M.C.; BUBEL, A.P. Conceituação de microbacias. In: LIMA, W.P.; ZÁKIA, M.J.B. (Org.). **As florestas plantadas e a água**: implementando o conceito da microbacia como unidade de planejamento. São Carlos: RiMa, 2006. cap. 4, p. 45-60.

CARVALHO, E.M. **Dinâmica do aporte de material alóctone e de seu processamento por invertebrados bentônicos em um riacho tropical**. 2008. 98 f. Tese (Doutorado) - Instituto de Biociências de Botucatu, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2008.

CARVALHO, E.M.; UIEDA, V.S. Seasonal leaf mass loss estimated by litter bag techniquein two contrasting stretches of a tropical headstream. **Acta Limnologica Brasiliensia**, Rio Claro, v. 21, n. 2, p. 209-215, 2009.

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

CLARK, I.D.; FRITZ, P. **Environmental Isotopes in Hydrogeology**. Boca Raton: CRC Press, 1997.

CONSERVATION INTERNATIONAL. Disponível em: http://www.conservation.org.br/onde/mata_atlantica/>. Acesso em: 30 mar. 2015.

COVICH, A.P. Geographical and historical comparisons of neotropical streams: biotic diversity and detrital processing in highly variable habitats. **Journal of the North American Benthological Society**, Schaumburg, v. 7, p. 361-386, 1988.

CUMMINS, K.W.; KLUG, M.J. Feeding ecology of stream invertebrates. **Annual Review in Ecology and Systematics**, v. 10, p. 147-172, 1979.

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. **Annual Review in Ecology and Systematics,** v. 28, p. 491–503, 2009.

DAWSON, T.E.; BROOKS, P.D. Fundamentals of stable isotope chemistry and measurement. In: UNKOVICH, M.; PATE, J.; McNEILL, A.; GIBBS, D.J. **Stable Isotope techniques in the study of biological processes and functioning of ecosystems**. Dordrecht, Kluwer Academic, 2001. p. 1-18.

DEAN, W. **A ferro e fogo**: a história e a devastação da Mata Atlântica Brasileira. São Paulo, Companhia das Letras, 1996.

DeNIRO, M.J.; EPSTEIN, S. Influence of diet on the distribution of carbon isotopes in animals. **Geochemica et Cosmochimica Acta**, Oxford, v. 42, p. 495-506, 1978.

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

DOMÍNGUEZ, E.; FERNÁNDEZ, H.R. **Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos**: sistemática y biologia. Tucumán: Fundación Miguel Lillo, 2009.

DUDGEON, D.; WU, K.K.Y. Leaf litter in a tropical stream: food or substrate for macroinvertebrates? **Archiev für Hydrobiologie,** Stuttgart, v. 146, p. 65-82, 1999.

ELOSEGI, A.; POZO, J. Litter Input. In: GRAÇA, M.A.S.; BARLOCHER, F.; GESSENER M.O. (Ed.). **Methods to study litter decomposition**: a practical guide. Dordrecht: Springer, 2005. p. 3-11.

ENCALADA, A.C.; CALLES, J.; FERREIRA, V.; CANHOTO, C.M.; GRAÇA, M. Riparian land use and the relationship between the benthos and litter decomposition in tropical montane streams. **Freshwater Biology**, Oxford, v. 55, p. 1719-1733, 2010.

FARJALLA, V.F.; MARINHO, C.C.; ESTEVES, F.A. Uptake of oxygen in the initial stages of decomposition of aquatic macrophytes and detritus from terrestrial vegetation in a tropical coastal lagoon. **Acta Limnologica Brasiliensia**, Rio Claro, v. 11, p. 185-193, 1999.

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**, Stuttgart, v. 165, p. 493-513, 2006.

FERREIRA, A.; CYRINO, J.E.P.; DUARTE-NETO, P.J.; MARTINELLI, L.A. Permeability of riparian forest strips in agricultural, small subtropical watersheds in south-eastern Brazil. **Marine and Fresh Water Research**, Clayton South, v. 63, n. 12, p. 1272-1282, 2012.

FISHER, S.G.; GRIMM, N.B.; MARTI, E.; HOLMES, R.M.; JONES JUNIOR, J.B. Material spiralling in stream corridors: a telescoping ecosystem model. **Ecosystems**, New York, v. 1, p. 19–34, 1998.

FORSBERG, B.R.; ARAUJO-LIMA, C.A.R.M.; MARTINELL, L.A.; VICTORIA, R.L.; BONASSI, J.A. Autotrophic carbon sources for fish of the central amazon. **Ecology**, Washington, v. 74, n. 3, p. 643-652, 1993.

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

GESSNER, M.O.; CHAUVET, E.; DOBSON, M.A. perspective on leaf litter breakdown in streams. **Oikos,** Copenhagen, v. 85, p. 377-384, 1999.

GESSNER, M.O. Proximate lignin and cellulose. In: GRAÇA, M.A.S.; BARLOCHER, F.; GESSNER, M.O. **Methods to study litter decomposition**: a practical guide. Dordrecht: Springer, 2005. p. 115–120.

GIMENES, K.Z.; CUNHA-SANTINO, M.B.; BIANCHINI JUNIOR, I. Decomposição de matéria orgânica alóctone e autóctone em ecossistemas aquáticos. **Oecologia Australis**, Rio de Janeiro, v. 14, n. 4, p. 1036-1073, 2010.

GONÇALVES JUNIOR, J.F.; 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**, Den Haag, v. 527, p. 125-137, 2004.

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

GONÇALVES JUNIOR, J.F.; FRANÇA, J.S.; MEDEIROS, A.O.; ROSA, C.A.; CALLISTO, M. Leaf breakdown in a tropical stream. **International Review of Hydrobiologia**, Den Haag, v. 91, p. 164-177, 2006b.

GONÇALVES JUNIOR, J. F.; 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**, Oxford, v. 52, p. 1440–51, 2007.

GONÇALVES JUNIOR, J. F.; REZENDE, R. S.; MARTINS, N. M.; GREGÓRIO, R. S. Leaf breakdown in an Atlantic rain-forest stream. **Austral Ecology**, Carlton, v. 37, p. 807-815, 2012a.

GONÇALVES JUNIOR, J. F.; REZENDE, R.S.; FRANÇA, J.; CALLISTO, M. Invertebrate colonisation during leaf processing of native, exotic and artificial detritus in a tropical stream. **Marine and Freshwater Research**, East Melbourne, v. 63, p. 428-439, 2012b.

GONÇALVES JUNIOR, J.F.; MARTINS, R.T.; OTTONI, B.M.P.; COUCEIRO, S.R.M. Uma visão sobre a decomposição foliar em sistemas aquáticos brasileiros. In: HAMADA, N.; NESSIMIAN, J.L.; QUERINO, R.B. I**nsetos aquáticos na Amazônia Brasileira**: taxonomia, biologia e ecologia. Manaus: Editora do INPA, 2013. p. 89-116.

GRAÇA, M.A.S. The role of invertebrates on leaf litter decomposition in streams: a review. **International Review of Hydrobiology**, Berlin, v. 86, p.383-393, 2001.

GRAÇA, M.A.S.; BARLOCHER, F.; GESSENER M.O. **Methods to study litter decomposition**: a practical guide. Dordrecht: Springer, 2005.

GRUBBS, S.A.; JACOBSEN, R.E.; CUMMINS, K.W. Colonization by Chironomidae (Insecta, Diptera) on three distinct leaf substrates in an Appalachian mountain stream. **Annales de Limnologie**. Cambridge, v, 31, p. 105-118, 1995.

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

KENNEDY, B.V.; KROUSE, H.R. Isotope fractionation by plants and animals: Implications for nutrition research. **Canadian Journal of Physiology and Pharmacology**, Ottawa, v. 68, p. 960–972, 1990.

KLEINE, P.; TRIVINHO–STRIXINO, S. Chironomidae and other aquatic macroinvertebrates of a first order stream: community response after habitat fragmentation. **Acta Limnologica Brasiliensia**, Rio Claro, v. 17, n. 1, p. 81-90, 2005.

LOPES, C.A. **Variabilidade de isótopos estáveis de carbono e de isótopos estáveis de nitrogênio**. 2001. 47 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais) – Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2001.

MARTINELLI, L.A.; VICTÓRIA, R.L.; MATSUI, E.; FORSBERG, B.R.; MOZETO, A.A. Utilização das variações de d13C no estudo de cadeias alimentares em ambientes aquáticos: princípios e perspectivas. **Acta Limnologica Brasiliensia**, Rio Claro, v. 11, p. 859-882, 1988.

MARTINELLI, L.; OMETTO, J.P.; FERRAZ, E.; VICTORIA, R.; CAMARGO, P.B.; MOREIRA, M.Z. **A composição isotópica do carbono na hidrosfera**: desvendando questões ambientais com isótopos estáveis. São Paulo: Oficina de Textos, cap. 8, p. 80-91, 2009.

MARTINELLI, L.A.; JOLY, C.A.; NOBRE, C.A.; SPAROVEK, G. A falsa dicotomia entre a preservação da vegetação natural e a produção agropecuária. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 10, n. 4, p. 323-330, 2010.

MATHOOKO, J.M.; M'ERIMBA, C.M.; LEICHTFRIED, M. Decomposition of leaf litter of Dombeyagoetzeniiin the Njoro River, Kenya. **Hydrobiologia**, Den Haag, v. 418, p. 147-152, 2000.

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

McCUTCHAN, J.H.; LEWIS, W.M.; KENDALL, C.; MCGRATH, C.C. Variation in trophic shift for stable isotope ratios of carbon, nitrogen, and sulfur. **Oikos,** Copenhagen, v. 102, p. 378–390, 2003.

MERRITT, R.W.; CUMMINS, K.W.; BERG, M. **An introduction to the aquatic insects of North America**. Dubuque: Kendall/Hunt, 2008.

MONTEIRO, J.M.; ALBUQUERQUE, U.P.; ARAÚJO, E.L. Taninos: uma abordagem da química à ecologia. **Química Nova**, São Paulo, v. 28, p. 892-896, 2005.

MORETTI, M.S.; LOYOLA, R.D.; BECKER, B.; CALLISTO, M. Leaf abundance and phenolic concentrations codetermine the selection of case-building materials by Phylloicus sp. (Trichoptera, Calamoceratidae). **Hydrobiologia**, Den Haag, v. 630, p. 199-206. 2009.

MOTTA, R.L.; UIEDA, V.S Diet and trophic groups of an aquatic insect community in a tropical stream. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 64, n. 4, p. 809-817, 2004.

MOORE, J.C.; BERLOW, E.L.; COLEMAN, D.C.; RUITER, P.C.; DONG, Q.; HASTINGS, A.; JOHNSON, N.C.; MCCANN, K.S.; MELVILLE, K.; MORIN, P.J.; NADELHOFFER, K.; ROSEMOND, A.D.; POST, D.M.; SABO, J.L.; SCOW, K.M.; VANNI, M.J.; WALL, D.H. Detritus, trophic dynamics and biodiversity. **Ecology Letters**, Oxford, v. 7, p. 584–600, 2004.

MOULTON, T. P. Saúde e integridade do ecossistema e o papel dos insetos aquáticos, pp. 123-140. In: NESSIMIAN, J.L.; CARVALHO, A.L. **Ecologia de insetos aquáticos**. Rio de Janeiro: UFRJ, 1998.

MOULTON, T.P.; MAGALHÃES-FRAGA, S.A.P.; BRITO, E.F.; BARBOSA, F.A. Macroconsumers are more important than specialist macroinvertebrate shredders in leaf processing in urban foret stream of Rio de Janeiro, Brazil. **Hydrobiologia**, Den Haag, v. 638, p. 55-66, 2010.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R.A.; MITTERMEIER, C.G.; FONSECA, G.A.B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, London, v. 403, p. 852-858, 2000.

O'CONNOR, P.J.; COVICH, A.P.; SCATENA, F.N.; LLOYD, L.L. Non-indigenous bamboo along headwater streams of the Luquillo Mountains, Puerto Rico: leaf fall, aquatic leaf decay and patterns of invasion. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 16, p. 499–516, 2000.

OYAKAWA, O.T.; AKAMA, A.; MAUTARI, K.C.; NOLASCO, J.C. **Peixes de riachos da Mata Atlântica nas unidades de conservação do Vale do Rio Ribeira de Iguape no estado de São Paulo**. São Paulo: Editora Neotropica, 2006.

OLIVEIRA, V.C.; GONÇALVES, E.A.; ALVES, R.G. Colonisation of leaf litter by aquatic invertebrates in an Atlantic Forest stream. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 74, n. 2, p. 267-273, 2014.

PEREIRA, A.L.; BENEDITO, E. Isótopos estáveis em estudos ecológicos: métodos, aplicações e perspectivas. **Revista de Biociências**, Taubaté, v. 13, n. 1-2, p. 16-27, 2007.

PETERSEN, R.C.; CUMMINS, K.W. Leaf processing in a woodland stream. **Freshwater Biology**, Oxford, v. 4, p. 343-368, 1974.

PETERSON, B.J.; FRY, B. Stable isotopes in ecosystem studies. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, v. 18, p. 293-320, 1987.

PETTIT, N.E.; DAVIES, T.; FELLMAN, J.B.; GRIERSON, P.F.; WARFE, D.M.; DAVIES, P.M. Leaf litter chemistry, decomposition and assimilation by macroinvertebrates in two tropical streams **Hydrobiologia**, Den Haag, v. 680, p. 63-77, 2012.

PINTO, L.P.; BEDÊ, L.; PAESE, A.; FONSECA, M.; PAGLIA, A.; LAMAS, I. Mata Atlântica Brasileira: os desafios para conservação da biodiversidade de um hotspot mundial. In: ROCHA, C.F.D.; BERGALLO, H.G.; SLUYS, M.V.; ALVES, M.A.S. (Ed.). **Biologia da conservação**: essências. São Carlos: Rima, 2006. p. 91-118.

PIMM, S.L. **Food webs**. Chicago: University of Chicago Press, 2002.

POST, D.M. Using stable isotopes to estimate trophic position: models, methods and assumptions. **Ecology**, Washington, DC, v. 83, n. 3, p. 703-718, 2002.

RAMÍREZ, A.; PRINGLE, C.M. Structure and production of a benthic insect assemblage in a Neotropical stream. **Journal of the North American Benthological Society**, Schaumburg, v. 17, p. 443-463, 1998.

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

RICKLEFS, R.E. **A economia da natureza**. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2010.

RINCÓN, J.; MARTÍNEZ, I. Food quality and feeding preferences of Phylloicus sp. (Trichoptera: Calamoceratidae). **Journal of the North American Benthological Society**, Schaumburg, v. 25, p. 209–215, 2006.

ROBINSON, C.T.; GESSNER, M.O. Nutrient addition accelerates leaf breakdown in an alpine springbrook. **Oecologia**, Berlin, v. 122, p. 258-263, 2000.

RODRIGUES, R.R.; LEITÃO FILHO, H.F. **Matas ciliares, conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP, 2000.

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

ROSEMOND, A.D.; PRINGLE, C.M.; RAMÍREZ, A. Macroconsumer effects on insect detritivores and detritus processing in a tropical stream. **Freshwater Biology**, Oxford, v. 39, p. 515–523, 1998.

RUEDA-DELGADO, R.; WANTZEN, K.M.; TOLOSA, M.B. Leaf-litter decomposition in an Amazonian floodplain stream: effects of seasonal hydrological changes. **Journal of the North American Benthological Society**, Schaumburg, v. 25, n. 1, p. 233-249, 2006.

SABINO, J.; CASTRO, R.M.C. Alimentação, período de atividade e distribuição espacial dos peixes de um riacho da floresta Atlântica (Sudeste do Brasil). **Revista Brasileira de Biologia**, São Carlos, v. 50, n. 1, p. 23-36, 1990.

SALEMI, L.F. **Balanço de água e de nitrogênio em uma microbacia coberta por pastagem no litoral norte do Estado de São Paulo.** 2009. 86 f. Dissertação (Mestrado) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2009.

SETZER, J. **Atlas climático e ecológico do Estado de São Paulo.** São Paulo: Comissão Interestadual da Bacia Paraná-Uruguai, 61 p. 1966.

SMITH, B.N.; EPSTEIN, S. Two categories of 13C/12C rations for higher plants. **Plant Physiology**, Lancaster, v. 47, p. 380-384, 1971.

SOS MATA ATLÂNTICA. Disponível em: < https://www.sosma.org.br/projeto/atlas-da-mata-atlantica/dados-mais-recentes/>. Acesso em: 13 jul. 2015.

STOCK, B.C.; SEMMENS, B. MixSIAR user manual. 2013. Disponível em: < https://github.com/brianstoock/MixSIAR>. Acesso em: 15 jul. 2015.

SUBERKROPP, K.; CHAUVET. E. Regulation of leaf breakdown by fungi in streams: Influences of water chemistry. **Ecology**, Brooklyn, v. 76, p. 1433-1445, 1995.

TANK, J.L.; ROSI-MARSHALL, E.J.; GRIFFITHS, N.A.; ENTREKIN, S.A.; STEPHEN, M.L. A review of allochthonous organic matter dynamics and metabolism in streams. **Journal of the North American Benthological Society**, Schaumburg, v. 29, p. 118-46, 2010.

TASSONI FILHO, M. **Estudo da assembleia de macroinvertebrados em riachos da Mata Atlântica, utilizando a técnica isotópica de δ13C e δ15N**. 2010. 79 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas) - Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2010.

TOWNSEND, C.R.; RILEY, R.H. Assessment of river health: accounting for perturbation pathways in physical and ecological space. **Freshwater Biology**, Oxford, v. 41, p. 393-405, 1999.

VANDER ZANDEN, M.J.; CABANA, G.; RASMUSSEN, J.B. Comparing trophic position of freshwater fish calculated using stable nitrogen isotope ratios (δ15N) and literature dietary data. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, Ottawa, v. 54, p. 1142–1158, 1997.

VANDER ZANDEN, M.J.; SHUTER, B.J.; LESTER, N.L.P.; RASMUSSEN, J.B. Within- and among-population variation in the trophic position of a pelagic predator, lake trout (*Salvelinus namaycush*). **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, Ottawa, v. 57, p. 725–731, 2000.

VANNOTE, R.L.; MINSHALL, G.W.; CUMMINS, K.W.; SEDELL, J.R.; CUSHING, C.E. The river continuum concept. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 37, n. 1, p. 130-137, 1980.

VILLELA, F.S.; BECKER, F.G.; HARTZ, S.M. Diet of Astyanax species *(Teleostei, Characidae*) in an Atlantic forest river in southern Brazil. Brazilian **Archives of Biology and Technology**, Curitiba, v. 45, p. 223-232, 2002.

WALLACE, J.B.; WEBSTER, J.R. The role of macroinvertebrates in stream ecosystem function. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, v. 41, p. 115-139, 1996.

WALLACE, J.B.; EGGERT, S.L.; MEYER, J.L.; WEBSTER, J.R. Multiple trophic levels of a forest streamlinked to terrestrial litter input. **Science**, Washington, DC, v. 277, p. 102–104, 1997.

WARD, J.V.; BRETSCHKO, G.; BRUNKE, M.; DANIELOPOL, D.; GIBERT, J.; GONSER, T.; HILDREW, A.G. The boundaries of river systems: the metazoan perspective. **Freshwater Biology**, Oxford, v. 40, p. 531–569, 1998.

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

WATSON, A.; BARMUTA, L.A. Feeding-preference trials confirm unexpected stable isotope analysis results: freshwater macroinvertebrates do consume macrophytes **Marine and Freshwater Research**, East Melbourne, v. 62, p. 1248–1257, 2011.

WEBSTER, J.R.; MEYER, J.L. Organic matter budgets for streams: a synthesis. Stream Organic Matter Budgets. **Journal of the North American Benthological Society**, Schaumburg, v. 16, p. 141-161, 1997.

WIKIPÉDIA. **Mapa Núcleo Santa Virgínia**. San Francisco, 1997. Disponível em: <https://commons.wikimedia.org/wiki/File:Mapa_nucleo_santa_virginia.jpg>. Acesso em: 14 jul. 2015.

ANEXOS

Tabela 11 - Densidade (absoluta e relativa) dos taxóns encontrados ao longo do experimento na floresta e abundâncias, riquezas densidades e diversidades totais. Floresta *M. schottiana* (FMoll), Floresta *B. brizantha* (FGram) e Floresta mistura (FMix). Coletor (Col), Predador (Pred.), Raspador (Rasp.), Fragmentador (Frag.) e organismos não identificados (NI).

(continua)

		FMoll		FGram		FMix	
Taxon	**GTF**	Dens.	%	Dens.	%	Dens.	%
Acari	Pred.	0,4	0,7	0,6	0,6	0,5	0,8
Amphipoda	Frag.	1,3	2,5	5,5	5,5	2,0	2,9
Classe Bivalvia	Col.	-	-	-	-	-	-
Classe Gastropoda	Rasp.	-	-	0,1	0,1	-	-
Coleoptera							
Dytiscidae	Pred.	0,05	0,1	0,1	0,1	-	-
Elmidae	Col./Rasp.	6,3	11,6	9,8	9,8	8,2	11,6
Gyrinidae	Pred.	0,05	0,1	-	-	-	-
Lutrochidae	Frag.	0,1	0,3	-	-	-	-
Psephenidae	Rasp.	-	-	0,1	0,1	0,1	0,1
Staphilinidae	Frag.						
Collembola	Col.	-	-	-	-	-	-
Diptera							
Ceratopogonidae	Pred.	0,8	1,5	2,3	2,3	1,8	2,6
Chironomidaes	Col./Pred./Frag.	24,5	45,5	51,2	51,4	34,9	49,5
Empididae	Pred.	0,5	0,9	0,6	0,6	0,4	0,5
Simuliidae	Col.	0,6	1,1	0,8	0,8	0,5	0,7
Tabanidae	Pred.	0,1	0,3	-	-	0,2	0,3
Tipulidae	Col./Frag.	0,05	0,1	0,3	0,3	0,04	0,1
NI	-	0,6	1,1	2,2	2,2	1,0	1,4
Ephemeroptera							
Baetidae	Col./Rasp.	0,2	0,3	0,3	0,3	0,3	0,4
Caenidae	Col.	-	-	0,1	0,1	0,04	0,1
Leptohyphidae	Col.	0,2	0,3	0,3	0,3	0,2	0,3
Leptophlebiidae	Col./Rasp.	5,1	9,4	10,5	10,5	5,1	7,2
NI	-	0,1	0,2	0,1	0,1	0,1	0,2
Hemiptera							
Gerromorpha	Pred.	-	-	-	-	0,04	0,1
Nepomorpha	Pred.	0,1	0,2	0,1	0,1	0,04	0,1
Veliidae	Pred.	-	-	-	-	0,04	0,1
Hirudinea	Pred.	-	-	-	-	-	-
Hymenoptera	Pred.	0,05	0,1	-	-	0,04	0,1
Megaloptera	Pred.	-	-	-	-	0,1	0,1
Odonata	Pred.	0,3	0,6	1,0	1,0	0,5	0,8
Oligochaeta	Col.	-	-	-	-	-	-
Plecoptera							
Gripopterygidae	Frag.	1,8	3,4	2,2	2,2	1,7	2,4
Perlidae	Pred.	3,1	5,8	3,5	3,5	2,8	4,0

Tabela 11 – Densidade (absoluta e relativa) dos taxóns encontrados ao longo do experimento na floresta e abundâncias, riquezas densidades e diversidades totais. Floresta *M. schottiana* (FMoll), Floresta *B. brizantha* (FGram) e Floresta mistura (FMix). Coletor (Col), Predador (Pred.), Raspador (Rasp.), Fragmentador (Frag.) e organismos não identificados (NI).

(conclusão)

		FMoll		FGram		FMix	
Taxon	**GTF**	Dens.	%	Dens.	%	Dens.	%
Trichoptera							
Calamoceratidae							
Phylloicus	Frag.	2,8	5,1	1,4	1,4	2,1	3,0
Glossosomatidae	Rasp.	-	-	0,1	0,1	0,04	0,1
Helicopsychidae							
Helichopsyche	Rasp.	0,1	0,2	0,1	0,1	-	-
Hydrobiosidae							
Atopsyche	Pred.	-	-	0,1	0,1	0,04	0,1
Hydropsychidae		-	-	-	-	-	-
Leptinema	Col.	0,05	0,1	0,2	0,2	0,6	0,8
Macrostemum	Col.	-	-	-	-	0,3	0,4
Hydroptilidae		-	-	-	-	0,04	0,1
Hydroptila	Col./Rasp.	-	-	-	-	-	-
Neotrichia	Rasp.	1,9	3,6	3,6	3,6	3,1	4,4
Oxyethira	Col./Rasp.	-	-	-	-	-	-
Leptoceridae							
Nectopsyche	Col./Frag.	1,6	2,9	0,7	0,7	1,1	1,6
Notalina	Col./Frag./Pred.	0,05	0,1	0,1	0,1	-	-
Oecetis	Pred.	0,05	0,1	0,6	0,6	1,0	1,4
Triplectides	Frag.	0,3	0,6	0,7	0,7	0,7	1,0
Odontoceridae		-	-	-	-	0,04	0,1
Marilia	Frag.	0,1	0,2	-	-	0,04	0,1
Phylopotamidae	Col.	-	-	0,1	0,1	-	-
Polycentropodidae	Col./Pred.	0,5	0,9	0,4	0,4	0,4	0,6
Cyrnellus	Col.	0,05	0,1	0,2	0,2	0,4	0,5
Sericostomatidae							
Grumicha	Frag.	-	-	0,1	0,1	0,04	0,1
NI	-	0,05	0,1	0,1	0,1	-	-
	Abundância	1168		1879		1815	
	Riqueza	34		36		39	
	Densidade	53,8		99,7		70,6	
	Diversidade Simpson	0,775		0,722		0,744	
	Diversidade Shannon	2,551		2,364		2,504	

Tabela 12 - Densidade (absoluta e relativa) dos taxóns encontrados ao longo do experimento na pastagem e abundâncias, riquezas densidades e diversidades totais. Pastagem *M. schottiana* (PMoll), Pastagem *B. brizantha* (PGram) e Pastagem mistura (PMix). Coletor (Col), Predador (Pred.), Raspador (Rasp.), Fragmentador (Frag.) e organismos não identificados (NI).

(continua)

		PMoll		PGram		PMix	
Taxon	**GTF**	Dens.	%	Dens.	%	Dens.	%
Acari	Pred.	2,2	2,0	4,2	3,7	1,9	1,9
Amphipoda	Frag.	-	-	-	-	-	-
Classe Bivalvia	Col.	-	-	-	-	0,1	0,1
Classe Gastropoda	Rasp.	-	-	0,04	0,04	-	-
Coleoptera							
Dytiscidae	Pred.	10,1	9,1	-	-	-	-
Elmidae	Col./Rasp.	-	-	12,5	11,0	10,6	10,5
Gyrinidae	Pred.	0,05	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04
Lutrochidae	Frag.	-	-	-	-	-	-
Psephenidae	Rasp.	-	-	-	-	-	-
Staphilinidae	Frag.					0,04	0,04
Collembola	Col.	0,05	0,04	0,1	0,1	-	-
Diptera							
Ceratopogonidae	Pred.	1,2	1,1	3,3	2,9	2,7	2,7
Chironomidaes	Col./Pred./Frag.	73,5	66,8	78,3	69,0	70,1	69,7
Empididae	Pred.	0,2	0,2	0,2	0,2	0,1	0,1
Simuliidae	Col.	1,0	0,9	1,2	1,0	0,4	0,4
Tabanidae	Pred.	-	-	-	-	-	-
Tipulidae	Col./Frag.	0,2	0,2	0,5	0,4	0,3	0,3
NI	-	1,5	1,4	2,1	1,9	1,5	1,5
Ephemeroptera							
Baetidae	Col./Rasp.	1,4	1,3	0,2	0,2	0,7	0,7
Caenidae	Col.	0,05	0,04	-	-	-	-
Leptohyphidae	Col.	0,6	0,5	0,7	0,6	0,6	0,6
Leptophlebiidae	Col./Rasp.	2,1	1,9	1,5	1,3	1,3	1,3
NI	-	-	-	-	-	-	-
Hemiptera							
Gerromorpha	Pred.	-	-	0,04	0,04	0,04	0,04
Nepomorpha	Pred.	0,2	0,2	0,1	0,1	0,3	0,3
Veliidae	Pred.	-	-	-	-	-	-
Hirudinea	Pred.	0,2	0,2	0,2	0,2	0,4	0,4
Hymenoptera	Pred.	-	-	-	-	-	-
Megaloptera	Pred.	0,2	0,2	0,1	0,1	0,2	0,2
Odonata	Pred.	0,5	0,4	0,7	0,6	0,5	0,5
Oligochaeta	Col.	0,05	0,04	0,2	0,2	0,2	0,2
Plecoptera							
Gripopterygidae	Frag.	0,9	0,8	1,6	1,4	1,0	1,0
Perlidae	Pred.	2,8	2,5	0,6	0,5	1,4	1,4

Tabela 12 - Densidade (absoluta e relativa) dos taxóns encontrados ao longo do experimento na pastagem e abundâncias, riquezas densidades e diversidades totais. Pastagem *M. schottiana* (PMoll), Pastagem *B. brizantha* (PGram) e Pastagem mistura (PMix). Coletor (Col), Predador (Pred.), Raspador (Rasp.), Fragmentador (Frag.) e organismos não identificados (NI).

(conclusão)

		PMoll		PGram		PMix	
Taxon	**GTF**	Dens.	%	Dens.	%	Dens.	%
Trichoptera							
Calamoceratidae							
Phylloicus	Frag.	3,6	3,2	0,3	0,3	1,8	1,8
Glossosomatidae	Rasp.	-	-	-	-	-	-
Helicopsychidae							
Helichopsyche	Rasp.	0,05	0,04	-	-	0,04	0,04
Hydrobiosidae							
Atopsyche	Pred.	0,4	0,3	0,1	0,1	0,2	0,2
Hydropsychidae		0,1	0,1	-	-	-	-
Leptinema	Col.	1,1	1,0	0,8	0,7	0,5	0,5
Macrostemum	Col.	-	-	-	-	-	-
Hydroptilidae		-	-	-	-	-	-
Hydroptila	Col./Rasp.	0,05	0,04	-	-	-	-
Neotrichia	Rasp.	2,7	2,4	2,2	1,9	2,2	2,2
Oxyethira	Col./Rasp.	0,4	0,3	0,04	0,04	-	-
Leptoceridae							
Nectopsyche	Col./Frag.	1,0	0,9	0,7	0,6	0,6	0,6
Notalina	Col./Frag./Pred.	-	-	0,1	0,1	-	-
Oecetis	Pred.	0,4	0,3	0,5	0,5	0,3	0,3
Triplectides	Frag.	1,4	1,3	0,04	0,04	0,5	0,5
Odontoceridae		-	-	-	-	-	-
Marilia	Frag.	-	-	-	-	-	-
Phylopotamidae	Col.	0,05	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04
Polycentropodidae	Col./Pred.	0,2	0,2	0,1	0,1	-	-
Cyrnellus	Col.	-	-	-	-	-	-
Sericostomatidae							
Grumicha	Frag.	0,1	0,1	0,04	0,04	-	-
NI	-	-	-	0,1	0,1	-	-
	Abundância	2355		2576		2430	
	Riqueza	35		35		31	
	Densidade	110,1		113,4		100,6	
	Diversidade Simpson	0,639		0,520		0,549	
	Diversidade Shannon	2,101		1,781		1,829	