

UNIVERSIDADE FEDERAL DE JUIZ DE FORA
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIODIVERSIDADE E CONSERVAÇÃO
DA NATUREZA

Marcos Vinicius Dias da Silva

Avaliação de processos ecológicos de riachos em zonas ripárias da Floresta Atlântica

Juiz de Fora

2021

Marcos Vinicius Dias da Silva

Avaliação de processos ecológicos de riachos em zonas ripárias da Floresta Atlântica

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Conservação da Natureza, da Universidade Federal de Juiz de Fora como requisito parcial à obtenção do título de Doutor em Biodiversidade e Conservação da Natureza. Área de concentração: Processos ecológicos e Conservação da Natureza.

Orientador: Prof. Dr. Roberto da Gama Alves

Coorientador: Dr. Renato Tavares Martins

Juiz de Fora

2021

Ficha catalográfica elaborada através do programa de geração automática da Biblioteca Universitária da UFJF, com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

Silva, Marcos Vinicius Dias da .

Avaliação de processos ecológicos de riachos em zonas ripárias da Floresta Atlântica / Marcos Vinicius Dias da Silva. -- 2021. 76 f. : il.

Orientador: Roberto da Gama Alves

Coorientador: Renato Tavares Martins

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Juiz de Fora, Instituto de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Conservação da Natureza, 2021.

1. Decomposição foliar. 2. Microcosmos. 3. Floresta Atlântica. 4. Phylloicus. 5. Micro-organismos. I. Alves, Roberto da Gama, orient. II. Martins, Renato Tavares, coorient. III. Título.

Marcos Vinicius Dias da Silva

Avaliação de processos ecológicos de riachos em zonas ripárias da Floresta Atlântica

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Conservação da Natureza, da Universidade Federal de Juiz de Fora como requisito parcial à obtenção do título de Doutor em Biodiversidade e Conservação da Natureza. Área de concentração: Processos Ecológicos e Conservação da Natureza.

Aprovada em 10 de março de 2021.

BANCA EXAMINADORA



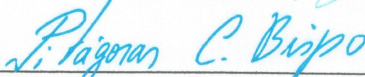
Prof. Dr. Roberto da Gama Alves – Orientador – Universidade Federal de Juiz de Fora



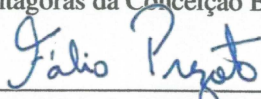
Prof. Dr. Renato Tavares Martins – Coorientador – Instituto de Pesquisa da Amazônia



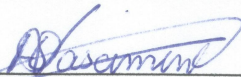
Prof. Dr. José Francisco Gonçalves Junior – Universidade de Brasília



Prof. Dr. Pitágoras da Conceição Bispo – Universidade Estadual Paulista



Prof. Dr. Fábio Prezoto – Universidade Federal de Juiz de Fora



Prof. Dr. Haroldo Lobo dos Santos Nascimento – Universidade Federal de Juiz de Fora

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho aos meus pais que sempre me incentivaram e me auxiliaram. Dedico também a minha esposa, filha e filho que sirva de incentivo.

AGRADECIMENTOS

Desejo meus agradecimentos ao meu orientador, professor Roberto da Gama Alves por ter me recebido no Laboratório de Invertebrados Bentônicos e por proporcionar minha formação desde a graduação. Agradeço ao professor Roberto pelos conselhos, instruções e repreensão quando foram necessárias. Agradeço ao meu coorientador Renato Tavares Martins pela paciência, pelo companheirismo e pelos conselhos, pelas instruções e principalmente pelo carinho. Obrigado por fazer parte da minha formação desde a graduação. Agradeço ao corpo técnico em administração da secretária do programa de pós-graduação que tem feito seu trabalho com maestria e eficiência, em especial para as técnicas Marlu, Daiane e Rita e ao técnico Osmar. Agradeço ao professor Nathan Barros por ter abertas as portas do Laboratórios de Ecologia Aquática e permitido que desenvolva minha formação acadêmica. Agradeço ao técnico de laboratório Gladson por ter me auxiliado no desenvolvimento das pesquisas e por ter me auxiliar na realização das metodologias necessárias. Agradeço aos companheiros de laboratório pela ajuda nas idas a campo. Agradeço a bolsista de iniciação científica Andressa Saldanha pela ajuda. Agradeço a todos os meus familiares. Agradeço aos meus pais, Carlos Roberto Dias e Rosangela Dias da Silva, por servirem de luz na minha vida. Agradeço a meu irmão Carlos Vitor da Silva Dias, cunhada Andressa e sobrinha Clarisse pelo amor e carinho. Também agradeço a minha esposa Érica Maria Nascimento Dias por me auxiliar a manter essa luz. Reforço meus agradecimentos a minha esposa pelo carinho, paciência e dedicação, obrigado amor. Te amo! Por fim agradeço aos meus filhos Morena e Estêvão por me fazer olhar o futuro, sem esquecer do agora. Amo vocês.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

- Figura 2.1** Presença de silvicultura com eucalipto em áreas de aclive (a), permitindo a chegada de folhas de eucalipto na zona ripária, compondo a serapilheira nas margens dos riachos (C e D). Redes de captura para obtenção das folhas senescentes em cada riacho estudado (B).....25
- Figura 2.2** Desenho esquemático de distribuição dos sacos de detritos quanto o tipo de detrito e tamanho da malha utilizada na confecção das bolsas.....26
- Figura 2.3** Taxa de decomposição foliar (média \pm desvio padrão) nos sacos de malha grossa e fina, dos detritos exóticos (E) e nativos (N) incubados em riachos referência (R) e riachos alterados (A).....33
- Figura 3.1** Esquema de tratamentos de espécies foliares utilizadas no experimento de alimentação e produção de material particulado orgânico fino. Ensaio monodietários e multidietários estabelecidos para avaliar a atividade e o desempenho de larvas de *Phylloicus* (espécies não identificadas) expostas a folhas de *Alchornea triplinervia*, *Magnolia ovata*, *Licania tomentosa* e *Eucalyptus urograndis* em todas as combinações possíveis (espécies de folhas 4, 3 e 1).....47
- Figura 3.2** Média e desvio padrão da taxa de produção de FPOM e decomposição total, micro-organismos e por fragmentador em tratamentos contendo discos foliares de única espécie de *Alchornea triplinervia* (A), *Eucalyptus urograndis* (E), *Licania tomentosa* (L) e *Magnolia ovata* (M).....54
- Figura 3.3** Média e desvio padrão da taxa de decomposição foliar no experimento multidietário, quando foram oferecidas as espécies *Alchornea triplinervia* (A), *Eucalyptus urograndis* (E), *Licania tomentosa* (L) e *Magnolia ovata* (M) na presença de larvas de *Phylloicus* (esquerda) e na ausência de fragmentador (direita).....56
- Figura 3.4** Taxa de decomposição foliar (total, micro-organismo, fragmentador) e produção de FPOM após 22 dias em microcosmos. Valores com diferentes letras sobrescritas diferiram significativamente (testes post-hoc de Tukey-Kramer; $P < 0,05$). *Alchornea triplinervia* (A); *Magnolia ovata* (M); *Licania tomentosa* (L); *Eucalyptus urograndis* (E).....58-59

Figura 3.5 Efeitos da diversidade de na taxa consumo foliar (total, fragmentador e micro-organismo) e na produção de FPOM com discos foliares de diferentes espécies. O efeito da diversidade foi estimado pela diferença entre o efeito observado na mistura de espécies foliares e o esperado com base na soma dos feitos de uma única espécie, ponderada pela sua proporção inicial em misturas. A diferença foi testada contra zero por um teste t; * $p < 0,05$. A, *Alchornea triplinervia*; M, *Magnolia ovata*; L, *Licania tomentosa*; E, *Eucalyptus urograndis*.....62

Figura 3.6 Taxa de sobrevivência das larvas de *Phylloicus* nos diferentes tratamentos em microcosmos durante 22 dias de experimento. A ilustração esquerda apresenta a taxa de sobrevivência no experimento com dieta única. E a direita a taxa de sobrevivência nos tratamentos com 1, 3 e 4 espécies.....64

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1 Resultados do Modelo linear de efeito misto (LME) e caracterização da qualidade dos detritos foliares (média ± desvio padrão) no tempo zero incubados em riachos referência e riachos alterados na bacia do Paraíba do Sul, Minas Gerais, Brasil. Carbono orgânico total (C). Nitrogênio (N). Fósforo (P). Razão nitrogênio: fósforo (N: P). Razão carbono: fósforo (C: P). Razão carbono: nitrogênio (C: N). Área específica foliar (SLA). Graus de liberdade (DF). Estatística (F). Probabilidade (p).....	31
Tabela 2.2 Resultado do Modelo lineares de efeito misto (LME), e avaliação dos resultados obtidos isolando a o tamanho da malha grossa e fina na taxa de decomposição foliar. Soma dos quadrados (SS); Graus de liberdade (DF); Estatística (F); Probabilidade (p). Modelo de seleção (Anexo 2)	33
Tabela 3.1 Análise de variância (ANOVA) das características das espécies <i>Alchornea triplinervia</i> , <i>Eucalyptus urograndis</i> , <i>Licania tomentosa</i> e <i>Magnolia ovata</i> . Soma dos quadrados (SS). Área específica foliar (SLA), Carbono (C), Nitrogênio (N), Fosforo (P).....	52
Tabela 3.2 Análise de variância (ANOVA) dos dados de decomposição total, decomposição por micro-organismo e decomposição por fragmentador e produção de material particulado orgânico fino (FPOM) em experimento de microcosmo com dieta única das espécies <i>Alchornea triplinervia</i> , <i>Eucalyptus urograndis</i> , <i>Licania tomentosa</i> e <i>Magnolia ovata</i> . Soma dos quadrados (SS). Graus de liberdade (Df).....	55
Tabela 3.3 Análise de variância dos dados de decomposição total, decomposição por micro-organismo e decomposição por fragmentador e produção de material particulado orgânico fino (FPOM) em experimento de microcosmo com manipulação da identidade das espécies de folha (ID) e da diversidade das espécies (Sp n°). Através da modulação de tratamentos com as espécies <i>Alchornea triplinervia</i> , <i>Eucalyptus urograndis</i> , <i>Licania tomentosa</i> e <i>Magnolia ovata</i> . Soma dos quadrados (SS). Graus de liberdade (Df). Material orgânico particulado fino (FPOM).....	60

RESUMO

Existem evidências de que a entrada de folhas de eucalipto nos riachos possa causar alterações nos processos do ecossistema, como a decomposição foliar por exemplo. Entretanto, não está claro como as folhas de eucalipto se relacionam com espécies vegetais nativas, e como interferem nas comunidades, e nas características de riachos. Além disso, como a perda de diversidade de espécies vegetais nativas, associadas a presença de eucalipto, afetaria no processo de decomposição nos riachos. Para responder essas perguntas nós elaboramos dois capítulos. Capítulo 1, A influência da qualidade do detrito na decomposição foliar de riachos da Floresta Atlântica. Nesse estudo avaliamos como a decomposição total e por micro-organismos reage as mudanças na qualidade do detrito e no tipo de riacho. Testamos a hipótese de que a qualidade do detrito controla a taxa de decomposição foliar total e por micro-organismos, independente das características dos riachos. Capítulo 2. Efeito da perda de diversidade de espécies vegetais na decomposição e na produção de material orgânico particulado fino (FPOM) por larvas de *Phylloicus* sp. (Trichoptera: Calamoceratidae); avaliamos por meio de um experimento de microcosmo com três espécies de plantas nativas (*Alchornea triplinervia*, *Licania tomentosa*, *Magnolia ovata*) e uma espécie exótica híbrida encontrada na região (*Eucalyptus urograndis*). Nós formulamos a hipótese de que, a perda de diversidade de plantas levaria à diminuição da decomposição e da produção de FPOM, mas a magnitude desse efeito variaria dependendo das características químicas e de dureza das espécies componentes. Encontramos no capítulo 1, que o (I) tipo de folhas presente nos riachos interfere nos resultados da taxa de decomposição na malha grossa e na malha fina; (II) e grande parte das diferenças estão associadas as características químicas e estruturais das espécies; (III) que diferenças entre riachos foram refletidas apenas na decomposição da malha grossa. Já no capítulo 2 encontramos que as folhas de *E. urograndis*, podem ser recursos atrativos para as larvas de *Phylloicus* sp., e que o seu consumo não resultou em prejuízos na sobrevivência das larvas. Além disso, a espécie de folha com maior taxa de decomposição e produção de FPOM por *Phylloicus* sp. foi *A. triplinervia*, e o consumo de *E. urograndis* não diferiu das demais espécies, mas proporcionou a menor produção de FPOM. A perda de diversidade de espécies vegetais pode resultar em diminuição da taxa de decomposição por micro-organismos, mas não interferiu na taxa de decomposição na presença de larvas de *Phylloicus* sp. e na produção de FPOM. Mudanças na diversidade de espécies de folhas não resultaram em efeitos negativos na sobrevivência das larvas de *Phylloicus* sp.

Palavras-chave: Decomposição foliar, microcosmos, Floresta Atlântica, *Phylloicus*, microorganismos

ABSTRACT

There is evidence that the entry of *Eucalyptus* leaves into streams can cause changes in ecosystem processes, such as leaf decomposition, for example. However, it is not clear how eucalyptus leaves relate to native plant species, and how they interfere with communities, and the characteristics of streams. In addition, as the loss of diversity of native plant species, associated with the presence of eucalyptus, would affect the decomposition process in streams. To answer these questions we have created two chapters. Chapter 1, The influence of detritus quality on leaf decomposition of streams in the Atlantic Forest. In this study we evaluated how the total and microorganism decomposition reacts to changes in the quality of debris and the type of stream. We tested the hypothesis that the quality of the detritus controls the rate of total leaf decomposition and by microorganisms, regardless of the characteristics of streams. Chapter 2. Effect of loss of plant species diversity on the decomposition and production of fine particulate organic material (FPOM) by larvae of *Phylloicus* sp. (Trichoptera: Calamoceratidae); we evaluated using a microcosm experiment with three species of native plants (*Alchornea triplinervia*, *Licania tomentosa*, *Magnolia ovata*) and an exotic hybrid species found in the region (*Eucalyptus urograndis*). We hypothesized that the loss of plant diversity would lead to decreased decomposition and production of FPOM, but the magnitude of this effect would vary depending on the chemical and hardness characteristics of the component species. We found in Chapter 1, that the (I) type of leaves present in streams interferes with the results of the decomposition rate in the coarse and fine mesh; (II) and most of the differences are associated with the chemical and structural characteristics of the species; (III) that differences between streams were reflected only in the decomposition of the coarse mesh. In chapter 2, we found that the leaves of *E. urograndis* may be attractive resources for the larvae of *Phylloicus* sp., And that their consumption did not result in losses in the larvae survival. In addition, the leaf species with the highest rate of decomposition and production of FPOM by *Phylloicus* sp. it was *A. triplinervia*, and the consumption of *E. urograndis* did not differ from the other species, but it provided the lowest production of FPOM. The loss of diversity of plant species can result in a decrease in the rate of decomposition by microorganisms, but it did not interfere in the rate of decomposition in the presence of *Phylloicus* sp. and in the production of FPOM.

Changes in the diversity of leaf species did not result in negative effects on the survival of *Phylloicus* sp.

Keywords: Leaf decomposition, microcosms, Atlantic Forest, *Phylloicus*, microorganisms.

SUMÁRIO

1.	Introdução Geral	15
1.1	Referencias Bibliograficas	18
2.	Capítulo 1. Plantações de eucalipto reduzem a qualidade do detrito nativo e a decomposição foliar em riachos Floresta Atlântica?.....	20
2.1	Resumo	20
2.2	Introdução	21
2.3	Material e Metodos	23
2.4	Resultados	29
2.5	Discussão	34
2.6	Conclusão	37
2.7	Referências	38
3	Capítulo 2. Efeito da simplificação da riqueza de espécies vegetais no consumo foliar e na produção de material particulado grosso por <i>Phylloicus</i> sp. (Trichoptera: Calamoceratidae).....	42
3.1	Resumo	42
3.2	Introdução	43
3.3	Material e Metodos	45
3.4	Resultados	51
3.5	Discussão	65
3.6	Conclusão	68
3.7	Referências	69
4	Considerações Finais	73
5	Anexos	74

1. INTRODUÇÃO GERAL

A Floresta Atlântica é um dos biomas mais ameaçados do mundo e considerado um importante hotspot de diversidade mundial, devido a sua grande diversidade de espécies (EISENLOHR; ALVES; BERNACCI; PADGURSCHI *et al.*, 2013; MYERS; MITTERMEIER; MITTERMEIER; DA FONSECA *et al.*, 2000). Apesar de ser um patrimônio nacional, protegido pela Lei nº 11.428, de 22 de dezembro de 2006, estima-se que desde a criação da lei até o ano de 2019 mais de 297 mil hectares de florestas remanescentes tenham sido perdidos pelo desmatamento (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE 2020).

De acordo com RIBEIRO; MARTENSEN; METZGER; TABARELLI *et al.* (2011) a floresta Atlântica que conhecemos tem um extenso histórico de alteração pelo homem, marcado pelo avanço de agro-mosaicos, que na atualidade, divide-se entre cultivos de cana-de-açúcar, pastagens, e silviculturas de *Eucalyptus* e *Pinus* e florestas remanescentes ricas em diversidade. O que preocupa, pois nas últimas décadas observa-se um crescente avanço das silviculturas de *Eucalyptus* e *Pinus* no mundo (PAYN; CARNUS; FREER-SMITH; KIMBERLEY *et al.*, 2015). No Brasil grande parte da produção das silviculturas está em estados que fazem limites com a Floresta Atlântica e Cerrado, e são motivos de preocupação com a manutenção da biodiversidade (ÍBA, 2020).

É importante considerar que impactos na biodiversidade alteram os processos naturais dos ecossistemas como a taxa de decomposição foliar (ABELHO; GRAÇA, 1996; GONÇALVES JR; REZENDE; MARTINS; GREGÓRIO, 2012). De acordo com uma meta-análise, observa-se uma crescente atenção com a presença de silviculturas de *Eucalyptus* no entorno dos riachos, pois sabe-se que a presença de suas folhas em riachos temperados inibe a decomposição total de folhas nativas (FERREIRA; KORICHEVA; POZO; GRAÇA, 2016). Grande parte da preocupação se deve as características das folhas de *Eucalyptus*, que favorecem a uma rápida decomposição foliar em alguns ecossistemas (COUCEIRO; REZENDE; MARTINS *et al.*, 2017; GRAÇA; POZO; CANHOTO; ELOSEGI, 2002; REZENDE; PETRUCIO; GONÇALVES, 2014). Entretanto, o processo de decomposição pode ser muito variado, pois envolve diferentes etapas, fatores físicos, químicos e biológicos ao longo desse processo (GESSNER; CHAUVET; DOBSON, 1999; GRAÇA; CANHOTO, 2006).

Na decomposição foliar em ambientes aquáticos, a lixiviação é a primeira fase do processo, é marcada pela perda de massa foliar a partir da solubilização de compostos

hidrossolúveis (DA SILVA; VALDUGA; MOLOZZI; FORNEL *et al.*, 2018). Posteriormente e concomitantemente, na segunda fase, o condicionamento por micro-organismos se estabelece, através da intensificação de processos químicos, que atuam na modificação química e estrutural da matéria orgânica (GESSNER; CHAUVET; DOBSON, 1999). Entretanto, o tempo de duração dessa fase pode ser muito variado, pois depende das características das folhas (BASTIAN; BOYERO; JACKES; PEARSON, 2007; CAMPOS; GONZÁLEZ, 2009; RONG; SRIDHAR; BÄRLOCHER, 1995). Em seguida e concomitantemente, de acordo com que o grau de condicionamento se estabelece as comunidades de invertebrados, passam a colonizar e a utilizar o material foliar como habitat (DA SILVA; ROSA; ALVES, 2015; TONELLO; NAZILOSKI; TONIN; RESTELLO *et al.*, 2016), alimento e como recurso para sua proteção contra predadores (MORETTI; LOYOLA; BECKER; CALLISTO, 2009; REZENDE; BERNARDI; GOMES *et al.*, 2020; REZENDE; LEITE; DE-LIMA; SILVA FILHO *et al.*, 2015).

Mudanças no entorno dos riachos, como o desenvolvimento de silviculturas de *Eucalyptus*, interferem no funcionamento desses ecossistemas, pois alteram a sazonalidade da entrada de matéria orgânica, por disponibilizar folhas em períodos que normalmente o aporte foliar seria menor (ABELHO; GRAÇA, 1996). Isto pode resultar em alteração da composição e estrutura das comunidades que atuam no processo de decomposição foliar (ABELHO; GRAÇA, 1996). Principalmente, quando o consumo de folhas de *Eucalyptus* compromete o crescimento, reprodução e a sobrevivência de invertebrados fragmentadores (CANHOTO; GRAÇA, 1995; LARRAÑAGA; BASAGUREN; ELOSEGI; POZO, 2009; TOWNS, 1991).

Tendo em vista a importância de se entender os fatores que controlam a decomposição foliar, estudos experimentais têm avaliado espécies com diferentes características foliares, e comparado a seletividade de larvas de *Triplectides* sp., no consumo de folhas nativas da Floresta Atlântica com folhas de *Eucalyptus globulus* (CASOTTI; KIFFER; MORETTI, 2014; KIFFER; MENDES; CASOTTI; COSTA *et al.*, 2018). Segundo os autores, as folhas nativas constituem recurso alimentar de maior qualidade para *Triplectides*. No entanto, quando a disponibilidade de detrito nativo é menor em relação as folhas de *E. globulus* em experimento de preferência, o fragmentador pode exibir comportamento alimentar diferenciado, evitando algumas partes das folhas de *E. globulus* com maior concentração de fibras e fenóis ou evitar o consumo (CASOTTI; KIFFER; MORETTI, 2014).

Por outro lado, de acordo com MORETTI; BECKER; KIFFER; DA PENHA *et al.* (2020) estudando a preferência alimentar das larvas de *Phylloicus angustior* por espécies

nativas do Cerrado e folhas de *Eucalyptus camaldulensis*, encontraram que as folhas de eucalipto foram as mais consumidas. Os autores atribuem a maior proporção de nitrogênio e fósforo e, menor proporção de compostos estruturais como lignina e celulose ao consumo observado. Além disso, de acordo com autores as folhas de eucalipto podem ser uma boa opção de alimento quando as folhas nativas são de baixa qualidade. Outro estudo que comparou detritos nativos do Cerrado e da Amazônia com eucalipto, através de experimento de decomposição em riachos foi realizado por GONÇALVES; COUCEIRO; REZENDE; MARTINS *et al.* (2017). De acordo com os autores as folhas de *E. camaldulensis* apresentam decomposição mais rápida que as espécies nativas utilizadas no experimento. A menor concentração de celulose e a rápida lixiviação de compostos fenólicos foram as características atribuídas pela rápida decomposição das folhas de eucalipto.

No presente estudo buscou-se ampliar as informações sobre a decomposição foliar no bioma Floresta Atlântica. Além disso, avaliamos a decomposição foliar em riachos alterados por silviculturas de eucalipto e riachos referência. Em cada riacho foi comparada a decomposição entre detrito nativos e exóticos. Deste modo, no capítulo 1, **A influência da qualidade do detrito na decomposição foliar de riachos da Floresta Atlântica**, avaliamos como a decomposição total e por micro-organismos reage as mudanças na qualidade do detrito e no tipo de riacho. Testamos a hipótese de que a qualidade do detrito controla a taxa de decomposição foliar total e por micro-organismos e independente das características dos riachos.

Adicionalmente, examinamos os efeitos da perda de diversidade de espécies vegetais na taxa de decomposição, produção de material orgânico particulado fino e na sobrevivência de um gênero fragmentador em riachos da Floresta Atlântica, por meio de um experimento de microcosmo com três espécies de plantas nativas (*Alchornea triplinervia*, *Licania tomentosa*, *Magnolia ovata*) e uma espécie exótica encontrada na região (*Eucalyptus urograndis*). Nós formulamos a hipótese de que, a perda de diversidade de plantas levaria à diminuição da decomposição e da produção de material particulado orgânico fino (FPOM), mas a magnitude desse efeito variaria dependendo das características químicas e de dureza das espécies componentes. Tais informações foram tratadas no capítulo 2, intitulado; **Efeito da perda de diversidade de espécies vegetais na decomposição e na produção de FPOM por larvas de *Phylloicus* sp. (Trichoptera: Calamoceratidae)**.

1.1 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABELHO, M.; GRAÇA, M. A. S. Effects of eucalyptus afforestation on leaf litter dynamics and macroinvertebrate community structure of streams in Central Portugal. **Hydrobiologia**, 324, n. 3, p. 195-204, 1996/05/01 1996.

CANHOTO, C.; GRAÇA, M. Food value of introduced eucalypt leaves for a Mediterranean stream detritivore: *Tipula lateralis*. **Freshwater Biology**, 34, p. 209-214, 1995. doi:10.1111/j.1365-2427.1995.tb00881.x

EISENLOHR, P. V.; ALVES, L. F.; BERNACCI, L. C.; PADGURSCHI, M. C. G. *et al.* Disturbances, elevation, topography and spatial proximity drive vegetation patterns along an altitudinal gradient of a top biodiversity hotspot. **Biodiversity and Conservation**, 22, n. 12, p. 2767-2783, 2013/11/01 2013.

FERREIRA, V.; KORICHEVA, J.; POZO, J.; GRAÇA, M. A. S. A meta-analysis on the effects of changes in the composition of native forests on litter decomposition in streams. **Forest Ecology and Management**, 364, p. 27-38, 2016/03/15/ 2016.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS (INPE). Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica no período de 2018-2019. **Fundação SOS Mata Atlântica**, São Paulo, e **INPE**, São José dos Campos, Brasil, 2020.

GONÇALVES, J. F.; COUCEIRO, S. R. M.; REZENDE, R. S.; MARTINS, R. T. *et al.* Factors controlling leaf litter breakdown in Amazonian streams. **Hydrobiologia**, 792, n. 1, p. 195-207, 2017/05/01 2017.

GONÇALVES JR, J. F.; REZENDE, R. S.; MARTINS, N. M.; GREGÓRIO, R. S. Leaf breakdown in an Atlantic Rain Forest stream. **Austral Ecology**, 37, n. 7, p. 807-815, 2012/11/01 2012.

GRAÇA, M. A.; CANHOTO, C. Leaf litter processing in low order streams. **Limnetica**, 25, n. 1-2, p. 001-10, 2006.

GRAÇA, M. A. S.; POZO, J.; CANHOTO, C.; ELOSEGI, A. Effects of Eucalyptus Plantations on Detritus, Decomposers, and Detritivores in Streams. **The Scientific World Journal**, 2, p. 193579, 1900/01/01 2002.

IBÁ. **Relatório Indústria Brasileira de Árvores 2020**. Brasília: 2020

LARRAÑAGA, A.; BASAGUREN, A.; ELOSEGI, A.; POZO, J. Impacts of Eucalyptus globulus plantations on Atlantic streams: changes in invertebrate density and shredder

traits. **Fundamental and Applied Limnology/Archiv für Hydrobiologie**, 175, n. 2, p. 151-160, 2009.

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**, 630, n. 1, p. 199-206, 2009/09/01 2009.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; DA FONSECA, G. A. B. *et al.* Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, 403, n. 6772, p. 853-858, 2000/02/01 2000.

PAYN, T.; CARNUS, J.-M.; FREER-SMITH, P.; KIMBERLEY, M. *et al.* Changes in planted forests and future global implications. **Forest Ecology and Management**, 352, p. 57-67, 2015/09/07/ 2015.

REZENDE, R.S.; BERNARDI, J.P.; GOMES, E.S. *et al.* Effects of *Phylloicus* case removal on consumption of leaf litter from two Neotropical biomes (Amazon rainforest and Cerrado savanna). **Limnology**, 2020. <https://doi.org/10.1007/s10201-020-00628-w>

REZENDE, R.D.S., LEITE, G.F.M., DE-LIMA, A.K.S., SILVA FILHO, L.A.B.D., CHAVES, C.V.C., PRETTE, A.C.H., FREITAS, J.S. AND GONÇALVES JÚNIOR, J.F. Density and Predation in *Phylloicus* sp. **Austral Ecology**, 40, p. 693-700, 2015. doi:10.1111/aec.12236

REZENDE, R. S.; PETRUCIO, M. M.; GONÇALVES, J. F., JR. The effects of spatial scale on breakdown of leaves in a tropical watershed. **PLoS one**, 9, n. 5, p. e97072-e97072, 2014.

RIBEIRO, M. C.; MARTENSEN, A. C.; METZGER, J. P.; TABARELLI, M. *et al.* The Brazilian Atlantic Forest: A Shrinking Biodiversity Hotspot. *In*: ZACHOS, F. E. e HABEL, J. C. (Ed.). **Biodiversity Hotspots: Distribution and Protection of Conservation Priority Areas**. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 2011. p. 405-434.

RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F. J. *et al.* The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, 142, n. 6, p. 1141-1153, 2009/06/01/ 2009.

TOWNS, D.R. Ecology of leptocerid caddisfly larvae in an intermittent South Australian stream receiving Eucalyptus litter. **Freshwater Biology**, 25, p. 117-129, 1991. doi:10.1111/j.1365-2427.1991.tb00478.x

TONELLO, G., NAZILOSKI, L. A., TONIN, A. M., RESTELLO, R. M., *et al.* Effect of *Phylloicus* on leaf breakdown in a subtropical stream. **Limnetica**, 35, n. 1, p. 243-252, 2016.

2. Capítulo 1. A influência da qualidade do detrito na decomposição foliar de riachos da Floresta Atlântica

2.1. Resumo

A Floresta Atlântica é um dos biomas mais fragmentados do mundo, e na atualidade tem convivido com o avanço das silviculturas de eucalipto no Brasil. Estudos que investigam como as silviculturas interferem nos processos de decomposição em riachos da Floresta Atlântica são escassos, principalmente comparando entre riachos alterados pelas silviculturas de eucalipto e riachos referência. Sabe-se que a presença de silviculturas de eucalipto na bacia de drenagem pode aumentar a quantidade e a qualidade dos detritos, resultando em modificações nas respostas das comunidades de invertebrados e micro-organismos, e conseqüentemente na taxa de decomposição foliar. Para tanto, testamos a hipótese que a qualidade do detrito controla a taxa de decomposição foliar total e por micro-organismos e independente das características dos riachos. Deste modo, nós avaliamos como a taxa de decomposição total e por micro-organismos reage as mudanças na qualidade do detrito e no tipo de riacho. Foram selecionados doze riachos em Minas Gerais, Brasil, sendo 4 riachos referência e 8 riachos alterados em áreas de silvicultura de eucalipto. Nós utilizamos “litter bags” de malha grossa (10 mm) e de malha fina (0,25 mm) contendo detritos foliares de eucalipto ou nativos. Em cada riacho, foram inseridas cinco réplicas por tratamento. Encontramos que os detritos de eucalipto possibilitam maiores diferenças entre os dados de decomposição da malha grossa e na malha, já nos detritos foliares nativos essa diferença é menor. Identificamos que a taxa de decomposição nos detritos de eucalipto é maior que nos detritos nativos. Diferenças entre riachos foram refletidas apenas nos dados de malha grossa. A implicação disso, são mudanças no funcionamento dos ecossistemas, como alteração na transferência de matéria e energia ao longo da teia alimentar aquática.

Palavras-chave: Vegetação ripária, *Eucalyptus urograndis*, espécies nativas, invertebrados, micro-organismos, perda de massa.

2.2 INTRODUÇÃO

A floresta Atlântica é um dos biomas mais fragmentados do mundo (TABARELLI; PINTO; SILVA; HIROTA *et al.*, 2005), e nas últimas décadas vem dividindo espaço entre as silviculturas de *Eucalyptus* e *Pinus* (RIBEIRO; MARTENSEN; METZGER; TABARELLI *et al.*, 2011). No Brasil, as silviculturas têm ocupado 9 milhões de hectares no ano de 2019, sendo a maioria ocupada por cultivo de eucalipto (77%, 6,97 milhões de hectares) (ÍBA, 2020). O que causa alerta, devido à grande parte da produção nacional está localizada em estados que fazem limites com os biomas floresta Atlântica e Cerrado (ÍBA, 2020), e tem sido motivo de preocupação, devido ao seu avanço nas proximidades de ecossistemas de riachos (KIFFER; MENDES; CASOTTI; COSTA *et al.*, 2018; MORETTI; BECKER; KIFFER; DA PENHA *et al.*, 2020). Sabe-se que mudanças no uso do solo no entorno dos riachos, associadas a agricultura, desmatamento e reflorestamento por espécies exóticas, influenciam processos-chaves do ecossistema de riachos, como a decomposição foliar por exemplo (GRAÇA; POZO; CANHOTO; ELOSEGI, 2002; KOMINOSKI; SHAH; CANHOTO; FISCHER *et al.*, 2013).

Estudos comparativos da decomposição foliar entre riachos alterados em áreas de silviculturas de eucalipto e riachos referência são bem conhecidos nos sistemas temperados, e relatam que as folhas de eucalipto inibem a decomposição total de folhas nativas, como mostra uma meta-análise (FERREIRA; KORICHEVA; POZO; GRAÇA, 2016). Por outro lado, informações sobre sistemas tropicais são pouco conhecidas, a exceção ao trabalho de FERREIRA; BOYERO; CALVO; CORREA *et al.* (2019). De acordo com os autores, existe uma grande variabilidade entre a decomposição total e a decomposição por micro-organismos, que muito provavelmente esteja associado às características regionais. Por outro lado, sabe-se que o processo de decomposição pode ser muito variado (GESSNER; CHAUVET; DOBSON, 1999; GRAÇA; CANHOTO, 2006), pois o clima, as comunidades, as características da água, as espécies vegetais nativas e exóticas podem variar de acordo com as regiões (FERREIRA; KORICHEVA; POZO; GRAÇA, 2016).

Tendo em vista a importância de compreender os fatores que influenciam a decomposição foliar, e como o avanço das silviculturas podem interferir nesse processo, estudos experimentais em campo e laboratório em sistemas tropicais, tem sido desenvolvidos com esses objetivos (GONÇALVES; COUCEIRO; REZENDE; MARTINS *et al.*, 2017; KIFFER; MENDES; CASOTTI; COSTA *et al.*, 2018; MORETTI; BECKER; KIFFER; DA PENHA *et*

al., 2020). As pesquisas mostram que folhas de eucalipto apresentam uma rápida decomposição em alguns ecossistemas, e que muito provavelmente esteja associado as características das espécies de eucalipto (GONÇALVES; REZENDE; MARTINS; GREGÓRIO, 2012; GONÇALVES; COUCEIRO; REZENDE; MARTINS *et al.*, 2017; REZENDE; PETRUCIO; GONÇALVES, 2014). Entretanto, a velocidade que o processo ocorre nem sempre pode ser tratado como uma característica boa para o ambiente, pois existem evidências que a rápida lixiviação pode diminuir a qualidade das águas dos riachos (DA SILVA; VALDUGA; MOLOZZI; FORNEL *et al.*, 2018). Além disso, quando a qualidade das espécies nativas é inferior, os fragmentadores tendem a preferir as folhas exóticas (MORETTI; BECKER; KIFFER; DA PENHA *et al.*, 2020). O que preocupa, se com o avanço da silvicultura a disponibilidade de folhas nativas for muito reduzida, e como as folhas exóticas são rapidamente metabolizadas pelas comunidades, faltará alimento para manutenção das comunidades em estações onde ocorre um menor aporte foliar, podendo comprometer a estrutura da comunidades (GRAÇA; CANHOTO, 2006).

Tendo em vista a variabilidade dos processos que impulsionam a decomposição foliar (GESSNER; CHAUVET; DOBSON, 1999; GRAÇA; CANHOTO, 2006). No presente estudo buscou-se ampliar as informações sobre a decomposição foliar no bioma Floresta Atlântica. Além disso, avaliamos a decomposição foliar em riachos alterados por silviculturas de eucalipto e riachos referência. Adicionalmente, em cada riacho foi comparada a decomposição entre detrito nativos e exóticos. Deste modo, testamos a hipótese de que a qualidade do detrito controla a taxa de decomposição foliar total e por micro-organismos e independente das características dos riachos. Avaliamos com objetivo, testar como a decomposição total e por micro-organismos reage as mudanças na qualidade do detrito e no tipo de riacho.

2.3 MATERIAL E MÉTODOS

2.3.1 Área de estudo

Foram selecionados 12 riachos de 1º a 3º ordem (STRAHLER, 1957), com largura inferior a 3 m e profundidade inferior a 0,40 m, pertencentes à bacia do Rio Paraíba do Sul, no estado de Minas Gerais, Zona da Mata Mineira, Brasil. Os riachos estão distribuídos entre as latitudes 21,61°S a 21,73°S e as longitudes 43,26°W a 43,65°W, com altitude entre 667 e 851 m. O clima da região é caracterizado, segundo a classificação de Köppen como Tropical de Altitude, Cwa (mesotérmico, verão chuvoso e quente), com duas estações bem definidas, uma que vai de outubro a abril com temperaturas mais elevadas e maior incidência de chuvas e a segunda que vai de maio a setembro com temperaturas mais baixas e menor incidência de chuvas (ROSA; SILVA; OLIVEIRA; MARTINS *et al.*, 2011).

A delimitação das bacias hidrográficas dos pontos de coleta, foi realizada manualmente, usando o software ArcGIS 10.2, com a sobreposição das bases de dados de hidrografia obtidas no Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM) e das curvas de nível retiradas da imagem de satélite ALOS PLASAR. O procedimento de classificação adotado foi manual através da vetorização no software ArcGIS 10.2 da imagem do Google Earth Pro de 2017, obtida através do Programa Google Earth Images Downloader versão 5.22. Essa imagem vetorizada foi convertida para raster com resolução espacial de 5m.

Os riachos amostrados foram classificados de acordo com o uso do solo na bacia de drenagem quanto a presença e ausência de atividade de silvicultura com eucalipto e quanto o tamanho e porcentagem da mata nativa (Anexo 1), produzido através de modelos digitais de elevação justapostos com dados obtidos pelo Google Satélite. Os riachos estudados estão inseridos em uma área de entorno de 355 hectares de atividade de silviculturas com eucalipto (Figura 2.1A).

Dos 12 riachos, oito foram classificados como alterados, sendo a plantação de eucalipto o principal uso do solo (máximo: 36 %; mínimo: 17 %, média: 24 %). Os demais riachos (n = 4) foram classificados como referências e estavam presentes em áreas de preservação permanente (máximo: 100 %, mínimo: 72 %, média: 88 %).

2.3.2 Amostragem e caracterização da qualidade do detrito foliar

Para a coleta dos detritos foliares, foram instaladas redes de captura (1 x 1m, malha de 5mm, n = 4) (Figura 2.1B) nas margens direita e esquerda dos 12 riachos estudados, durante os meses de abril e julho de 2017. A escolha do período utilizado, pois coincide com o fim do período das chuvas e início do período de estiagem, quando se observa uma maior disponibilidade de folhas caídas nos riachos da região. Tais observações estão de acordo com os relatos de GONÇALVES; CALLISTO (2013) quando analisaram o aporte de matéria orgânicas em um riacho da floresta Atlântica no município de Ouro Branco. As folhas senescentes foram secas ao ar durante sete dias e posteriormente foram usadas para confecção dos sacos de detrito. A utilização das misturas locais foi adotada por permitir uma análise mais próxima da realidade de como a decomposição procede nesses riachos. No total, foram identificados 16 espécies de plantas nos riachos, sendo elas: *Alchornea glandulosa*, *Alchornea triplinervia*, *Annoma dolabripetala*, *Aparisthium* sp., *Eucalyptus urograndis*, *Magnolia Ovata*, *Machaerium nyctitans*, *Miconia mellina*, *Miconia urophylla*, *Myrcia laruotteana*, *Myrcia* sp.1, *Myrcia* sp.2, *Myrcia splendens*, *Nectandra oppositifolia*, *Piper* sp., *Siparuna guianensis*, *Sorocea bonplandii*, *Xylopia brasiliensis*. A espécie *Eucalyptus urograndis* é um híbrido de *Eucalyptus grandis* e *Eucalyptus urophylla* comumente utilizado em plantações nas áreas estudadas da região (IBÁ, 2017; REZENDE; DE RESENDE; DE ASSIS, 2014; SILVA; ATAÍDE, 2019). Folhas de eucalipto foram identificadas nas margens dos riachos alterados (Figura 2.1C, D) e foram utilizadas isoladamente na confecção das bolsas de detrito exótico.

Para a caracterização dos detritos foliares, foram utilizadas folhas não incubadas nos riachos. Para cada riacho, uma amostra (10 g) do material foliar foi macerada até alcançar um tamanho de partícula inferior à 1mm. Esse material foi usado para determinar o conteúdo de polifenol pelo método colorimétrico com detecção por espectrofotometria (BÄRLOCHER; GRAÇA, 2020). Amostras (50 mg) foram utilizadas para determinar o conteúdo de nitrogênio e fosforo pelo método de digestão simultânea em Persulfato de Potássio (MACKERETH; HERON; TALLING; ASSOCIATION, 1978; VALDERRAMA, 1981). Após a digestão do material uma alíquota foi utilizada para determinar o conteúdo de fosforo pelo método colorimétrico por espectrofotometria e outra alíquota para determinar o conteúdo de nitrogênio através da determinação em analisador orgânico total (TOC-V CPN - Shimadzu) (FLINDT; LILLEBØ; PÉREZ; FERREIRA, 2020). O conteúdo de carbono orgânico total foi analisado através de amostra sólida (50 mg) através da determinação em analisador orgânico total (TOC-

V CPN - Shimadzu) (FLINDT; LILLEBØ; PÉREZ; FERREIRA, 2020). Nós avaliamos a dureza foliar indiretamente através da área específica foliar (SLA) média, que é a razão entre a área foliar (cm²) e a massa seca (g) (BOYERO; PEARSON; HUI; GESSNER et al., 2016). Além disso, analisamos o conteúdo de lignina, celulose e hemicelulose pelo método de gravidade da fibra em um detergente ácido (GESSNER, 2020).



Figura 2.1. Presença de silvicultura com eucalipto em áreas de aclive (a), permitindo a chegada de folhas de eucalipto na zona ripária, compondo a serapilheira nas margens dos riachos (C e D). Redes de captura para obtenção das folhas senescentes em cada riacho estudado (B).

2.3.3 Experimento de decomposição foliar

A incubação do material foliar foi realizada de julho a agosto de 2017, período de estiagem, em que se observa uma maior heterogeneidade física e química dos riachos (DA SILVA). Durante o experimento foram utilizados sacos de detritos com tamanho de malha diferentes, a malha grossa (10 mm), permite o acesso de invertebrados e micro-organismos e a malha fina (0,25 mm) limita o acesso de invertebrados e permite o acesso de micro-organismos (BÄRLOCHER, 2020). Além disso, em cada tipo de malha foram confeccionados sacos de detrito exótico (apenas folhas de eucalipto) e nativo (folhas das espécies nativas de cada riacho). Em cada riacho foram incubados sacos de detritos de malha grossa contendo detrito nativo (n

= 5) e exótico (n = 5) e sacos de detritos de malha fina do detrito nativo (n = 5) e exótico (n = 5), totalizando 20 sacos de detritos por riacho (Figura 2.2), e um total de 240 em todo experimento. A massa foliar média em cada saco de detrito foi $2,71 \pm 0,71$ g. Os sacos de detritos foram incubados em áreas de remanso nos riachos a uma distância máxima de cinco metros entre eles.

Os sacos de detritos incubados foram retirados no T50 estimado, tempo após no qual 50% da massa original das folhas foi perdida. Nesse período a atividade de micro-organismos é alta e a comunidade de invertebrados já está estabelecida (REZENDE; PETRUCIO; GONÇALVES, 2014). Após este período, a comunidade estabelecida durante o processo de sucessão degradativa é afetada pela redução dos detritos disponíveis (BÄRLOCHER, 2020). A estimativa do dia de retirada foi feita através de um experimento piloto anterior a incubação das amostras. O T50 para folhas de eucalipto foi de 30 dias e da mistura nativa foi de 40 dias. O material retirado após incubação nos riachos foi individualmente armazenado em bolsas plásticas e transferido para o laboratório em caixas térmicas para análises.

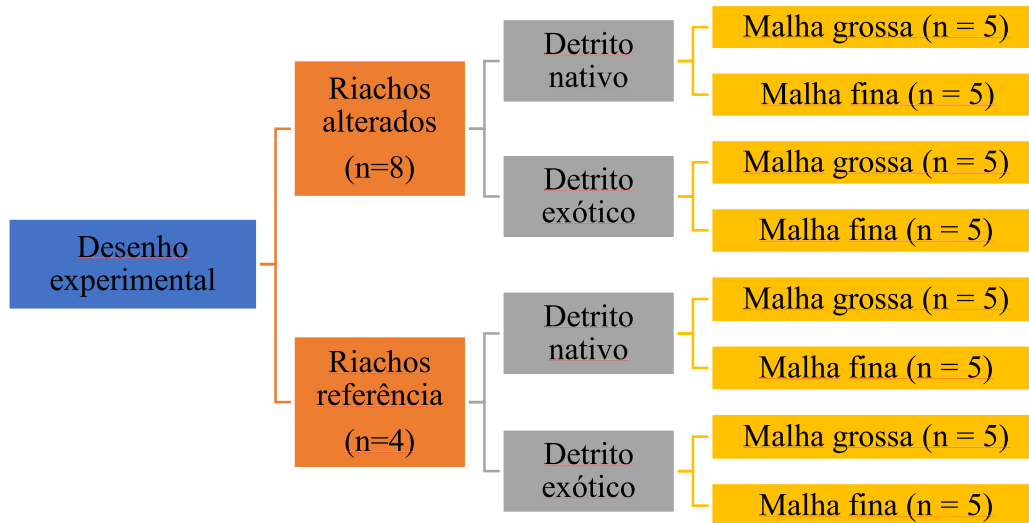


Figura 2.2. Desenho esquemático de distribuição dos sacos de detritos quanto o tipo de detrito e tamanho da malha utilizada na confecção das bolsas.

2.3.4 Massa seca remanescente e massa seca livre de cinzas (AFDM)

Após o período de incubação, em cada saco de detrito foram retirados um par de discos foliares de 12 mm de todas as folhas utilizando um furador de cortiça. As folhas remanescentes e os conjuntos de discos obtidos foram secos em estufa (60°C por 72h) e pesados em balança analítica com precisão de 0,001g e sua massa considerada na massa remanescente. Em seguida, os discos secos foram colocados em cadinhos de porcelana previamente pesados, e foram então calcinados em forno mufla (550°C, 4h) e pesados novamente, para estimar a AFDM (BÄRLOCHER, 2020).

2.3.5 Análise de dados

A taxa de decomposição foliar (k) foi calculada usando o modelo exponencial negativo da porcentagem da massa perdida ao longo do tempo ($M_t = M_0 e^{-kt}$; M_t = massa remanescente; M_0 = massa inicial; $-k$ = coeficiente de decaimento exponencial; t = tempo) (BÄRLOCHER, 2020). Os dados de taxa de decomposição obtidos foram comparados com base nos sistemas aquáticos brasileiros que caracteriza a decomposição como: rápida ($k > 0,0173 \text{ dia}^{-1}$), intermediária ($0,0041 > k < 0,0173 \text{ dia}^{-1}$) e lenta ($k < 0,0041 \text{ dia}^{-1}$) (GONÇALVES JR; MARTINS; OTTONI; COUCEIRO, 2014).

Avaliamos a taxa de decomposição (k) em relação aos tipos de riachos, detrito e tamanho da malha usando modelos lineares de efeito misto (LME). Modelos de efeitos mistos são ferramentas estatísticas apropriadas para realizar sínteses de dados coletados em vários locais em amplas escalas espaciais usando métodos não uniformes e ou desbalanceados (ZUUR; IENO; WALKER; SAVELIEV et al., 2009). No LME existem dois tipos de variáveis exploratórias categóricas, as variáveis de efeito fixo que influenciam apenas nas médias de y e as variáveis de efeito aleatório, que influenciam apenas na variância de y (CRAWLEY, 2007). Consideramos como variáveis de efeito fixo os tipos de riachos (alterados e referências), tipos de folha (exótica e nativa) e o tamanho da malha (fina e grossa). Como variável de efeito aleatório consideramos o “local” (riachos), devido ao desbalanceamento amostral entre os tipos de riachos. Nós analisamos o LME através dos pacotes estatísticos “lmer4” (BATES; MAECHLER; BOLKER; WALKER, 2015), e “lmerTest” (KUZNETSOVA; BROCKHOFF;

CHRISTENSEN, 2017), através da função “lmer”, pelo método de seleção de modelo mais adequado foi através da probabilidade máxima restrita (método “REML”).

Para avaliar a diferença nas características do detrito foliar de acordo com a sua origem, exótica (eucalipto) ou nativa (mistura) e quanto ao tipo de riacho, o LME foi utilizado para corrigir o desbalanceamento amostral. O LME também foi utilizado para testar as variáveis ambientais individualmente quanto ao tipo de riacho. Todas as análises foram realizadas no programa gratuito R, versão 4.0.2 (R CORE TEAM, 2020).

2.4 RESULTADOS

2.4.1 Variáveis ambientais

Os riachos estudados apresentaram águas bem oxigenadas com mínimo de 7,9 mg.L⁻¹ e máximo de 9,5 mg.L⁻¹ ($F_{1,10} = 0,88$; $p = 0,972$), com águas levemente ácidas, tendo pH mínimo de 6,3 e máximo de 6,7 ($F_{1,10} = 10,92$; $p = 0,311$), condutividade elétrica baixa, tendo registro mínimo de 6,5 $\mu\text{S/cm}$ e máximo de 29,3 $\mu\text{S/cm}$ ($F_{1,10} = 1,11$; $p = 0,790$), com temperatura da água mínima de 13,2 °C e máxima de 19,4 °C ($F_{1,10} = 2,61$; $p = 0,894$) e vazão mínima de 0,0001m³/s e máxima de 0,28 m³/s ($F_{1,10} = 3,56$; $p = 0,999$).

2.4.2 Qualidade do detrito foliar

A porcentagem de carbono nos detritos provenientes de riachos de alterados ($49,76 \pm 4,61$) foi similar em relação aos riachos referências ($46,81 \pm 1,32$; $F_{1,13} = 0,25$; $p = 0,620$). A porcentagem de carbono foi 18% maior nos detritos exóticos ($56,02 \pm 1,46$) em relação aos detritos nativos ($47,21 \pm 2,20$; $F_{1,13} = 42,74$; $p < 0,001$).

A porcentagem de fosforo foi 27% maior nos detritos provenientes de riachos de referências ($0,061 \pm 0,005$) em relação aos riachos alterados ($0,048 \pm 0,014$; $F_{1,13} = 8,27$; $p = 0,011$). A porcentagem de fosforo foi 24% maior nos detritos exóticos ($0,061 \pm 0,007$) em relação aos detritos nativos ($0,049 \pm 0,014$; $F_{1,13} = 6,73$; $p = 0,020$).

A porcentagem de polifenol nos detritos provenientes de riachos de alterados ($5,49 \pm 3,78$) foi similar em relação aos riachos referências ($4,36 \pm 1,43$; $F_{1,13} = 0,54$; $p = 0,471$). A porcentagem de polifenol foi 277% maior nos detritos exóticos ($10,63 \pm 0,13$) em relação aos detritos nativos ($3,83 \pm 1,95$; $F_{1,13} = 14,41$; $p = 0,002$).

A razão SLA foi 36% maior nos detritos provenientes de riachos de referência ($144,92 \pm 38,48$) em relação aos riachos alterados ($106,08 \pm 26,19$; $F_{1,13} = 9,94$; $p = 0,008$). A razão SLA nos detritos nativos ($113,44 \pm 37,27$) foi similar em relação aos detritos exóticos ($130,88 \pm 12,61$; $F_{1,13} = 2,10$; $p = 0,194$).

A porcentagem de lignina nos detritos provenientes de riachos de alterados ($25,71 \pm 8,37$) foi similar em relação aos riachos referencias ($33,75 \pm 7,65$; $F_{1,13} = 1,48$; $p = 0,244$). A porcentagem de lignina foi 223% maior nos detritos nativos ($31,32 \pm 5,61$) em relação aos detritos exóticos ($14,01 \pm 0,67$; $F_{1,13} = 9,74$; $p = 0,008$).

A porcentagem de celulose nos detritos provenientes de riachos de alterados ($18,57 \pm 3,31$) foi similar em relação aos riachos referencias ($19,53 \pm 1,35$; $F_{1,13} = 0,32$; $p = 0,581$). A porcentagem de celulose foi 38% maior nos detritos nativos ($19,94 \pm 1,97$) em relação aos detritos exóticos ($14,38 \pm 0,68$; $F_{1,13} = 10,18$; $p = 0,009$).

A porcentagem de hemicelulose foi 22% maior nos detritos provenientes de riachos de alterados ($12,89 \pm 1,53$ %) em relação aos riachos referencias ($10,54 \pm 1,50$; $F_{1,13} = 5,57$; $p = 0,034$). A porcentagem de hemicelulose nos detritos nativos ($11,72 \pm 1,60$) em relação aos detritos exóticos ($14,44 \pm 0,54$; $F_{1,13} = 3,05$; $p = 0,116$).

A porcentagem de nitrogênio e as razões C:N, C:P e N:P foram similares quanto ao tipo de riachos e quanto a origem do detrito (Tabela 2.1).

Tabela 2.1. Resultados do Modelo linear de efeito misto (LME) e caracterização da qualidade dos detritos foliares (média \pm desvio padrão) no tempo zero incubados em riachos referência e riachos alterados na bacia do Paraíba do Sul, Minas Gerais, Brasil. Carbono orgânico total (C). Nitrogênio (N). Fósforo (P). Razão nitrogênio: fósforo (N: P). Razão carbono: fósforo (C: P). Razão carbono: nitrogênio (C: N). Área específica foliar (SLA). Graus de liberdade (DF). Estatística (F). Probabilidade (p).

Variáveis	Origem da folha					Tipo de riacho				
	Exótica	Nativa	DF	F	p	Referência	Alterado	DF	F	p
C (%)	56,02 \pm 1,46	47,21 \pm 2,20	1,13	42,74	< 0,001	46,81 \pm 1,32	49,76 \pm 4,61	1,13	0,25	0,620
N (%)	0,52 \pm 0,01	0,43 \pm 0,12	1,13	0,97	0,342	0,48 \pm 0,09	0,44 \pm 0,12	1,13	0,99	0,336
P (%)	0,061 \pm 0,007	0,049 \pm 0,014	1,13	6,73	0,020	0,061 \pm 0,005	0,048 \pm 0,014	1,13	8,27	0,011
C:N (mol:mol)	103 \pm 1	136 \pm 40	1,13	1,33	0,268	118 \pm 31	134 \pm 41	1,13	1,61	0,226
C:P (mol:mol)	1964 \pm 165	2768 \pm 1199	1,13	1,40	0,257	1974 \pm 137	2837 \pm 1232	1,13	4,07	0,064
N:P (mol:mol)	19,13 \pm 1,71	20,54 \pm 6,43	1,13	0,27	0,608	17,39 \pm 3,75	21,30 \pm 6,15	1,13	1,96	0,183
polifênol (%)	10,63 \pm 0,13	3,83 \pm 1,95	1,13	14,41	0,002	4,36 \pm 1,43	5,49 \pm 3,78	1,13	0,54	0,471
SLA (cm ² /g)	131 \pm 13	113 \pm 37	1,13	2,10	0,194	145 \pm 38	106,08 \pm 26,19	1,13	9,94	0,008
Lignina (%)	14,01 \pm 0,67	31,32 \pm 5,61	1,13	9,74	0,008	33,75 \pm 7,65	25,71 \pm 8,37	1,13	1,48	0,244
Celulose (%)	14,38 \pm 0,68	19,94 \pm 1,97	1,13	10,18	0,009	19,53 \pm 1,35	18,57 \pm 3,31	1,13	0,32	0,581
Hemicelulose (%)	14,44 \pm 0,54	11,72 \pm 1,60	1,13	3,05	0,116	10,54 \pm 1,50	12,89 \pm 1,53	1,13	5,57	0,034

2.4.3 Decomposição foliar

Quando avaliamos a taxa de decomposição usando dados de sacos de detritos de malha grossa e fina conjuntamente, a interação entre o tamanho da malha e os tipos de folha influenciou a taxa de decomposição ($F_{1,36} = 5,46$; $p = 0,025$; Tabela 2.2). Nos sacos de detritos de eucalipto aumenta a diferença na taxa de decomposição entre o tamanho da malha (Grossa: $0,026 \pm 0,005$; Fina: $0,021 \pm 0,004$), enquanto nos sacos de detritos nativos diminui a diferença entre o tamanho das malhas (Grossa: $0,011 \pm 0,004$; Fina: $0,010 \pm 0,003$; Figura 2.3). Quando avaliamos apenas a decomposição em sacos de detritos de malha grossa, a interação entre os tipos de riacho e os tipos de folha não influenciou a taxa de decomposição ($F_{1,24} = 0,46$; $p = 0,500$). No entanto, a taxa de decomposição nos riachos referência ($0,022 \pm 0,009$) foi 24% maior em relação aos riachos alterados ($0,017 \pm 0,008$; $F_{1,24} = 5,74$; $p = 0,024$). Além disso, a taxa de decomposição foi 2,24 vezes maior nas folhas exóticas ($0,026 \pm 0,005$) em relação às folhas nativas ($0,011 \pm 0,004$; $F_{1,24} = 69,75$; $p < 0,001$). Quando avaliamos apenas a decomposição em sacos de detritos de malha fina, a interação entre os tipos de riacho e os tipos de folha não influenciou a taxa de decomposição ($F_{1,12} = 2,62$; $p = 0,131$). A taxa de decomposição também não foi influenciada pelo tipo de riacho (alterado: $0,015 \pm 0,005$; Referência: $0,017 \pm 0,008$; $F_{1,12} = 2,33$; $p = 0,152$). No entanto, a taxa de decomposição foi 2,1 vezes maior nas folhas exóticas ($0,021 \pm 0,004$) em relação às folhas nativas ($0,010 \pm 0,003$; $F_{1,12} = 58,75$; $p < 0,001$; Tabela 2.2).

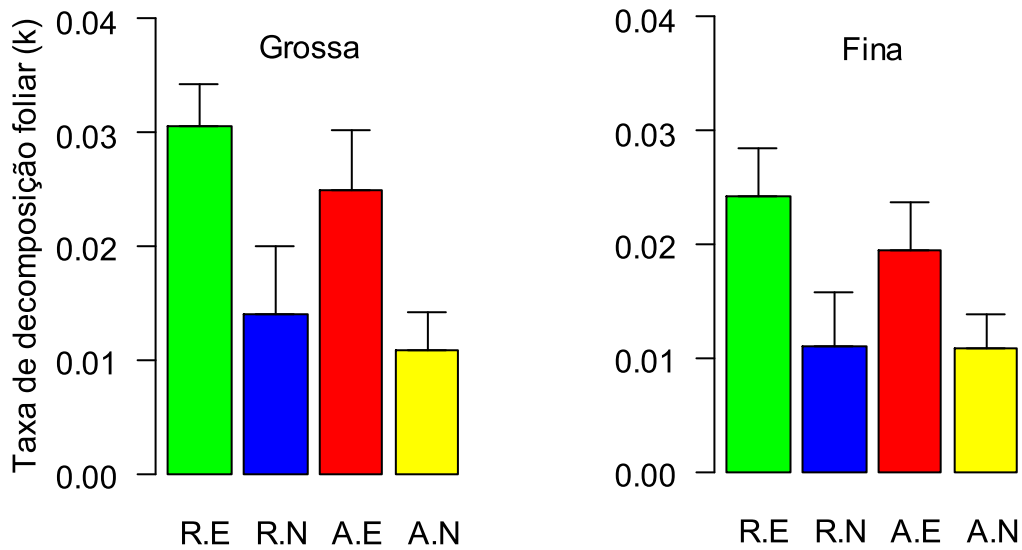


Figura 2.3. Taxa de decomposição foliar (média \pm desvio padrão) nos sacos de malha grossa e fina, dos detritos exóticos (E) e nativos (N) incubados em riachos referência (R) e riachos alterados (A).

Tabela 2.2. Resultado do Modelo lineares de efeito misto (LME), e avaliação dos resultados obtidos isolando a o tamanho da malha grossa e fina na taxa de decomposição foliar. Soma dos quadrados (SS); Graus de liberdade (DF); Estatística (F); Probabilidade (p). Modelo de seleção (Anexo 2).

	SS	DF	F	p
Riacho	0,000052	1, 12	4,37	0,058
Folha	0,001875	1, 36	156,94	< 0,001
Malha	0,000140	1, 36	11,72	0,001
Folha:Malha	0,000065	1, 36	5,46	0,025
<i>Malha grossa</i>				
Riacho	0,000102	1, 24	5,74	0,024
Folha	0,001240	1, 24	69,75	< 0,001
Riacho:Folha	0,000008	1, 24	0,46	0,500
<i>Malha fina</i>				
Riacho	0,000025	1, 12	2,33	0,152
Folha	0,000638	1, 12	58,75	< 0,001
Riacho:Folha	0,000028	1, 12	2,62	0,131

2.5 DISCUSSÃO

No presente estudo avaliamos a decomposição foliar em riachos alterados por silviculturas de eucalipto e riachos referência. Além disso, comparamos detritos nativos e exóticos em cada tipo de riacho. E encontramos que o (I) tipo de folhas presente nos riachos interfere nos resultados da taxa de decomposição na malha grossa e na malha fina; (II) e grande parte das diferenças estão associadas as características químicas e estruturais das espécies; (III) que diferenças entre riachos foram refletidas apenas na decomposição da malha grossa.

Diferenças entre malha grossa e malha fina foram mais pronunciadas em detritos de eucalipto que em detritos nativos. O que sugere que os fragmentadores têm um papel na decomposição foliar em diferentes riachos da Floresta Atlântica. Resultados semelhantes foram encontrados por BOYERO; PEARSON; GESSNER; DUDGEON *et al.* (2015) em alguns riachos tropicais, entre folhas exóticas de *Alnus glutinosa* e espécies nativas. O que mostra, que assim como foi observado pelos autores para *A. glutinosa*, os invertebrados e micro-organismos conseguem acessar melhor as folhas de *Eucalyptus* que as folhas nativas. Além disso, alguns autores atribuem essa variabilidade nas respostas das comunidades, a influências da qualidade, que em alguns ecossistemas pode ser o principal fator controlador da decomposição nos riachos (GONÇALVES; COUCEIRO; REZENDE; MARTINS *et al.*, 2017; WRIGHT; COVICH, 2005). O que indica, que mudanças na composição de espécies da vegetação ripária, podem ocasionar em mudanças no processo de decomposição foliar.

De acordo com a proposta de GONÇALVES JR; MARTINS; OTTONI e COUCEIRO (2014) baseada em riachos do Brasil, os valores de k para eucalipto foram classificados como rápido ($k > 0,0173 \text{ dia}^{-1}$). No entanto, quando comparado com os valores encontrados para riachos da Amazônia ($k = 0,034 \text{ dia}^{-1}$) (GONÇALVES; COUCEIRO; REZENDE; MARTINS *et al.*, 2017), ou em outros riachos da Floresta Atlântica ($k = 0,0445 \text{ dia}^{-1}$) (GONÇALVES; REZENDE; MARTINS; GREGÓRIO, 2012) e encontramos menores valores de k . Já comparando com riachos do Cerrado ($k = 0,0105 \text{ dia}^{-1}$) (REZENDE; PETRUCIO; GONÇALVES, 2014) encontramos maiores valores de k . Quanto as espécies nativas, apesar de GONÇALVES JR; MARTINS; OTTONI e COUCEIRO (2014) classificar como intermediário ($0,0041 > k < 0,0173 \text{ dia}^{-1}$), e PETERSEN e CUMMINS (1974) as classificar como rápido ($k > 0,010 \text{ dia}^{-1}$), obtivemos maiores valores de k que os relatados em vários riachos tropicais (BOYERO; PEARSON; GESSNER; DUDGEON *et al.*, 2015; REZENDE; PETRUCIO;

GONÇALVES, 2014). O que mostra que nos riachos estudados, as alterações ambientais relacionadas a silvicultura de eucalipto, possibilitam que o ambiente possua uma rápida metabolização da matéria orgânicas nesses riachos.

Observamos que a taxa de decomposição dos detritos exóticos foi mais rápida que a taxa de decomposição dos detritos nativos. Sabe se que a maior disponibilidade de nutrientes, e menor proporção de constituintes estruturais, são atributos que tem explicado uma maior taxa de decomposição dos detritos de eucalipto (MORETTI; BECKER; KIFFER; DA PENHA *et al.*, 2020) em detrimento de espécies nativas, e corroboram os resultados encontrados por esse estudo. Por outro lado, a maior proporção de carbono registrada, seja uma característica que talvez limite a decomposição foliar. Entretanto, estudos experimentais relatam uma rápida lixiviação de compostos carbônicos em poucas horas (DA SILVA; VALDUGA; MOLOZZI; FORNEL *et al.*, 2018). Grande parte desse carbono lixiviado, são compostos hidrossolúveis, tais como; polifenóis, fibras de lignina, celulose e hemicelulose, que assim não impedem a colonização biológica (ARDÓN; PRINGLE, 2008; REZENDE; PETRUCIO; GONÇALVES, 2014; WYMORE; SALPAS; CASABURI; LIU *et al.*, 2018).

Encontramos que as diferenças entre os tipos de riachos, foram refletidas nos dados de malha grossa. Além disso, observamos que riachos referência possuem folhas com menor dureza (maior área específica foliar) e com maior disponibilidade de nutrientes. Tendo em vista que tais características são fatores que influenciam na maior seletividade dos invertebrados (ARDÓN; STALLCUP; PRINGLE, 2006; BIASI; COGO; HEPP; SANTOS, 2019). Acreditamos, que tais atributos tenham sido os principais influenciadores das diferenças entre riachos. Apesar de não termos encontrado variação nas variáveis abióticas, estima-se que as características da água e a qualidade dos detritos foliares são fatores que geralmente se relacionam as diferenças na taxa de decomposição (GRAÇA; CANHOTO, 2006). Além disso, outro fator que talvez explique maior dureza das folhas de riachos alterados, esteja associada a fato desses riachos estarem mais sujeitas a irradiação solar, devido ao entorno dos riachos, geralmente apresentarem áreas com dossel mais aberto, o que favorece ao desenvolvimento de tecidos mais duros (SARIYILDIZ; ANDERSON, 2003; SEENA; CARVALHO; CÁSSIO; PASCOAL, 2017). Já quanto a ausência de variação na taxa de decomposição por micro-organismos entre riachos, talvez tenha maior relação com variáveis abióticas da água. Entretanto, nem sempre as mudanças nos riachos resultam em diferenças nas variáveis abióticas (ABELHO; GRAÇA, 1996; FERREIRA; BOYERO; CALVO; CORREA *et al.*, 2019). Além disso, informações sobre a contribuição dos micro-organismos na decomposição em riachos

tropicais ainda não é tão bem compreendida (GONÇALVES JR; MARTINS; OTTONI; COUCEIRO, 2014).

2.6 CONCLUSÃO

Através desse estudo foi possível identificar como mudanças na composição de espécies vegetais das zonas ripárias, podem interferir na contribuição das comunidades no processo de decomposição foliar em riachos da Floresta Atlântica. Além disso, relatamos que folhas de *Eucalyptus urograndis* apresentam rápida taxa de decomposição foliar nos riachos estudados, e acreditamos que programas de reflorestamento com tais espécies devem ser considerados com cautela. Adicionalmente, tais informações visam auxiliar a compreensão de como silviculturas com espécies híbridas de eucalipto podem estar relacionando com as espécies nativas e seus efeitos nos ecossistemas aquáticos, como sugerido por KOMINOSKI; SHAH; CANHOTO; FISCHER *et al.* (2013). Por fim, observamos que diferenças entre riachos alterado e riachos referência, foram refletidas em mudanças na taxa de decomposição dos riachos. Esperamos que tais informações contribuíssem para desenvolvimento de programa de avaliação de recuperação de áreas degradadas pelas silviculturas em riachos da Floresta Atlântica.

2.7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABELHO, M.; GRAÇA, M. A. S. Effects of eucalyptus afforestation on leaf litter dynamics and macroinvertebrate community structure of streams in Central Portugal. *Hydrobiologia*, 324, n. 3, p. 195-204, 1996/05/01 1996.

ARDÓN, M.; PRINGLE, C. M. Do secondary compounds inhibit microbial- and insect-mediated leaf breakdown in a tropical rainforest stream, Costa Rica? *Oecologia*, 155, n. 2, p. 311-323, 2008/03/01 2008.

ARDÓN, M.; STALLCUP, L.A.; PRINGLE, C.M. Does leaf quality mediate the stimulation of leaf breakdown by phosphorus in Neotropical streams? *Freshwater Biology*, 51, p. 618-633, 2006. doi:10.1111/j.1365-2427.2006.01515.x

BÄRLOCHER, F. Leaf Mass Loss Estimated by the Litter Bag Technique. In: BÄRLOCHER, F.; GESSNER, M. O., et al (Ed.). *Methods to Study Litter Decomposition: A Practical Guide*. Cham: Springer International Publishing, 2020. p. 43-51.

BÄRLOCHER, F.; GRAÇA, M. A. S. Total Phenolics. In: BÄRLOCHER, F.; GESSNER, M. O., et al (Ed.). *Methods to Study Litter Decomposition: A Practical Guide*. Cham: Springer International Publishing, 2020. p. 157-161.

BATES, D.; MAECHLER, M.; BOLKER, B.; WALKER, S. Fitting Linear Mixed-Effects Models Using (lme4). *Journal of Statistical Software*, 67, n. 1, p. 1-48, 2015.

BIASI, C.; COGO, G. B.; HEPP, L. U.; SANTOS, S. Shredders prefer soft and fungal-conditioned leaves, regardless of their initial chemical traits. *Iheringia. Série Zoologia*, 109, 2019.

BOYERO, L.; PEARSON, R. G.; GESSNER, M. O.; DUDGEON, D. et al. Leaf-litter breakdown in tropical streams: is variability the norm? *Freshwater Science*, 34, n. 2, p. 759-769, 2015/06/01 2015.

BOYERO, L.; PEARSON, R. G.; HUI, C.; GESSNER, M. O. et al. Biotic and abiotic variables influencing plant litter breakdown in streams: a global study. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 283, n. 1829, p. 20152664, 2016/04/27 2016.

CANHOTO, C.; GRAÇA, M. Food value of introduced eucalypt leaves for a Mediterranean stream detritivore: *Tipula lateralis*. *Freshwater Biology*, 34, p. 209-214, 1995. doi:10.1111/j.1365-2427.1995.tb00881.x

CRAWLEY, M. J. *The R Book*. John Wiley & Sons Ltd: 2007

DA SILVA, M. V. D.; ROSA, B. F.; ALVES, R. G. Effect of mesohabitats on responses of invertebrate community structure in streams under different land uses. *Environmental Monitoring and Assessment*, 187, n. 11, p. 714, 2015.

DA SILVA, D. J.; VALDUGA, A. T.; MOLOZZI, J.; FORNEL, R. et al. Leaching of carbon from native and non-native leaf litter of subtropical riparian forests. *Journal of Limnology*, 77, n. 2, p. 247-254, 2018-01-31 2018

FERNANDES, I.; DUARTE, S.; CÁSSIO, F.; PASCOAL, C. Effects of riparian plant diversity loss on aquatic microbial decomposers become more pronounced with increasing time. *Microbial Ecology*, 66, n. 4, p. 763-772, 2013.

FERNANDES, I.; DUARTE, S.; CÁSSIO, F.; PASCOAL, C. Plant litter diversity affects invertebrate shredder activity and the quality of fine particulate organic matter in streams. *Marine and Freshwater Research*, 66, n. 5, p. 449-458, 2015.

FERREIRA, V.; BOYERO, L.; CALVO, C.; CORREA, F. et al. A Global Assessment of the Effects of Eucalyptus Plantations on Stream Ecosystem Functioning. *Ecosystems*, 22, p. 629–642, 2019. <https://doi.org/10.1007/s10021-018-0292-7>

FERREIRA, V.; KORICHEVA, J.; POZO, J.; GRAÇA, M. A. S. A meta-analysis on the effects of changes in the composition of native forests on litter decomposition in streams. *Forest Ecology and Management*, 364, p. 27-38, 2016.

FLINDT, M. R.; LILLEBØ, A. I.; PÉREZ, J.; FERREIRA, V. Total Phosphorus, Nitrogen and Carbon in Leaf Litter. In: BÄRLOCHER, F.; GESSNER, M. O., et al (Ed.). *Methods to Study Litter Decomposition: A Practical Guide*. Cham: Springer International Publishing, 2020. p. 91-105.

GESSNER, M. O. Lignin and Cellulose. In: BÄRLOCHER, F.; GESSNER, M. O., et al (Ed.). *Methods to Study Litter Decomposition: A Practical Guide*. Cham: Springer International Publishing, 2020. p. 179-185.

GESSNER, M.; CHAUVET, E.; DOBSON, M. A Perspective on Leaf Litter Breakdown in Streams. *Oikos*, 85, n. 2, p. 377-384, 1999. doi:10.2307/3546505

GONÇALVES, J.F.; CALLISTO, M. Organic-matter dynamics in the riparian zone of a tropical headwater stream in Southern Brasil. *Aquatic Botany*, 109, p. 8-13, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2013.03.005>.

GONÇALVES, J. F.; COUCEIRO, S. R. M.; REZENDE, R. S.; MARTINS, R. T. et al. Factors controlling leaf litter breakdown in Amazonian streams. *Hydrobiologia*, 792, n. 1, p. 195-207, 2017/05/01 2017.

GONÇALVES, J. F.; MARTINS, R. T.; OTTONI, B.; COUCEIRO, S. R. M. Uma visão sobre a decomposição foliar em sistemas aquáticos brasileiros. In: NEUSA HAMADA; JORGE LUIZ NESSIMIAN, et al (Ed.). *Insetos Aquáticos: Biologia, Ecologia e Taxonomia*. Manaus: Editora do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, 2014. p. 89-116.

GONÇALVES JR, J. F.; REZENDE, R. S.; MARTINS, N. M.; GREGÓRIO, R. S. Leaf breakdown in an Atlantic Rain Forest stream. *Austral Ecology*, 37, n. 7, p. 807-815, 2012/11/01 2012.

GRAÇA, M. A.; CANHOTO, C. Leaf litter processing in low order streams. *Limnetica*, 25, n. 1-2, p. 001-10, 2006.

GRAÇA, M. A. S.; POZO, J.; CANHOTO, C.; ELOSEGI, A. Effects of Eucalyptus Plantations on Detritus, Decomposers, and Detritivores in Streams. *The Scientific World Journal*, 2, p. 193579, 1900/01/01 2002.

IBÁ. Relatório Indústria Brasileira de Árvores 2020. Brasília: 2020

IBÁ. Relatório Indústria Brasileira de Árvores 2017. Brasília: 2017.

KIFFER, W. P., JR.; MENDES, F.; CASOTTI, C. G.; COSTA, L. C. et al. Exotic Eucalyptus leaves are preferred over tougher native species but affect the growth and survival of shredders in an Atlantic Forest stream (Brazil). *PLOS ONE*, 13, n. 1, p. e0190743, 2018.

KOMINOSKI, J. S.; SHAH, J. J. F.; CANHOTO, C.; FISCHER, D. G. et al. Forecasting functional implications of global changes in riparian plant communities. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 11, n. 8, p. 423-432, 2013.

KUZNETSOVA, A.; BROCKHOFF, P. B.; CHRISTENSEN, R. H. B. (lmerTest) Package: Tests in Linear Mixed Effects Models. *Journal of Statistical Software*, 83, n. 13, p. 1-26, 2017.

MACKERETH, F. J. H.; HERON, J. T.; TALLING, J. F.; ASSOCIATION, F. B. *Water analysis: some revised methods for limnologists*. 1978.

MORETTI, M. S.; BECKER, B.; KIFFER, W. P.; DA PENHA, L. O. et al. Eucalyptus leaves are preferred to cerrado native species but do not constitute a better food resource to stream shredders. *Journal of Arid Environments*, 181, p. 104221, 2020/10/01/ 2020.

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*, 630, n. 1, p. 199-206, 2009/09/01 2009.

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

R CORE TEAM. *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, 2020

REZENDE, R. S.; PETRUCIO, M. M.; GONÇALVES, J. F., JR. The effects of spatial scale on breakdown of leaves in a tropical watershed. *PloS one*, 9, n. 5, p. e97072-e97072, 2014.

RIBEIRO, M. C.; MARTENSEN, A. C.; METZGER, J. P.; TABARELLI, M. et al. The Brazilian Atlantic Forest: A Shrinking Biodiversity Hotspot. In: ZACHOS, F. E. e HABEL, J. C. (Ed.). *Biodiversity Hotspots: Distribution and Protection of Conservation Priority Areas*. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 2011. p. 405-434.

ROSA, B. F. J. V.; SILVA, M. V. D. D.; OLIVEIRA, V. C. D.; MARTINS, R. T. et al. Macroinvertebrates associated with bryophyta in a first-order Atlantic Forest stream. *Zoologia (Curitiba)*, 28, p. 351-356, 2011.

SARIYILDIZ, T.; ANDERSON, J. M. Decomposition of sun and shade leaves from three deciduous tree species, as affected by their chemical composition. *Biology and Fertility of Soils*, 37, n. 3, p. 137-146, March 01 2003. journal article.

SEENA, S.; CARVALHO, F.; CÁSSIO, F.; PASCOAL, C. Does the developmental stage and composition of riparian forest stand affect ecosystem functioning in streams? *Science of The Total Environment*, 609, p. 1500-1511, 2017.

SILVA, F.; ATAÍDE, C. Valorization of eucalyptus urograndis wood via carbonization: product yields and characterization. *Energy*, 2019.

STRAHLER, A. N. Quantitative analysis of watershed geomorphology. *Eos, Transactions American Geophysical Union*, 38, n. 6, p. 913-920, 1957.

TOWNS, D.R. Ecology of leptocerid caddisfly larvae in an intermittent South Australian stream receiving Eucalyptus litter. *Freshwater Biology*, 25, p. 117-129, 1991. doi:10.1111/j.1365-2427.1991.tb00478.x

TONELLO, G., NAZILOSKI, L. A., TONIN, A. M., RESTELLO, R. M., et al. Effect of *Phylloicus* on leaf breakdown in a subtropical stream. *Limnetica*, 35, n. 1, p. 243-252, 2016.

VALDERRAMA, J. C. The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters. *Marine chemistry*, 10, n. 2, p. 109-122, 1981.

VELOSO, H. P.; RANGEL-FILHO, A. L. R.; LIMA, J. C. A. Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal. *Ibge*, 1991. 8524003847.

VENABLES, W. N.; RIPLEY, B. D. *Modern Applied Statistics with S*. Fourth ed. Springer, 2002.

WRIGHT, M. S.; COVICH, A. P. The Effect of Macroinvertebrate Exclusion on Leaf Breakdown Rates in a Tropical Headwater Stream. *Biotropica*, 37, n. 3, p. 403-408, 2005.

WYMORE, A. S.; SALPAS, E.; CASABURI, G.; LIU, C. M. et al. Effects of plant species on stream bacterial communities via leachate from leaf litter. *Hydrobiologia*, 807, n. 1, p. 131-144, 2018.

ZUUR, A. F.; IENO, E. N.; WALKER, N.; SAVELIEV, A. A. et al. *Mixed effects models and extensions in ecology with R*. Springer, New York, NY: 2009. 1431-8776. DOI <https://doi.org/10.1007/978-0-387-87458-6>.

3. Capítulo 2. Efeito da perda de diversidade de espécies vegetais na decomposição e na produção de FPOM por larvas de *Phylloicus* sp. (Trichoptera: Calamoceratidae)

3.1 Resumo

Existem evidências de que a entrada de folhas de *Eucalyptus* sp. pode afetar os ecossistemas aquáticos tropicais. Entretanto, não está claro como a perda de diversidade de espécies foliares em áreas com plantações de eucalipto pode interferir nas taxas de decomposição por fragmentador e por micro-organismos. Nós realizamos um estudo em microcosmos com espécies de folhas nativas da Floresta Atlântica, *Alchornea triplinervia*, *Magnolia ovata* e *Licania tomentosa* e uma espécie exótica (*Eucalyptus urograndis*). Nós formulamos a hipótese que a perda de diversidade de plantas levaria à diminuição da decomposição e da produção de material particulado orgânico fino (FPOM), mas a magnitude desse efeito variaria dependendo das características químicas e de dureza das espécies componentes. Em nosso estudo encontramos que as folhas de *E. urograndis*, podem ser recursos atrativos para as larvas de *Phylloicus* sp., e que o seu consumo não resultou em prejuízos na sobrevivência das larvas. Além disso, a espécie de folha com maior taxa de decomposição e produção de FPOM por *Phylloicus* sp. foi *A. triplinervia*, e o consumo de *E. urograndis* não diferiu das demais espécies, mas proporcionou a menor produção de FPOM. A perda de diversidade de espécies vegetais pode resultar em diminuição da taxa de decomposição por micro-organismos, mas não interferiu na taxa de decomposição na presença de larvas de *Phylloicus* sp. e na produção de FPOM. Mudanças na diversidade de espécies de folhas não resultaram em efeitos negativos na sobrevivência das larvas de *Phylloicus* sp..

Palavras-chave: Perda de diversidade vegetal, experimento monodietário, experimento multidietário, *Eucalyptus*, Mata Atlântica.

3.2 INTRODUÇÃO

A área florestal no mundo têm diminuído em ritmo acelerado (KEENAN; REAMS; ACHARD; DE FREITAS *et al.*, 2015), onde grande parte das alterações (diretas e indiretas) são causadas por influências antrópicas (CARDINALE; DUFFY; GONZALEZ; HOOPER *et al.*, 2012; SÁNCHEZ-BAYO; WYCKHUYS, 2019; TIEGS; COSTELLO; ISKEN; WOODWARD *et al.*, 2019). Dentre essas alterações, as silviculturas exóticas têm atraído a atenção de pesquisadores, devido aos riscos que podem causar aos ecossistemas aquáticos (FERREIRA; BOYERO; CALVO; CORREA *et al.*, 2019; KOMINOSKI; SHAH; CANHOTO; FISCHER *et al.*, 2013), tais como a perda de diversidade e a alteração dos processos naturais dos ecossistemas aquáticos, a decomposição foliar por exemplo (DA SILVA; VALDUGA; MOLOZZI; FORNEL *et al.*, 2018; FERNANDES; DUARTE; CÁSSIO; PASCOAL, 2015; SEENA; CARVALHO; CÁSSIO; PASCOAL, 2017).

Tendo em vista, que vegetação ripária é parte importante dos ecossistemas aquáticos, por disponibilizar recursos energéticos e nutrientes para manutenção das cadeias alimentares (BAMBI; DE SOUZA REZENDE; FEIO; LEITE *et al.*, 2017; DA SILVA; VALDUGA; MOLOZZI; FORNEL *et al.*, 2018; WEBSTER; BENFIELD, 1986), mudanças na composição da vegetação ripária afetam a qualidade dos detritos que entram nos riachos, e consequentemente, a dinâmica das comunidades (ABELHO; GRAÇA, 1996; FERREIRA; LARRAÑAGA; GULIS; BASAGUREN *et al.*, 2015; POZO; BASAGUREN; ELOSEGUI; MOLINERO *et al.*, 1998). Entender como a perda de diversidade afeta os processos ecológicos é um importante meio de compreender como interfere nas funções dos ecossistemas, por exemplo; a produção de alimento, o controle de pragas e a regulação do clima (CARDINALE; DUFFY; GONZALEZ; HOOPER *et al.*, 2012).

Diversos estudos têm buscado compreender o como mudanças na diversidade de plantas, invertebrados e micro-organismos podem interferir no processo de decomposição foliar, entretanto os mecanismos por trás da diversidade, podem resultar em interações que não são facilmente previsíveis (GESSNER; SWAN; DANG; MCKIE *et al.*, 2010). A presença de folhas do gênero *Eucalyptus* compondo vegetação ripária tem causado muitas dúvidas aos pesquisadores, devido ao fato das espécies do gênero serem muito conhecidas na região temperada por afetar negativamente as comunidades de invertebrados fragmentadores (FERREIRA; LARRAÑAGA; GULIS; BASAGUREN *et al.*, 2015). Sobre os sistemas

tropicais, o que se sabe é que os seus efeitos podem não ser tão drásticos, pois dependem das características da vegetação ripária local (CASOTTI; KIFFER; MORETTI, 2014; FERREIRA; BOYERO; CALVO; CORREA et al., 2019; MORETTI; BECKER; KIFFER; DA PENHA *et al.*, 2020).

Pesquisas destinadas a entender como o processo de decomposição ocorre com mudanças na diversidade de folhas nativas associadas a espécies de *Eucalyptus* sp. são mais conhecidas na região temperada (FERNANDES; DUARTE; CÁSSIO; PASCOAL, 2013; 2015; LIMA-FERNANDES; FERNANDES; PEREIRA; GERALDES *et al.*, 2015) e demonstram que os efeitos da diversidade em alguns casos são dependentes da identidade das espécies utilizadas, e que as folhas de eucalipto tendem limitar a decomposição de folhas de maior qualidade quando reunidas em misturas. Por outro lado, as informações sobre os sistemas tropicais são pouco conhecidas, especialmente no bioma Floresta Atlântica. Os estudos em microcosmos que utilizaram espécies da Floresta Atlântica são mais voltados a avaliação da preferência alimentar, e tem apresentado resultados variados, dependendo da qualidade das espécies nativas utilizadas (CASOTTI; KIFFER; MORETTI, 2014; KIFFER; MENDES; CASOTTI; COSTA *et al.*, 2018), principalmente por existir espécies com diferentes qualidades compondo a vegetação ripária. Alguns estudos tem relatado que o consumo de folhas de *Eucalyptus* pode diminuir a sobrevivência das larvas de fragmentador, que se alimentam dessa folhas.

Nós examinamos como a perda de diversidade foliar, influencia na taxa de decomposição, preferência alimentar, produção de material orgânico particulado fino e na sobrevivência das larvas de *Phylloicus* de riachos da Floresta Atlântica, usando um experimento de microcosmo com três espécies de plantas nativas (*Alchornea triplinervia*, *Licania tomentosa*, *Magnolia ovata*) e uma espécie exótica encontrada na região (*Eucalyptus urograndis*). Para tanto sugerimos a seguinte hipótese; que a perda de diversidade de plantas levaria a diminuição do consumo, produção de FPOM, mas a magnitude desse efeito variaria dependendo das características químicas e da dureza foliar das espécies componentes.

3.3 MATERIAL E MÉTODOS

3.3.1 Fragmentador

Para realização do experimento foram coletadas 90 larvas de *Phylloicus* sp. (Trichoptera: Calamoceratidae) por “busca ativa” em um riacho de floresta nativa (21° 44' 40" S; 43° 18' 35" W), localizado aproximadamente 790 m acima do nível do mar, que faz limite com um fragmento remanescente de Mata Atlântica em estágio de regeneração avançado no município de Juiz de Fora, Zona da Mata de Minas Gerais, sudeste do Brasil (DA SILVA; ROSA; ALVES, 2015). As larvas utilizadas foram padronizadas quanto ao tamanho corporal para evitar a influência do tamanho nas métricas de consumo e produção de FPOM. Durante o período de amostragem dos fragmentadores as águas do riacho apresentaram características levemente ácidas (pH: $6,61 \pm 0,15$), bem oxigenadas ($7,95 \pm 0,52 \text{ mg L}^{-1}$), com temperatura e condutividade variando entre $17,5 \pm 0,2^\circ\text{C}$ e $28,3 \pm 0,9 \mu\text{S cm}^{-1}$, respectivamente. *Phylloicus* é um importante fragmentador registrado em ambientes aquáticos da região neotropical (LANDEIRO; HAMADA; GODOY; MELO, 2010). Além disso, são geralmente registrados em áreas de remanso ou com pouca correnteza (PRATHER, 2003), o que favorece sua utilização em experimentos em microcosmo (MARTINS; MELO; GONÇALVES; CAMPOS *et al.*, 2017). Os fragmentadores obtidos foram transportados até o laboratório em caixas isotérmicas. No laboratório, os fragmentadores foram aclimatados por 48 horas em potes plásticos individualizados (9 cm diâmetro e 13 cm altura) contendo água do riacho filtrada e um fundo de cascalho calcinado (48h a 500°C) (KIFFER; MENDES; CASOTTI; COSTA *et al.*, 2018). Após o período de aclimação, os fragmentadores foram mantidos em incubadora BOD a temperatura de 18°C e com fotoperíodo de 12:12h de claro e escuro.

3.3.2 Espécies vegetais

Três espécies de folhas nativas frequentemente encontradas na vegetação riparia de riachos da região foram selecionadas para este estudo. Folhas senescentes recentemente caídas no chão foram utilizadas no experimento. As espécies utilizadas foram *Alchornea triplinervia*

(Spreng.) Müll.Arg. (Euphorbiaceae) (A) e *Licania tomentosa* (Benth.) Fritsch (Chrysobalanaceae) (L) e *Magnolia ovata* (A. St.-Hil.) Spreng. (Magnoliaceae) (M). Além disso, foram utilizadas folhas de *Eucalyptus urograndis* (E), que é uma espécie híbrida de *Eucalyptus grandis* e *Eucalyptus urophylla*. As folhas de eucalipto foram obtidas de uma árvore recém caída no interior de uma silvicultura de eucalipto (21° 39' 40" S, 43° 34' 30" W). As folhas obtidas foram secas a temperatura ambiente. Utilizando um cortador de espuma vinílica acetinada (EVA) foram cortados discos foliares de 16 mm de diâmetro de folhas, evitando a nervura central. Os discos passaram por um condicionamento por micro-organismos no riacho em que foi obtido o fragmentador durante 10 dias. em bolsas de detrito de malha fina (20 x 20 cm; tamanho de malha de 0,1 mm). Posteriormente, material foi seco a temperatura ambiente e pesado para ser utilizado em microcosmos no laboratório. Para determinar a massa inicial (balança com precisão de 0,1 mg), foi obtido um conjunto de discos de 120 folhas para calcular um fator de correção (CF). O CF foi calculado de acordo com a fórmula: $CF = FDMi \text{ médio} / ADMi \text{ médio}$; onde FDMi é a massa foliar seca na estufa (~ 24 h) e ADMi é a massa foliar secada ao ar (MARTINS; MELO; GONÇALVES; CAMPOS *et al.*, 2017).

3.3.3 Caracterização das folhas

Folhas senescentes de cada espécie foram secas (60°C, 72 h) separadamente, e posteriormente macerada até um tamanho de partícula inferior a 1 mm. Amostras de 50 mg foram usadas para determinar o conteúdo de polifenóis pelo método colorimétrico com detecção por espectrofotometria (BÄRLOCHER; GRAÇA, 2005), nitrogênio e fosforo pelo método de digestão simultânea em Persulfato de Potássio (MACKERETH; HERON; TALLING; ASSOCIATION, 1978; VALDERRAMA, 1981) e carbono orgânico total através da determinação em analisador orgânico total (TOC-V CPN - Shimadzu) (THEY; AMADO; COTNER, 2017). Nós avaliamos a dureza foliar indiretamente através da área específica foliar (SLA) média, que é a razão entre a área foliar (cm²) pela massa seca (g) (BOYERO; PEARSON; HUI; GESSNER *et al.*, 2016).

3.3.4 Configuração experimental

Os fragmentadores foram individualmente colocados em 90 potes (9 cm diâmetro e 13 cm altura) contendo 450 ml de água do riacho filtrada e cascalho calcinado (~1 cm altura). Em cada pote foram utilizados 12 discos. O experimento foi configurado da seguinte forma (Figura 3.1), apenas uma espécie (12 discos / espécie): *A. triplinervia*, *L. tomentosa*, *M. ovata* e *E. urograndis* (A; L; M; E, respectivamente), com combinações de três espécies (4 discos / espécie) (A+M+L; A+M+E; A+L+E; M+L+E) e com 4 espécies (3 discos / espécie) (A+M+L+E), em um total de 9 tratamentos (10 replicas/tratamento). O desenho experimental utilizado visa estimar os efeitos da manipulação da diversidade e se a identidade das espécies utilizadas interfere nas diferentes combinações de mistura, como observado na literatura (FERNANDES; DUARTE; CÁSSIO; PASCOAL, 2015; LIMA-FERNANDES; FERNANDES; PEREIRA; GERALDES et al., 2015). Além disso, foram utilizadas quatro réplicas de controle, sem invertebrados, para cada tratamento para calcular a taxa de consumo por micro-organismos. O experimento teve duração de 22 dias, tendo substituição dos discos no dia 11.

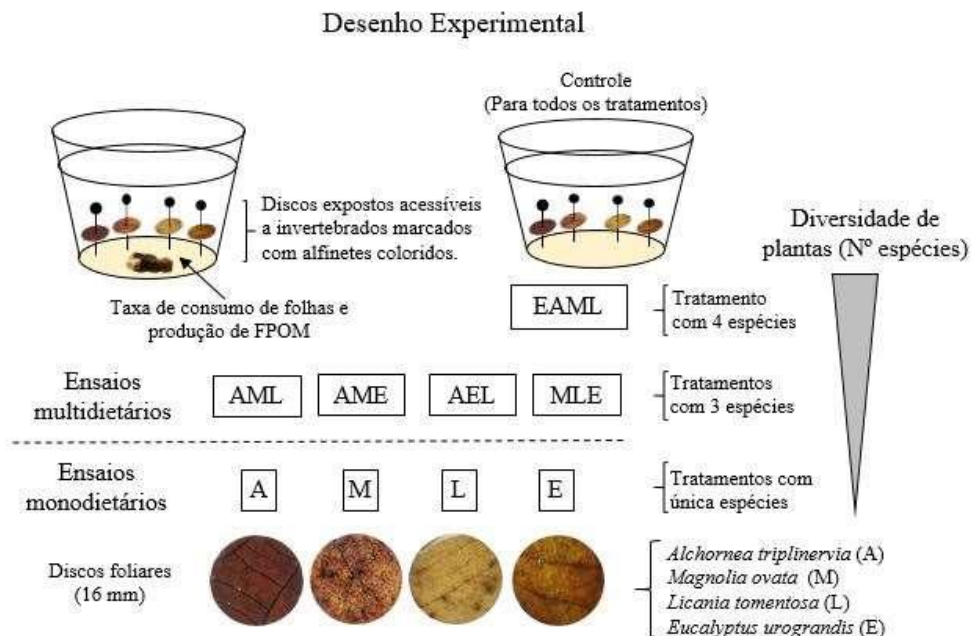


Figura 3.1. Esquema de tratamentos de espécies foliares utilizadas no experimento de alimentação e produção de material particulado orgânico fino. Ensaio monodietários e

multidietários estabelecidos para avaliar a atividade e o desempenho de larvas de *Phylloicus* (espécies não identificadas) expostas a folhas de *Alchornea triplinervia*, *Magnolia ovata*, *Licania tomentosa* e *Eucalyptus urograndis* em todas as combinações possíveis (espécies de folhas 4, 3 e 1).

3.3.5 Taxa de decomposição foliar e produção de FPOM

Para avaliar as diferenças na taxa de decomposição (Decomp) diária, foi realizada a determinação da massa inicial dos discos que foram oferecidos aos fragmentadores em balança de precisão (acurácia = 0,1 mg) (FERNANDES; DUARTE; CÁSSIO; PASCOAL, 2015). Após a retirada dos discos dos potes, os mesmos foram secos em estufa até atingirem massa constante (~ 72 horas, 60 °C) e pesados em balança de precisão, para obtenção da massa final (MARTINS; MELO; GONÇALVES; CAMPOS *et al.*, 2017).

A taxa de decomposição total (Decomp_{total}) foi calculada pela divisão da massa seca ingerida (massa seca inicial – massa seca final) pelo número de dias do experimento (MARTINS; MELO; GONÇALVES; CAMPOS *et al.*, 2017). A taxa de decomposição por micro-organismo (Decomp_{micro}) foi obtida dividindo a diferença entre as massas inicial e final das folhas dos tratamentos controle, sem fragmentador, pela duração de 22 dias (MARTINS; MELO; GONÇALVES; CAMPOS *et al.*, 2017).

Para determinar a taxa de produção de FPOM + fezes, a água de cada réplica foi filtrada em um filtro de fibra de vidro pré-pesados (GF-3; 0,6µm, 47 mm, Macherey-Nagel, Germany) (KIFFER; MENDES; CASOTTI; COSTA *et al.*, 2018). Os filtros foram secos (60°C, 72 h) e pesados em balança de precisão (KIFFER; MENDES; CASOTTI; COSTA *et al.*, 2018). A taxa de produção foi expressa em termos de mg de FPOM produzido (diferença entre a massa inicial e final dos filtros) dividido pela duração do experimento (22 dias) (KIFFER; MENDES; CASOTTI; COSTA *et al.*, 2018). A taxa de consumo por fragmentador (Decomp_{frag}) foi calculada como:

$$\mathbf{Decomp_{frag} = Decomp_{total} - (Decomp_{micro} + FPOM)}$$

As taxas de decomposição total, micro-organismos, fragmentador (Waldbauer 1968) e produção de FPOM das folhas foram expressas em mg*dia⁻¹ (KIFFER; MENDES; CASOTTI; COSTA *et al.*, 2018; MARTINS; MELO; GONÇALVES; CAMPOS *et al.*, 2017).

3.3.6 Análise de dados

Os indivíduos que empuparam não foram considerados para o cálculo das taxas de decomposição, produção e sobrevivência. Para o cálculo do tempo médio de sobrevivência dos indivíduos de *Phylloicus* sp. nos diferentes tratamentos foi utilizado o método de Kaplan–Meier (FERREIRA; GONÇALVES; GODBOLD; CANHOTO, 2010). Posteriormente foi realizada a comparação das curvas de sobrevivência dos indivíduos em cada tratamento utilizando o teste de log-rank (FERREIRA; GONÇALVES; GODBOLD; CANHOTO, 2010), que se baseia na diferença entre os dados observados e esperados; a diferença resultante é avaliada por um teste do qui-quadrado (BLAND; ALTMAN, 2004). O método de Kaplan–Meier (FERREIRA; GONÇALVES; GODBOLD; CANHOTO, 2010) também foi utilizado para calcular o tempo médio até a morte, com posterior comparação da curva de morte em cada tratamento e comparação entre o observado e o esperado. A diferença resultante foi avaliada pelo teste qui-quadrado (BLAND; ALTMAN, 2004).

Para avaliar a diferença nas características das espécies foliares estudada, foi utilizado o modelo linear generalizado (GLM), utilizando distribuição quasibinomial, devido aos dados estarem em escala de porcentagem. A “deviance” é uma medida da qualidade do ajuste do modelo em GLM, assim quanto menor o desvio, melhor o ajuste (CRAWLEY, 2012). Os dados de área específica foliar (SLA) foram testados utilizando análise de variância (ANOVA um fator) e teste de Tukey HSD *a posteriori*.

Para avaliar a diferença na taxa de decomposição, CR (total, micro-organismos e fragmentador) e produção de FPOM entre tratamentos com única espécie vegetal, foi utilizada ANOVA um fator, e teste de Tukey *a posteriori*. ANOVA de dois fatores foi usada para testar se a perda de diversidade de espécies de folha (1, 3 ou 4 spp.) e a identidade da espécie afetam significativamente no consumo e na produção de FPOM. Diferenças entre tratamentos foram testadas pelo teste de Tukey HSD *a posteriori*.

O efeito da diversidade de folhas no consumo e na produção de FPOM foi estimado pela diferença entre o efeito observado na mistura de espécies de folhas (3 spp e 4 spp) e o esperado baseado na soma dos efeitos de uma única espécie, ponderados pela sua proporção inicial nas misturas (DUARTE; PASCOAL; CÁSSIO; BÄRLOCHER, 2006; FERNANDES; DUARTE;

CÁSSIO; PASCOAL, 2015). As diferenças entre os valores observados e esperados foram testadas contra a hipótese nula de que a diferença média era igual a 0, através do teste t (FERNANDES; DUARTE; CÁSSIO; PASCOAL, 2015).

3.4 RESULTADOS

3.4.1 Características das folhas

As quatro espécies de folhas foram significativamente diferentes quanto as características das folhas (Tabela 3.1). Os maiores valores de SLA foram encontrados nas espécies nativas *A. triplinervia* ($168 \pm 25 \text{ cm}^2\text{g}^{-1}$) e *M. ovata* ($168 \pm 8 \text{ cm}^2\text{g}^{-1}$) e o menor valor de SLA foi observado na espécie *L. tomentosa* ($114 \pm 2 \text{ cm}^2\text{g}^{-1}$) (ANOVA| $F_{3,16} = 18,95$; $p = 0,016$). A maior concentração de nitrogênio foi encontrada na espécie *A. triplinervia* ($0,25 \pm 0,02 \%$), que foi significativamente maior que as demais espécies (GLM| $F_{3,16} = 89,20$; $p = 0,001$). A menor concentração de nitrogênio foi observada na espécie exótica *E. urograndis* ($0,21 \pm 0,01 \%$). As espécies *M. ovata* ($0,060 \pm 0,017 \%$), *E. urograndis* ($0,06 \pm 0,01 \%$) e *A. triplinervia* ($0,05 \pm 0,004 \%$) apresentaram as maiores concentrações de fosforo, enquanto o menor valor foi obtido por *L. tomentosa* ($0,03 \pm 0,003 \%$) (GLM| $F_{3,16} = 91,75$; $p < 0,001$). As menores razão C:N foram encontradas nas espécies *A. triplinervia* (61 ± 6) e *M. ovata* (64 ± 3), enquanto os maiores valores foram observados em *E. urograndis* (85 ± 6) e *L. tomentosa* (82 ± 4) (ANOVA| $F_{3,16} = 30,79$; $p < 0,001$). A menor concentração de polifenóis foi encontrada em *L. tomentosa* ($3 \pm 0,5 \%$) e *M. ovata* ($2 \pm 0,3$) e a maior concentração foi observada em *E. urograndis* ($12 \pm 1,5 \%$) (GLM| $F_{3,16} = 95,14$; $p < 0,001$).

Tabela 3.1. Análise de variância (ANOVA) das características das espécies *Alchornea triplinervia*, *Eucalyptus urograndis*, *Licania tomentosa* e *Magnolia ovata*. Soma dos quadrados (SS). Área específica foliar (SLA), Carbono (C), Nitrogênio (N), Fosforo (P).

GLM	Teste de Tukey HSD			
	Deviance	F	dp	<i>p</i>
Polifenóis (%)	0,58052	95,14	(3; 16)	< 0,001 <i>E. urograndis</i> = <i>A. triplinervia</i> > <i>L. tomentosa</i> = <i>M. ovata</i>
N (%)	0,0002	89,20	(3; 16)	0,001 <i>A. triplinervia</i> > <i>E. urograndis</i> = <i>L. tomentosa</i> = <i>M. ovata</i>
P (%)	0,0006	91,75	(3; 16)	< 0,001 <i>A. triplinervia</i> = <i>E. urograndis</i> = <i>M. ovata</i> > <i>L. tomentosa</i>
ANOVA				
	SS	F	dp	<i>p</i>
SLA (cm ² /g)	9945,5	18,95	(3; 16)	0,016 <i>A. triplinervia</i> = <i>M. ovata</i> > <i>E. urograndis</i> > <i>L. tomentosa</i>
C : N	2229,1	30,79	(3; 16)	< 0,001 <i>E. urograndis</i> = <i>L. tomentosa</i> > <i>A. triplinervia</i> = <i>M. ovata</i>

3.4.2 Ensaio monodietário

No experimento de dieta única, todas as espécies foliares foram consumidas pelos fragmentadores. As taxas de decomposição total (ANOVA| $F_{3,30} = 8,85$; $p < 0,001$; Figura 3.2 e Tabela 3.2) e por fragmentadores (ANOVA| $F_{3,30} = 10,48$; $p < 0,001$) foram maiores em *A. triplinervia* ($\text{Decomp}_{\text{total}} = 11,15 \pm 5,33 \text{ mg dia}^{-1}$; $\text{Decomp}_{\text{frag}} = 7,51 \pm 5,06 \text{ mg dia}^{-1}$) em relação aos detritos foliares.

A maior produção de FPOM foi alcançada nos tratamentos com *A. triplinervia* ($2,35 \pm 1,50 \text{ mg dia}^{-1}$), que foi 283% maior que *E. urograndis* ($0,83 \pm 0,34 \text{ mg dia}^{-1}$) que apresentou a menor produção de FPOM (ANOVA| $F_{3,30} = 3,58$; $p = 0,025$). As maiores taxas de decomposição por micro-organismos foram alcançadas nos tratamentos contendo as espécies *M. ovata* ($\text{Decomp}_{\text{micro}} = 2,72 \pm 0,12 \text{ mg dia}^{-1}$) e *E. urograndis* ($\text{Decomp}_{\text{micro}} = 2,65 \pm 0,22 \text{ mg dia}^{-1}$), e a menor taxa de decomposição por micro-organismos foi alcançada nos tratamentos contendo *A. triplinervia* ($\text{Decomp}_{\text{micro}} = 1,28 \pm 0,03 \text{ mg dia}^{-1}$) (ANOVA| $F_{3,12} = 49,37$; $p < 0,001$).

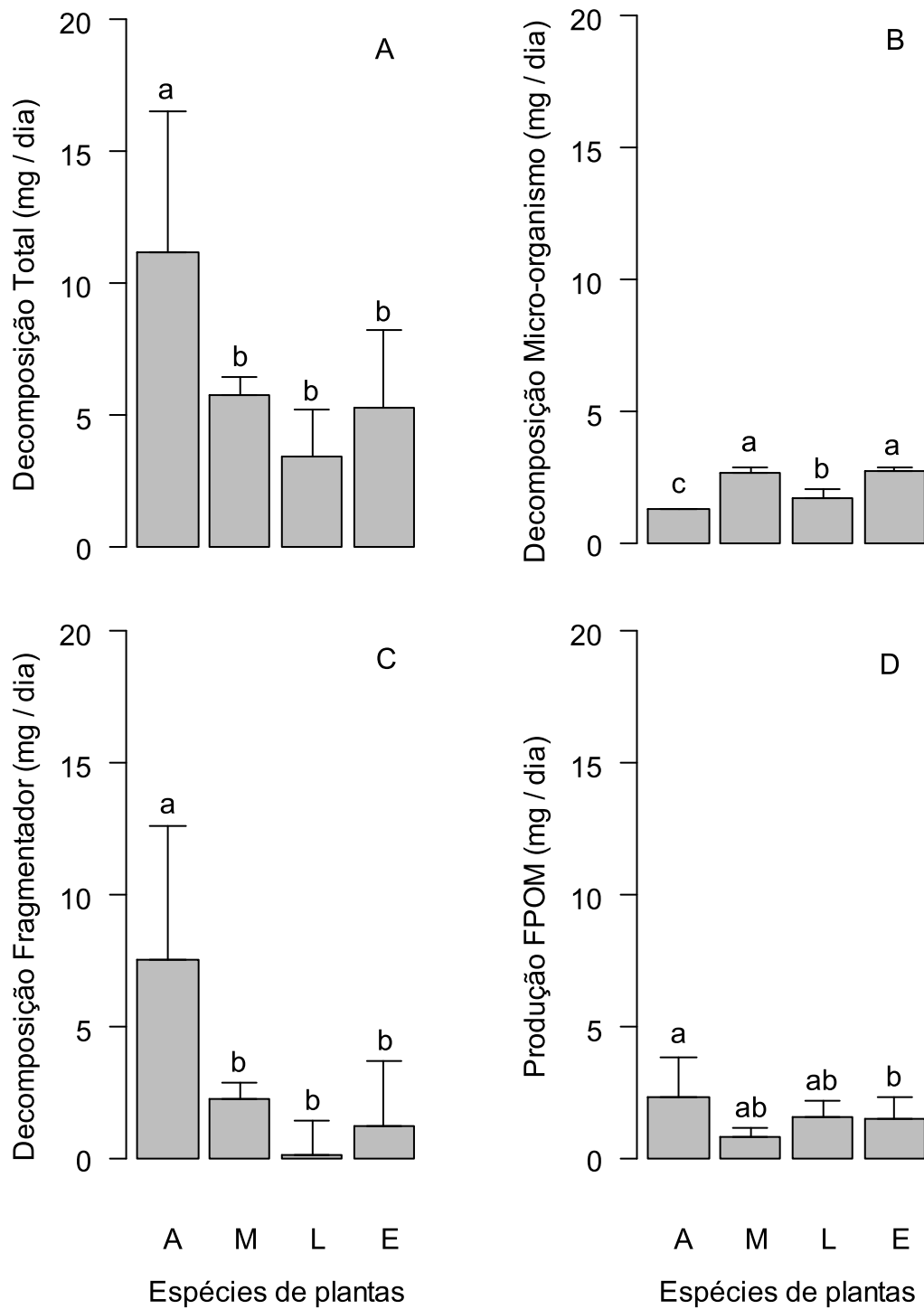


Figura 3.2. Média e desvio padrão da taxa de produção de FPOM e decomposição total, micro-organismos e por fragmentador em tratamentos contendo discos foliares de única espécie de *Alchornea troplinervia* (A), *Eucalyptus urograndis* (E), *Licania tomentosa* (L) e *Magnolia ovata* (M).

Tabela 3.2. Análise de variância (ANOVA) dos dados de decomposição total, decomposição por micro-organismo e decomposição por fragmentador e produção de material particulado orgânico fino (FPOM) em experimento de microcosmo com dieta única das espécies *Alchornea triplinervia*, *Eucalyptus urograndis*, *Licania tomentosa* e *Magnolia ovata*. Soma dos quadrados (SS). Graus de liberdade (Df).

ANOVA	Df	SS	F	<i>p</i>	Teste de Tukey HSD
<i>Taxa de decomposição</i>					
Total	3	266,9	8,85	< 0,001	<i>A. triplinervia</i> > <i>E. urograndis</i> = <i>M. ovata</i> = <i>L. tomentosa</i>
Resíduo	30	301,6			
Micro-organismo	3	5,95	49,37	< 0,001	<i>M. ovata</i> = <i>E. urograndis</i> > <i>L. tomentosa</i> > <i>A. triplinervia</i>
Resíduo	12	0,48			
Fragmentador	3	261,6	10,48	< 0,001	<i>A. triplinervia</i> > <i>E. urograndis</i> = <i>M. ovata</i> = <i>L. tomentosa</i>
Resíduo	30	249,7			
<i>Produção</i>					
FPOM	3	9,26	3,58	0,025	<i>A. triplinervia</i> ≥ <i>L. tomentosa</i> = <i>M. ovata</i> ≥ <i>E. urograndis</i>
Resíduo	30	25,84			

3.4.3 Ensaio multidietário

Preferência alimentar

Entre todas as misturas analisadas, a maior taxa de decomposição realizada por *Phylloicus* foi alcançada quando se alimentou de *A. triplinervia* ($2,18 \pm 1,57 \text{ mg dia}^{-1}$), sendo significativamente maior que as demais espécies (RM-ANOVA | $F_{3,123} = 11,47$; $p < 0,001$; Figura 3.3). Já quanto à decomposição por micro-organismos não identificamos diferença significativa entre as espécies (RM-ANOVA | $F_{3,59} = 1,13$; $p = 0,341$).

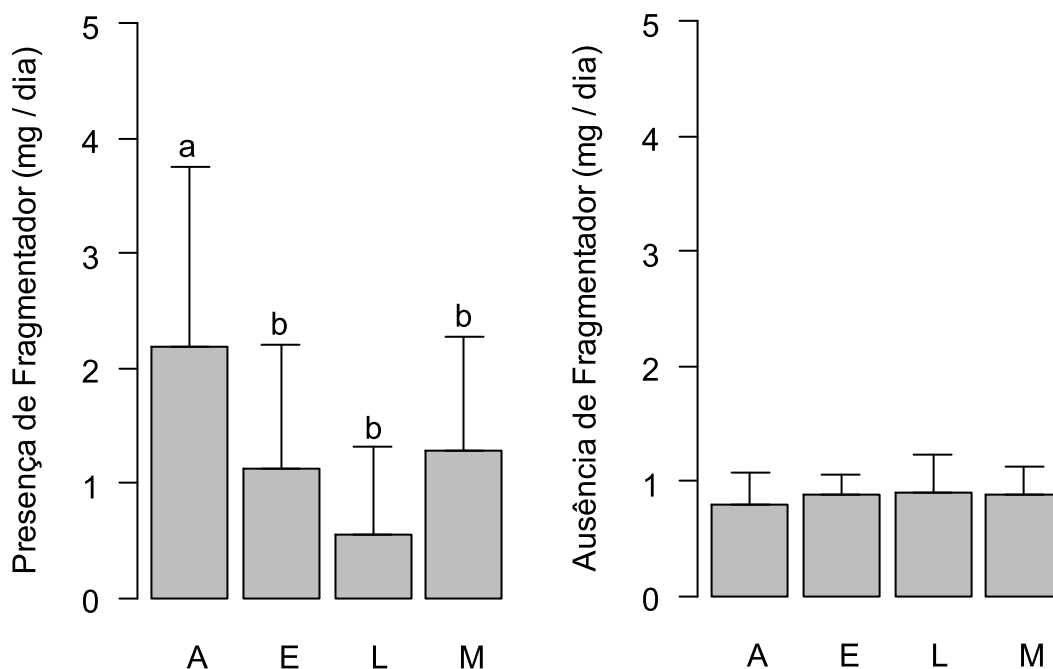


Figura 3.3. Média e desvio padrão da taxa de decomposição foliar no experimento multidietário, quando foram oferecidas as espécies *Alchornea triplinervia* (A), *Eucalyptus urograndis* (E), *Licania tomentosa* (L) e *Magnolia ovata* (M) na presença de larvas de *Phylloicus* (esquerda) e na ausência de fragmentador (direita).

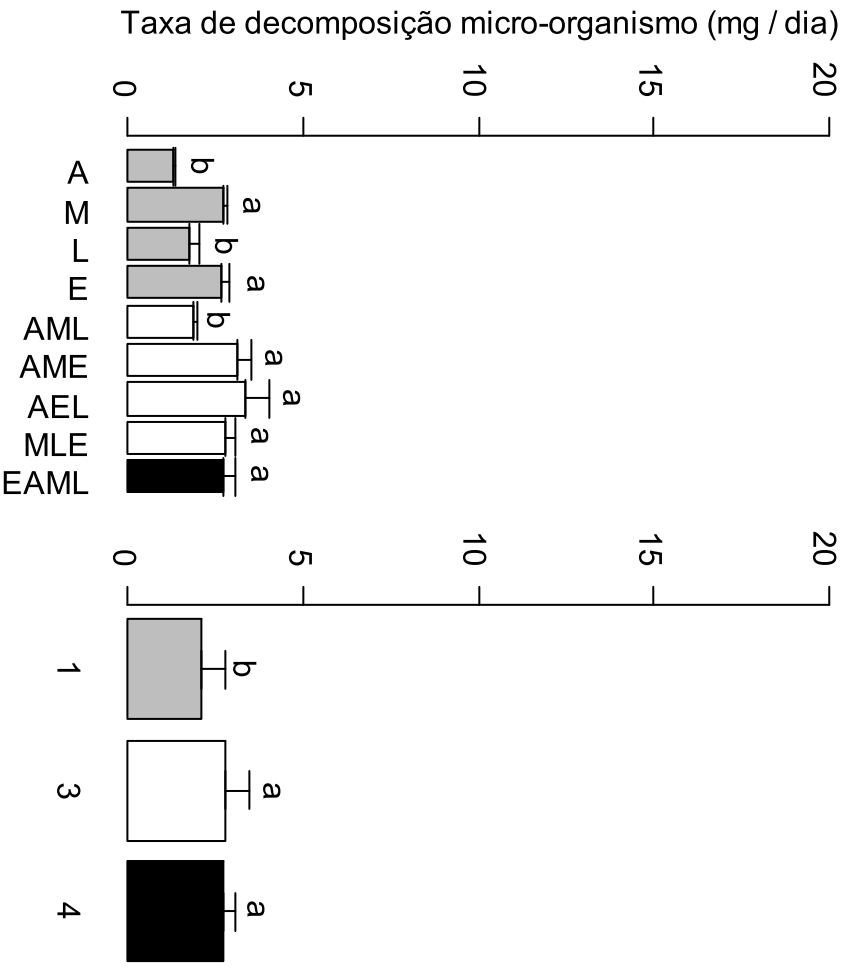
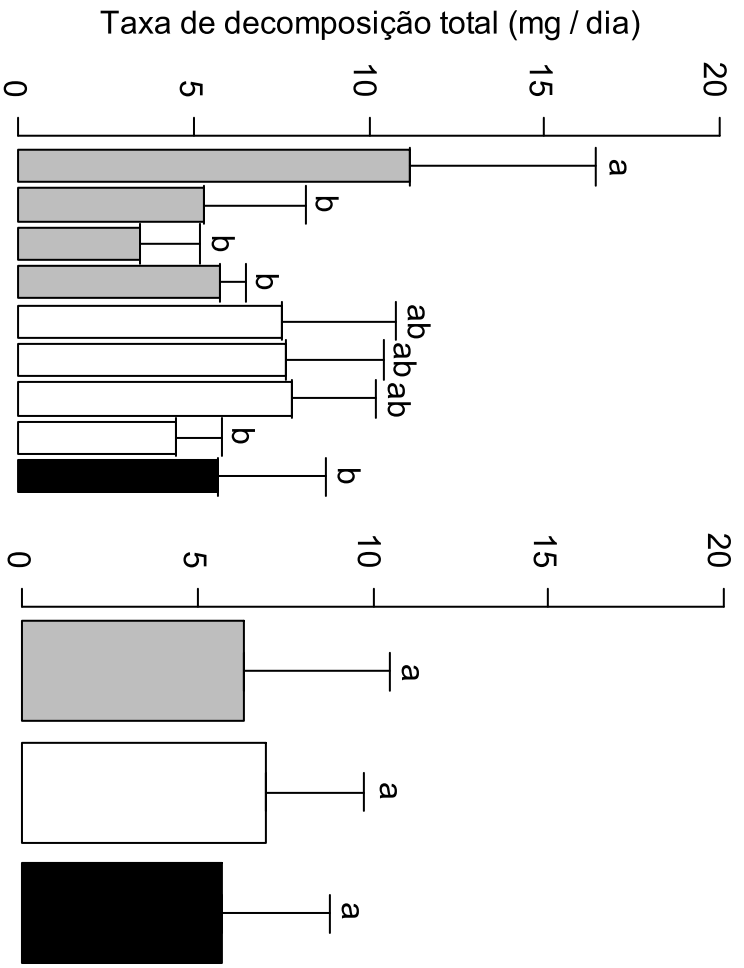
Diversidade

No experimento de variação da diversidade de espécies de folhas, a maior taxa de decomposição total foi alcançada no tratamento contendo somente folhas de *A. triplinervia* (Decomp_{Total}: $11,15 \pm 5,33$ mg dia⁻¹), sendo 325% maior que a menor taxa encontrada (Decomp_{Total}: $3,43 \pm 1,74$ mg dia⁻¹), que foi nos tratamentos com *L. tomentosa* (ANOVA | $F_{7,66} = 5,84$; $p < 0,001$). Não foi observada diferenças na decomposição total devido ao número de espécies vegetais nos detritos (ANOVA | $F_{1,66} = 0,23$; $p = 0,633$; Figura 3.4).

A taxa de decomposição foliar pelo fragmentador nos tratamentos contendo discos foliares de *A. triplinervia* (Decomp_{frag}: $7,51 \pm 5,06$ mg dia⁻¹) foram significativamente maiores que os demais tratamentos (ANOVA | $F_{7,66} = 5,91$; $p < 0,001$; Figura 3.4). Diferenças na diversidade não resultaram em variação significativa na taxa de decomposição foliar por fragmentadores (ANOVA | $F_{1,66} = 1,84$; $p = 0,179$).

A menor taxa de decomposição foliar por micro-organismo foi observada nos tratamentos com única espécie de *A. triplinervia* (Decomp_{micro}: $1,28 \pm 0,03$ mg dia⁻¹), seguido de *L. tomentosa* (Decomp_{micro}: $1,74 \pm 0,30$ mg dia⁻¹) e no tratamento contendo apenas espécies nativas “AML” (Decomp_{micro}: $1,83 \pm 0,11$ mg dia⁻¹) (ANOVA | $F_{7,27} = 15,35$; $p < 0,001$). Os tratamentos com três e quatro espécies apresentaram uma taxa de decomposição foliar por micro-organismos 31 % e 28 %, respectivamente maiores que os tratamentos com única espécie (ANOVA | $F_{1,27} = 31,46$; $p < 0,001$).

As maiores taxas de produção FPOM foram encontradas nos tratamentos “AML” (FPOM: $2,64 \pm 1,48$ mg dia⁻¹) e no tratamento “AME” (FPOM: $2,67 \pm 1,67$ mg dia⁻¹) foram respectivamente, 318% e 321% maiores que o tratamento com menor taxa de produção, que foi *E. urograndis* ($0,83 \pm 0,34$ mg dia⁻¹) (ANOVA | $F_{7,66} = 2,17$; $p = 0,047$). Não havendo variação significativamente quanto a diversidade de discos foliares compondo os tratamentos (ANOVA | $F_{1,66} = 2,85$; $p = 0,095$).



Continua.

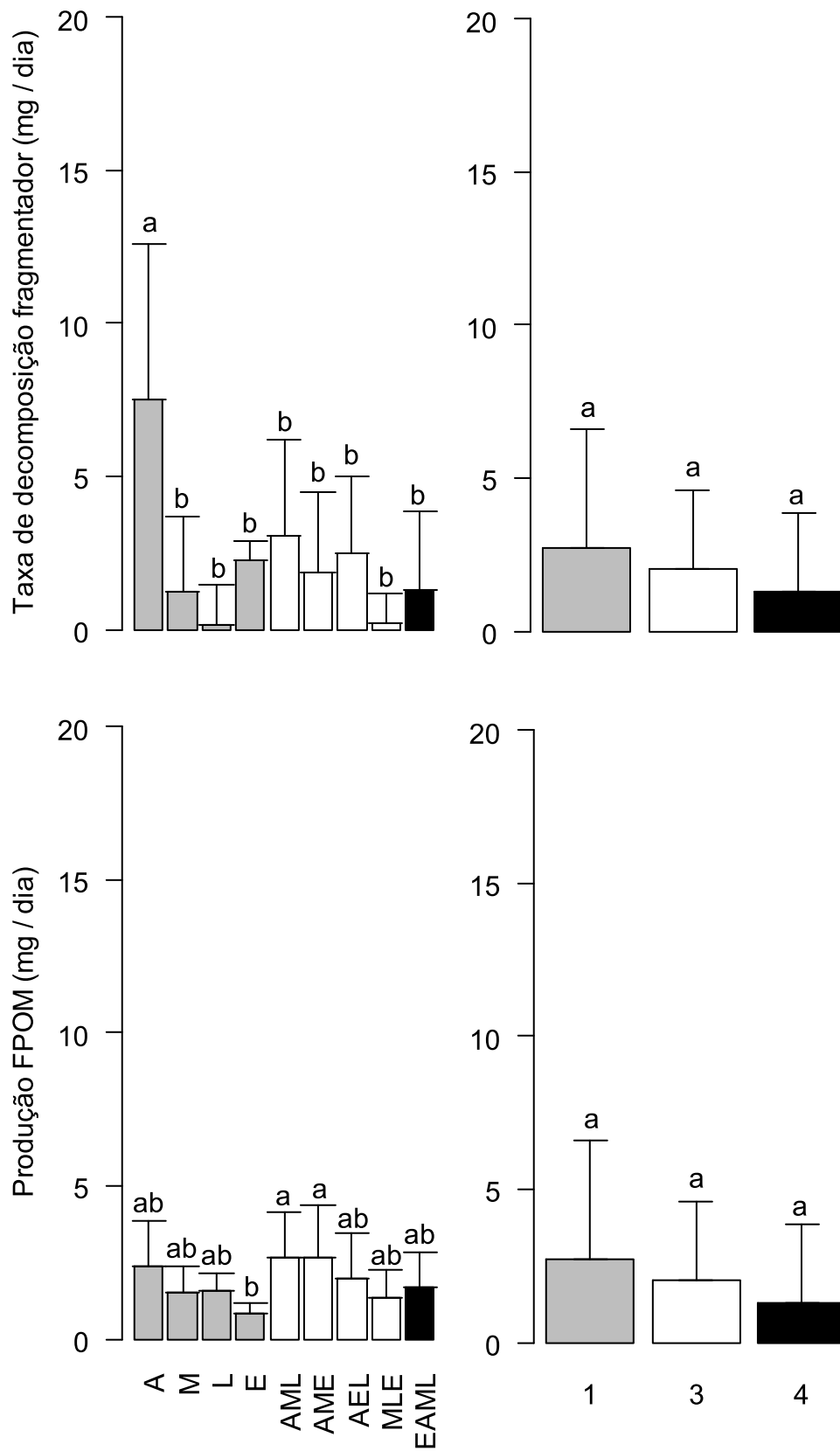


Figura 3.4. Taxa de decomposição foliar (total, micro-organismo, fragmentador) e produção de FPOM após 22 dias em microcosmos. Valores com diferentes letras sobscritas diferiram

significativamente (testes post-hoc de Tukey-Kramer; $P < 0,05$). *Alchornea triplinervia* (A); *Magnolia ovata* (M); *Licania tomentosa* (L); *Eucalyptus urograndis* (E).

Tabela 3.3. Análise de variância dos dados de decomposição total, decomposição por micro-organismo e decomposição por fragmentador e produção de material particulado orgânico fino (FPOM) em experimento de microcosmo com manipulação da identidade das espécies de folha (ID) e da diversidade das espécies (Sp n°). Através da modulação de tratamentos com as espécies *Alchornea triplinervia*, *Eucalyptus urograndis*, *Licania tomentosa* e *Magnolia ovata*. Soma dos quadrados (SS). Graus de liberdade (Df). Material orgânico particulado fino (FPOM).

Estimador	Fator	SS	DF	F	<i>p</i>
<i>Taxa de decomposição</i>					
Total	Sp n°	2	1	0,23	0,633
	ID	339	7	5,84	< 0,001
	Resíduo	547	66		
Micro-organismo	Sp n°	3	1	31,46	< 0,001
	ID	11	7	15,35	< 0,001
	Resíduo	3	27		
Fragmentador	Sp n°	13	1	1,84	0,179
	ID	297	7	5,91	< 0,001
	Resíduo	474	66		
<i>Produção</i>					
FPOM	Sp n°	4	1	2,85	0,095
	ID	22	7	2,17	0,047
	Resíduo	98	66		

Diferenças entre a taxa de decomposição esperado e observado não foram identificadas na taxa de decomposição foliar total. Diferenças entre esperado e observado foram identificadas na taxa de decomposição foliar pelo fragmentador, entretanto com efeito negativo da diversidade, indicando que o observado apresentou taxa de decomposição inferior ao estimado por espécies em tratamento individuais (Teste t | $t = -2,10$, $df = 40$, $p = 0,042$). A taxa de decomposição foliar observada para micro-organismos foi significativamente maior que a taxa de decomposição esperada (Teste t | $t = 4,69$, $df = 19$, $p < 0,001$; Figura 3.5), indicando efeito positivo da diversidade nos tratamentos “AME”, “AEL” e “EAML”. Já a taxa de produção de FPOM foi significativamente maior que os dados estimados para espécies individuais nos tratamentos “AML” e “AME” (Teste t | $t = 2,58$, $df = 40$, $p = 0,013$).

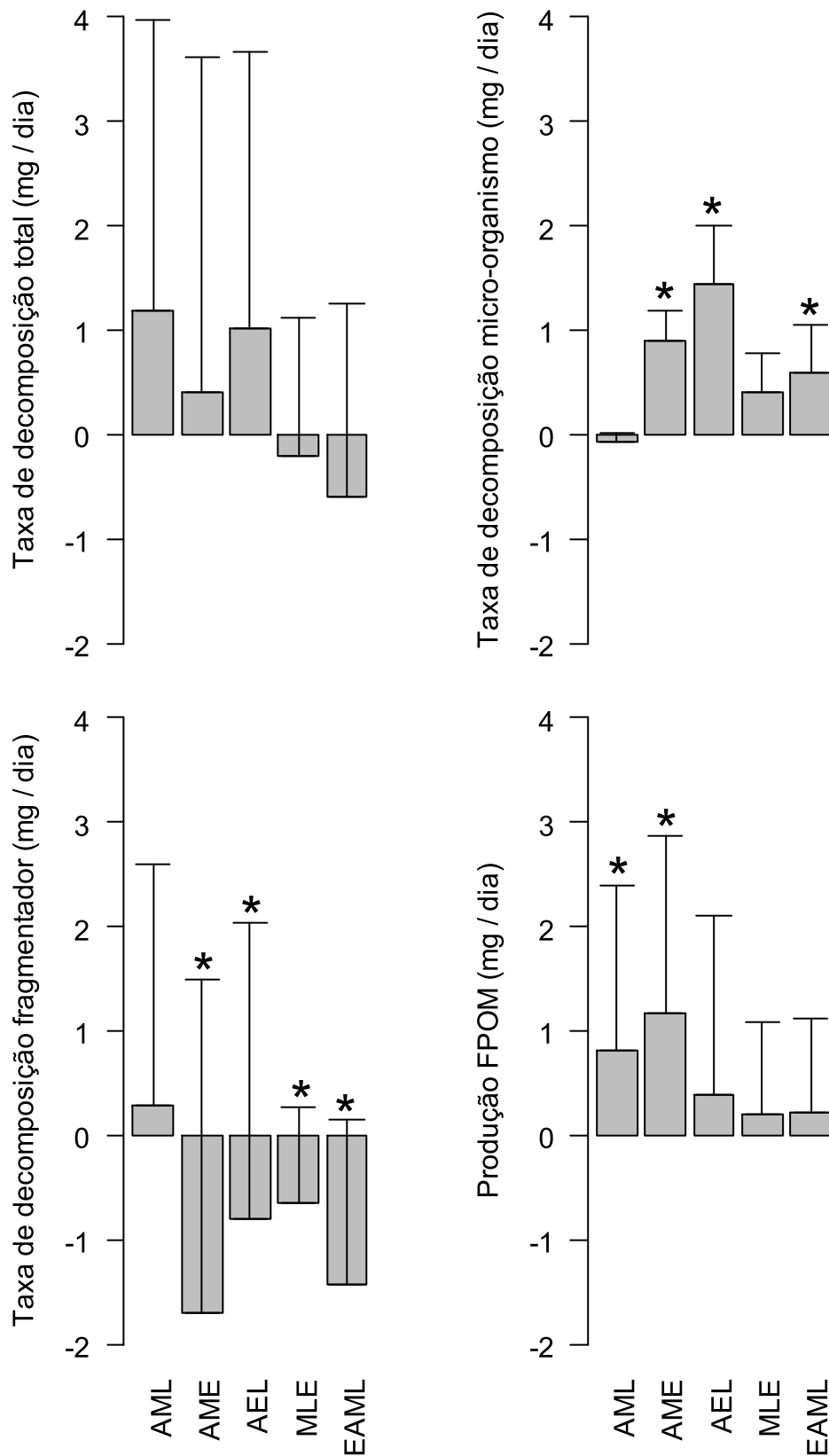


Figura 3.5. Efeitos da diversidade de na taxa consumo foliar (total, fragmentador e micro-organismo) e na produção de FPOM com discos foliares de diferentes espécies. O efeito

da diversidade foi estimado pela diferença entre o efeito observado na mistura de espécies foliares e o esperado com base na soma dos feitos de uma única espécie, ponderada pela sua proporção inicial em misturas. A diferença foi testada contra zero por um teste t; * $p < 0,05$. A, *Alchornea triplinervia*; M, *Magnolia ovata*; L, *Licania tomentosa*; E, *Eucalyptus urograndis*.

3.4.4 Taxa de sobrevivência

Durante os experimentos foram registradas nove pupas no tratamento com única espécie, a porcentagem de ocorrência variou de 20 a 30%. No experimento de variação de diversidade foram registradas quatro pupas, sendo uma nos tratamentos “AML” e “MLE” e duas pupas no tratamento “EAML”.

No experimento de dieta única, a taxa de sobrevivência entre os tratamentos não apresentou diferença significativa entre os tratamentos (Teste log-rank | $X^2 = 2,9$; $p = 0,4$) (Figura 3.6). No experimento de multidietário de espécies de detritos foliares também não foi identificada variação significativa entre os tratamentos ((Teste log-rank | $X^2 = 8,4$, $df = 8$, $p = 0,4$), e também não identificamos variação entre os tratamentos com a diversidade de espécies (Teste log-rank | $X^2 = 5,2$; $df = 2$, $p = 0,08$).

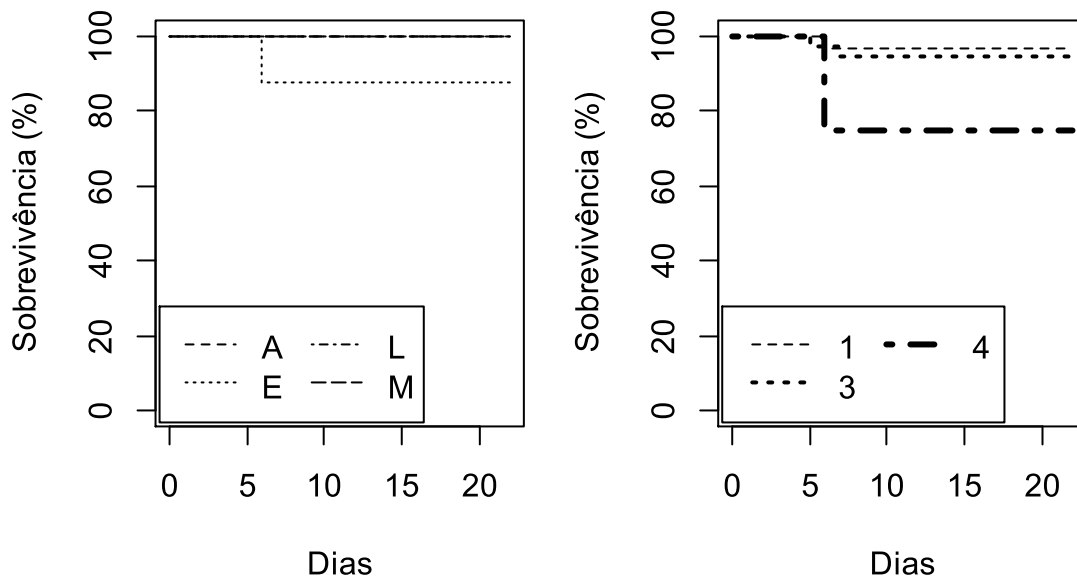


Figura 3.6. Taxa de sobrevivência das larvas de *Phylloicus* nos diferentes tratamentos em microcosmos durante 22 dias de experimento. A ilustração esquerda apresenta a taxa de sobrevivência no experimento com dieta única. E a direita a taxa de sobrevivência nos tratamentos com 1, 3 e 4 espécies.

3.5 DISCUSSÃO

Os resultados de nosso experimento mostram que as larvas de *Phylloicus* e os micro-organismos foram capazes de identificar diferenças na composição química e na dureza das folhas. Essas características foram provavelmente responsáveis pela maior decomposição em folhas de *A. triplinervia* por larvas de *Phylloicus* sp. e na maior decomposição de *E. urograndis* por micro-organismos. O que sugere que os compostos fenólicos presentes em maior proporção nessas espécies não diminuem a taxa de decomposição por esses decompositores em tratamentos com única espécie. De modo geral, a presença de compostos fenólicos pode limitar a colonização por micro-organismos e o consumo por fragmentadores (BASTIAN; BOYERO; JACKES; PEARSON, 2007; CAMPBELL; FUCHSHUBER, 1995; MORETTI; LOYOLA; BECKER; CALLISTO, 2009), principalmente quando o fragmentador não consegue distinguir nas folhas características anatômicas, como a localização de glândulas de óleo essenciais (CANHOTO; GRAÇA, 1995; CASOTTI; KIFFER; MORETTI, 2014). No entanto, lixiviação possibilita uma expressiva perda de composto carbônicos hidrolisáveis, tais como compostos fenólicos, taninos, fibras de lignina, celulose, hemicelulose e nutrientes, que concomitantemente favorece a colonização por micro-organismos (ARDÓN; PRINGLE, 2008; REZENDE; PETRUCIO; GONÇALVES, 2014; WYMORE; SALPAS; CASABURI; LIU *et al.*, 2018). Entretanto, a lixiviação pode ser muito variada, pois depende das características de cada espécie (BASTIAN; BOYERO; JACKES; PEARSON, 2007; CAMPOS; GONZÁLEZ, 2009; RONG; SRIDHAR; BÄRLOCHER, 1995). Além disso, uma menor proporção C:N, maior proporção de nitrogênio, que um recurso nutricional importante para o aumenta sua palatabilidade, já uma maior proporção de carbono limita a colonização (SWAN; PALMER, 2006). Detritos foliares com menor dureza, tem uma decomposição química e grau de palatabilidade maior (BIASI; COGO; HEPP; SANTOS, 2019).

As larvas de *Phyloicus* não foram capazes de distinguir entre as espécies foliares quanto à sua origem exótica ou nativa. A taxa de decomposição das folhas de *E. urograndis* não diferiu de *M. ovata* ou de *L. tomentosa* na escolha do fragmentador. Outros estudos obtiveram resultados diferentes dos encontrados por nós, na avaliação do consumo dos fragmentadores na presença de eucalipto (KIFFER; MENDES; CASOTTI; COSTA *et al.*, 2018; MORETTI; BECKER; KIFFER; DA PENHA *et al.*, 2020) e encontraram um maior consumo dessas folhas. Já outros autores registraram um menor consumo das folhas de eucalipto em comparação com as folhas nativas (CASOTTI; KIFFER; MORETTI, 2014; CORREA-ARANEDA; BOYERO;

FIGUEROA; SÁNCHEZ *et al.*, 2015). O que nos faz pensar que talvez *Phylloicus*, não faça distinção quanto a origem (nativa ou exótica), mas sim quanto a qualidade nutricional da folha (CASOTTI; KIFFER; MORETTI, 2014).

A redução no número de espécies vegetais não resultou em alterações nas taxas de decomposição total ou por fragmentador e na produção de FPOM. Diferentes deste estudo, outros estudos encontraram efeitos na diversidade quando o fragmentador estava presente (LIMA-FERNANDES; FERNANDES; PEREIRA; GERALDES *et al.*, 2015; SWAN; PALMER, 2006). Atribui-se ao tempo após a perda de diversidade como fator importante, pois possibilita efeitos positivos da diversidade líquida em misturas com três espécies (LIMA-FERNANDES; FERNANDES; PEREIRA; GERALDES *et al.*, 2015). Além disso, as características de uma espécie podem governar as demais espécies nas misturas, pois estão sujeitas a interações positivas, negativas ou ausência de interação (CHEN; PENG; D'ANTONIO; LI *et al.*, 2013).

A perda de diversidade resultou na redução da decomposição microbiana. O argumento que uma mistura diversa se decompõe mais rapidamente que uma espécie com decomposição rápida (CARDINALE; MATULICH; HOOPER; BYRNES *et al.*, 2011) foi observado na decomposição por micro-organismos. Os efeitos positivos da diversidade de folhas na decomposição por micro-organismos foram identificados por outros estudos (FERNANDES; DUARTE; CÁSSIO; PASCOAL, 2013; 2015; TONIN; BOYERO; MONROY; BASAGUREN *et al.*, 2017), e uma dos argumentos utilizados refere-se a possibilidade de estar ocorrendo transferência de nutrientes entre as espécies. Sabe-se que a presença de nutrientes dissolvidos nas águas interfere na contribuição dos micro-organismos (PERREIRA; FERREIRA, 2020), mas também que a lixiviação pode alterar as características iniciais das espécies (ABELHO; CANHOTO, 2020). O que torna as misturas sujeitas a interações positivas, negativas ou ausência de efeito dependendo das características das folhas (CHEN; PENG; D'ANTONIO; LI *et al.*, 2013; LÓPEZ-ROJO; MARTÍNEZ; PÉREZ; BASAGUREN *et al.*, 2018). Aliada a informação que três das quatro espécies apresentaram maior proporção de fósforo (exceto *L. tomentosa*) e apenas *A. triplinervia* apresentou a maior proporção de nitrogênio. O que talvez explique a maior taxa de decomposição observada, em comparação ao previsto para espécies individuais. Tal argumento sustenta a ideia de que misturas mais diversas apresentam maior taxa de decomposição foliar.

O consumo de folhas de *A. triplinervia*, *E. urograndis*, *L. tomentosa* e *M. ovata* por larvas de *Phylloicus* sp., seja no ensaio com dieta única, ou com dietas variadas não resultou

em diminuição da taxa de sobrevivências das larvas. O que indica que as folhas nativas estudadas e de *Eucalyptus urograndis* apresentaram nutrientes suficientes para prover a sobrevivência de *Phylloicus* sp.. Resultados como esse foram obtidos por outro estudo que também teve duração de vinte e um dias em experimento de preferência (MORETTI; BECKER; KIFFER; DA PENHA *et al.*, 2020), e também não identificaram efeitos significativos no consumo *Eucalyptus camaldulensis* na sobrevivência de *Phylloicus angustior*, mas sim no consumo de folhas nativas avaliadas como de pior qualidade. Por outro lado, a trabalho com outro fragmentador de Trichoptera, *Triplectides gracilis*, que encontram uma redução na sobrevivência entre 75 % a 50% durante 21 dias, e ao final de 35 dias a sobrevivência era de 35% das larvas do experimento inicial (KIFFER; MENDES; CASOTTI; COSTA *et al.*, 2018). Além disso, apesar de não termos avaliado ganho de biomassa e taxa de crescimento, esses autores observaram que o consumo de folhas de *E. globulus* resultou em efeitos negativos na taxa de crescimento ($-0,06 \pm 0,02$ mg/semana) e no ganho de biomassa do fragmentador.

Considerando que atividade alimentar dos invertebrados fragmentadores no particionamento de partículas grande em pequenas está muitas vezes associado as características das folhas e isso resulta na produção de FPOM (ALLAN; CASTILLO, 2007; LÓPEZ-ROJO; MARTÍNEZ; PÉREZ; BASAGUREN *et al.*, 2018). Esperava-se que com o aumento da diversidade de folhas obtivesse uma maior produção de FPOM. Principalmente se considerar que as espécies oferecidas não constituem de material de má qualidade. Os tratamentos “AML” e “AME” apresentaram maior taxa de produção de FPOM, e foram as misturas que em média apresentam menor dureza foliar, menor razão C:N, e uma das maiores concentrações de nitrogênio e fósforo. Os resultados obtidos entre as misturas esperadas e observadas, mostram que houve um ganho na produção de FPOM quando as espécies foram agrupadas em misturas. O que corrobora a possibilidade de tais misturas constituírem alimentos de qualidade para *Phylloicus* sp.. Apesar de não identificado efeito da diversidade, estima-se que exista uma relação positiva entre o consumo e a produção FPOM (FERNANDES; DUARTE; CÁSSIO; PASCOAL, 2015), e como não encontramos efeito da diversidade na decomposição por *Phylloicus* sp., talvez tal relação sem mantenha para a produção de FPOM.

3.6 CONCLUSÃO

Em nosso estudo encontramos que as folhas de *E. urograndis*, podem ser recursos atrativos para as larvas de *Phylloicus* sp., e que o seu consumo não resultou em prejuízos na sobrevivência das larvas. Além disso, a espécie de folha com maior taxa de decomposição e produção de FPOM por *Phylloicus* sp. foi *A. triplinervia*, e o consumo de *E. urograndis* não diferiu das demais espécies, mas proporcionou a menor produção de FPOM. A perda de diversidade de espécies vegetais pode resultar em diminuição da taxa de decomposição por micro-organismos, mas não interferiu na taxa de decomposição na presença de larvas de *Phylloicus* sp. e na produção de FPOM. Mudanças na diversidade de espécies de folhas não resultaram em efeitos negativos na sobrevivência das larvas de *Phylloicus* sp..

3.7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABELHO, M.; CANHOTO, C. The role of carbon, nitrogen, and phosphorus in leaf decomposition mediated by aquatic fungi. **Limnetica**, 39, n. 1, p. 275-282, 2020. doi:10.23818/limn.39.18.
- ALLAN, J. D.; CASTILLO, M. M. **Stream Ecology. Structure and function of running water**. Springer: Springer Netherlands, 2007. XIV, 436 p.
- BAMBI, P.; DE SOUZA REZENDE, R.; FEIO, M. J.; LEITE, G. F. M. *et al.* Temporal and Spatial Patterns in Inputs and Stock of Organic Matter in Savannah Streams of Central Brazil. **Ecosystems**, 20, n. 4, p. 757-768, June 01 2017. journal article.
- BÄRLOCHER, F.; GRAÇA, M. A. Total phenolics. *In: Methods to study litter decomposition*: Springer, 2005. p. 97-100.
- BASTIAN, M.; BOYERO, L.; JACKES, B. R.; PEARSON, R. G. Leaf litter diversity and shredder preferences in an Australian tropical rain-forest stream. **Journal of Tropical Ecology**, 23, n. 2, p. 219-229, 2007.
- BIASI, C.; COGO, G. B.; HEPP, L. U.; SANTOS, S. Shredders prefer soft and fungal-conditioned leaves, regardless of their initial chemical traits. **Iheringia. Série Zoologia**, 109, 2019.
- BLAND, J. M.; ALTMAN, D. G. The logrank test. **BMJ**, 328, n. 7447, p. 1073, 2004.
- BOYERO, L.; PEARSON, R. G.; HUI, C.; GESSNER, M. O. *et al.* Biotic and abiotic variables influencing plant litter breakdown in streams: a global study. **Proc. R. Soc. B**, 283, n. 1829, p. 20152664, 2016.
- CAMPBELL, I. C.; FUCHSHUBER, L. Polyphenols, Condensed Tannins, and Processing Rates of Tropical and Temperate Leaves in an Australian Stream. **Journal of the North American Benthological Society**, 14, n. 1, p. 174-182, 1995/03/01 1995.
- CAMPOS, J.; GONZÁLEZ, J. M. *Sericostoma vittatum* (Trichoptera) Larvae Are Able to Use Pine Litter as an Energy Source. **International Review of Hydrobiology**, 94, n. 4, p. 472-483, 2009/08/01 2009.
- CANHOTO, C.; GRAÇA, M. A. S. Food value of introduced eucalypt leaves for a Mediterranean stream detritivore: *Tipula lateralis*. **Freshwater Biology**, 34, n. 2, p. 209-214, 1995/10/01 1995.
- CARDINALE, B. J.; MATULICH, K. L.; HOOPER, D. U.; BYRNES, J. E. *et al.* The functional role of producer diversity in ecosystems. **American Journal of Botany**, 98, n. 3, p. 572-592, 2011/03/01 2011.

CARDINALE, B. J.; DUFFY, J. E.; GONZALEZ, A.; HOOPER, D. U. *et al.* Biodiversity loss and its impact on humanity. **Nature**, 486, n. 7401, p. 59-67, 2012. 10.1038/nature11148.

CASOTTI, C. G.; KIFFER, W. P.; MORETTI, M. S. Leaf traits induce the feeding preference of a shredder of the genus *Triplectides* Kolenati, 1859 (Trichoptera) in an Atlantic Forest stream, Brazil: a test with native and exotic leaves. **Aquatic Insects**, 36, n. 1, p. 43-52, 2014/01/02 2014.

CHEN, B.-M.; PENG, S.-L.; D'ANTONIO, C. M.; LI, D.-J. *et al.* Non-Additive Effects on Decomposition from Mixing Litter of the Invasive *Mikania micrantha* H.B.K. with Native Plants. **PloS one**, 8, n. 6, p. e66289, 2013.

CORREA-ARANEDA, F., L. BOYERO, R. FIGUEROA, C. SÁNCHEZ, R. *et al.* Joint effects of climate warming and exotic litter (*Eucalyptus globulus* Labill.) on stream detritivore fitness and litter breakdown. **Aquatic Sciences**, 77, n. 2, p. 197-205, 2015.

CRAWLEY, M. J. Generalized Linear Models. *In: The R Book*, 2012. p. 557-578.

DA SILVA, M. V. D.; ROSA, B. F.; ALVES, R. G. Effect of mesohabitats on responses of invertebrate community structure in streams under different land uses. **Environmental Monitoring and Assessment**, 187, n. 11, p. 714, 2015.

DUARTE, S.; PASCOAL, C.; CÁSSIO, F.; BÄRLOCHER, F. Aquatic hyphomycete diversity and identity affect leaf litter decomposition in microcosms. **Oecologia**, 147, n. 4, p. 658-666, 2006/04/01 2006.

FERNANDES, I.; DUARTE, S.; CÁSSIO, F.; PASCOAL, C. Effects of Riparian Plant Diversity Loss on Aquatic Microbial Decomposers Become More Pronounced with Increasing Time. **Microbial Ecology**, 66, n. 4, p. 763-772, 2013/11/01 2013.

FERNANDES, I.; DUARTE, S.; CÁSSIO, F.; PASCOAL, C. Plant litter diversity affects invertebrate shredder activity and the quality of fine particulate organic matter in streams. **Marine and Freshwater Research**, 66, n. 5, p. 449-458, 2015.

FERREIRA, V.; GONÇALVES, A. L.; GODBOLD, D. L.; CANHOTO, C. Effect of increased atmospheric CO₂ on the performance of an aquatic detritivore through changes in water temperature and litter quality. **Global Change Biology**, 16, n. 12, p. 3284-3296, 2010.

FERREIRA, V.; LARRAÑAGA, A.; GULIS, V.; BASAGUREN, A. *et al.* The effects of eucalypt plantations on plant litter decomposition and macroinvertebrate communities in Iberian streams. **Forest Ecology and Management**, 335, p. 129-138, 2015/01/01/ 2015.

GESSNER, M. O.; SWAN, C. M.; DANG, C. K.; MCKIE, B. G.; BARDGETT, R. D.; WALL, D. H.; HÄTTENSCHWILER, S. Diversity meets decomposition. **Trends in ecology & evolution**, 25, n. 6, p. 372-380, 2010.

GONÇALVES JR. J.F., REZENDE, R.S.; MARTINS, N.M.; GREGÓRIO, R.S. Leaf breakdown in an Atlantic Rain Forest stream. **Austral Ecology**, 37: 807-815, 2012. doi:10.1111/j.1442-9993.2011.02341.x

KIFFER, W. P., JR.; MENDES, F.; CASOTTI, C. G.; COSTA, L. C. *et al.* Exotic Eucalyptus leaves are preferred over tougher native species but affect the growth and survival of shredders in an Atlantic Forest stream (Brazil). **PloS one**, 13, n. 1, p. e0190743, 2018.

LANDEIRO, V. L.; HAMADA, N.; GODOY, B. S.; MELO, A. S. Effects of litter patch area on macroinvertebrate assemblage structure and leaf breakdown in Central Amazonian streams. **Hydrobiologia**, 649, n. 1, p. 355-363, 2010/07/01 2010.

LIMA-FERNANDES, E.; FERNANDES, I.; PEREIRA, A.; GERALDES, P. *et al.* Eutrophication modulates plant-litter diversity effects on litter decomposition in streams. **Freshwater Science**, 34, n. 1, p. 31-41, 2015.

LÓPEZ-ROJO, N.; MARTÍNEZ, A.; PÉREZ, J.; BASAGUREN, A. *et al.* Leaf traits drive plant diversity effects on litter decomposition and FPOM production in streams. **PloS one**, 13, n. 5, p. e0198243, 2018.

MACKERETH, F. J. H.; HERON, J. T.; TALLING, J. F.; ASSOCIATION, F. B. Water analysis: some revised methods for limnologists. 1978.

MARTINS, R. T.; MELO, A. S.; GONÇALVES, J. F.; CAMPOS, C. M. *et al.* Effects of climate change on leaf breakdown by microorganisms and the shredder *Phylloicus elektoros* (Trichoptera: Calamoceratidae). **Hydrobiologia**, 789, n. 1, p. 31-44, 2017.

MORETTI, M. S.; BECKER, B.; KIFFER, W. P.; DA PENHA, L. O. *et al.* Eucalyptus leaves are preferred to cerrado native species but do not constitute a better food resource to stream shredders. **Journal of Arid Environments**, 181, p. 104221, 2020/10/01/ 2020.

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**, 630, n. 1, p. 199-206, 2009/09/01 2009.

PEREIRA, A., FERREIRA, V. Invasion of Native Riparian Forests by Acacia Species Affects In-Stream Litter Decomposition and Associated Microbial Decomposers. *Microbial Ecology* (2020). <https://doi.org/10.1007/s00248-020-01552-3>

POZO, J.; BASAGUREN, A.; ELOSEGUI, A.; MOLINERO, J. *et al.* Afforestation with *Eucalyptus globulus* and leaf litter decomposition in streams of northern Spain. **Hydrobiologia**, 373, p. 101-110, 1998.

PRATHER, A. L. **Revision of the neotropical caddisfly genus *Phylloicus* (Trichoptera: Calamoceratidae)**. Magnolia Press, 2003. 1877354066.

RONG, Q.; SRIDHAR, K. R.; BÄRLOCHER, F. Food selection in three leaf-shredding stream invertebrates. **Hydrobiologia**, 316, n. 3, p. 173-181, 1995/12/01 1995.

SWAN, C. M.; PALMER, M. A. Composition of speciose leaf litter alters stream detritivore growth, feeding activity and leaf breakdown. **Oecologia**, 147, n. 3, p. 469-478, 2006/03/01 2006.

THEY, N. H.; AMADO, A. M.; COTNER, J. B. Redfield Ratios in Inland Waters: Higher Biological Control of C:N:P Ratios in Tropical Semi-arid High Water Residence Time Lakes. **Frontiers in Microbiology**, 8, n. 1505, 2017-August-08 2017. Original Research.

TONIN, A. M.; BOYERO, L.; MONROY, S.; BASAGUREN, A. *et al.* Stream nitrogen concentration, but not plant N-fixing capacity, modulates litter diversity effects on decomposition. **Functional Ecology**, 31, n. 7, p. 1471-1481, 2017/07/01 2017.

VALDERRAMA, J. C. The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters. **Marine chemistry**, 10, n. 2, p. 109-122, 1981.

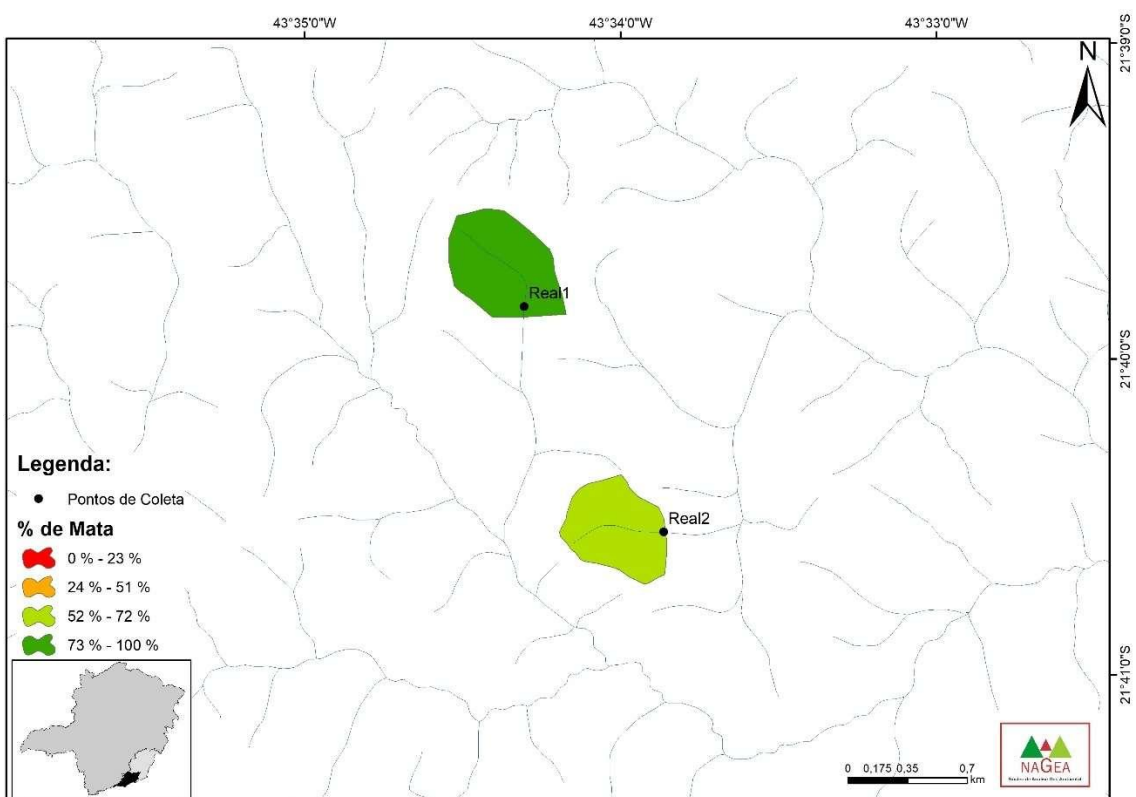
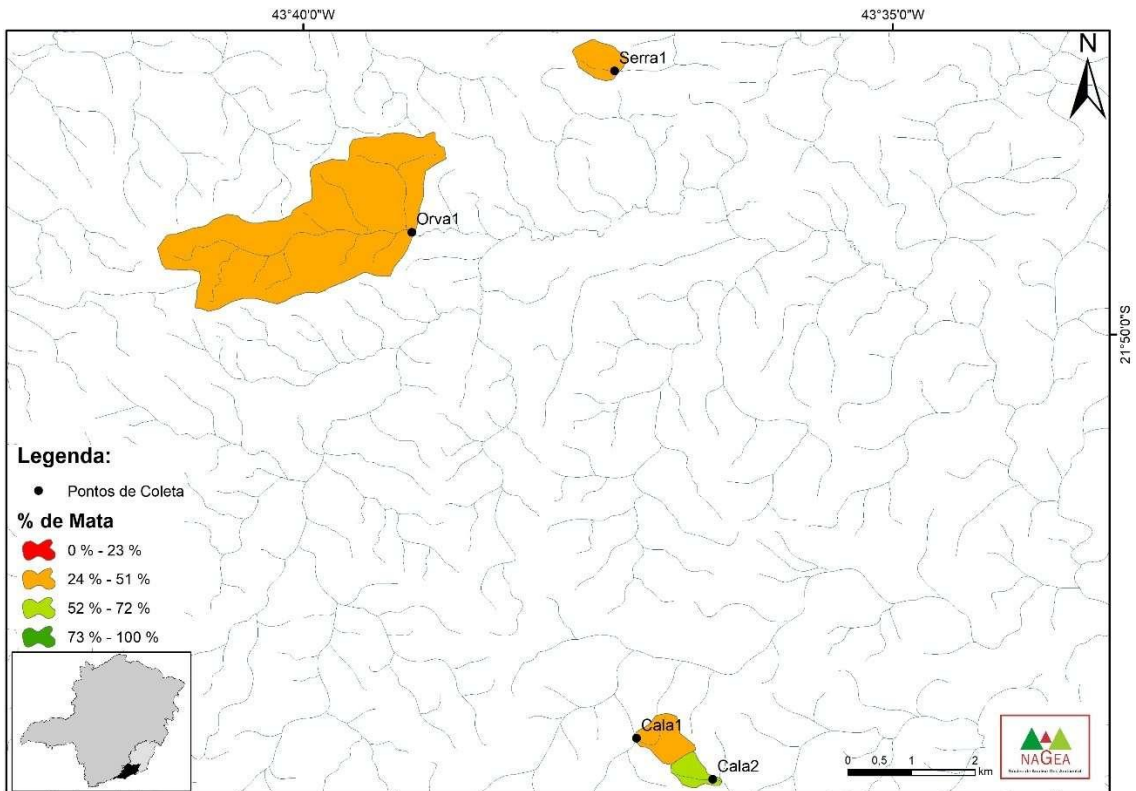
WEBSTER, J. R.; BENFIELD, E. F. Vascular Plant Breakdown in Freshwater Ecosystems. **Annual Review of Ecology and Systematics**, 17, n. 1, p. 567-594, 1986.

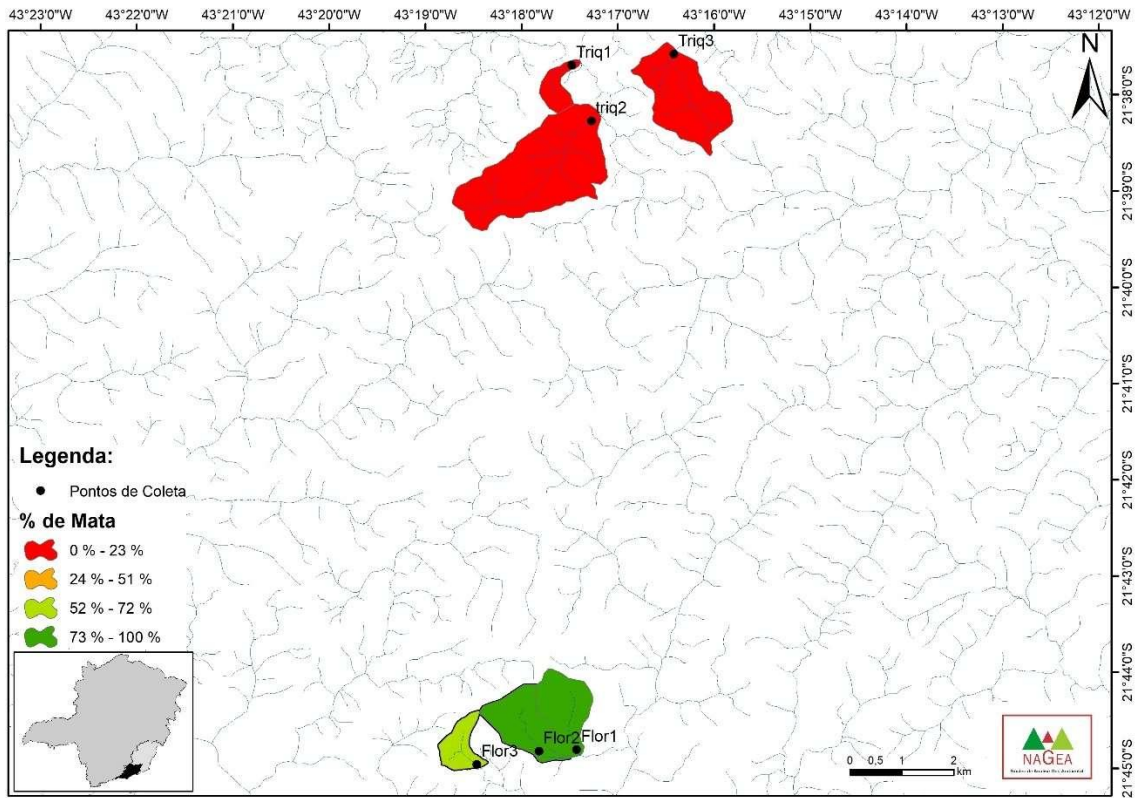
3. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados combinados dos capítulos oferecem informações relevantes para melhor compreender como silviculturas de *Eucalyptus urograndis*, podem interferir no processo de decomposição foliar em ecossistema de riachos da Floresta Atlântica.

A presente tese acrescenta informações detalhadas e inovadoras sobre como o processo de decomposição se estabelece em riachos alterados pela silviculturas de eucalipto e com comunidades são influenciadas com a disponibilidade desse de uma espécie híbrida de eucalipto comercialmente utilizada no Brasil. Além disso, fornece informações sobre como as espécies vegetais nativas se relacionam com uma espécie híbrida de eucalipto e em um experimento de simulação de perda de diversidade de espécies vegetais da Mata Atlântica. Por fim, fornece informações técnicas para auxiliar órgãos de tomada de decisão.

4. ÂNEXOS 1. Mapas de porcentagem do tamanho da mata na bacia de drenagem nos riachos estudados





ANEXO 2

Tabela 1.S. Resultados da modelagem de efeito misto linear que prevê coeficientes de taxa de decomposição foliar k (dia^{-1}), por código de método.

Código modelo ¹	Tipo modelo ²	Método ³	Modelo	AIC	Desvio	Chisq ⁴	p	Df ⁵	Comparação
m.nulo	lmer	REML	$k \sim 1 + (1 \text{local})$	-322,58	-328,58				
m1	lmer	REML	$k \sim \text{riacho} * \text{folha} * \text{malha} + (1 \text{local})$	-381,11	-401,11	63,40	0,596	1	m.nulo vs m1
m2	lmer	REML	$k \sim (\text{riacho} + \text{folha} + \text{malha})^2 + (1 \text{local})$	-382,83	-400,83	5,09	0,369	1	m1 vs m2
m3	lmer	REML	$k \sim \text{riacho} + \text{folha} + \text{malha} + \text{folha}:\text{malha} + \text{riacho}:\text{folha} + (1 \text{local})$	-384,02	-400,02	2,95	0,085	1	m2 vs m3
m4*	lmer	REML	$k \sim \text{riacho} + \text{folha} + \text{malha} + \text{folha}:\text{malha} + (1 \text{local})$	-383,07	-397,07	0,80	0,024	1	m3 vs m4
m5	lmer	REML	$k \sim \text{riacho} + \text{folha} + \text{malha} + (1 \text{local})$	-379,98	-391,98	0,28	< 0,001	3	m4 vs m5

1 * - Denota o melhor modelo que prevê a taxa de decomposição. 2 – lmer: Modelo linear de efeito misto. 3 – REML: probabilidade máxima de estimativa restrita (testes para a melhor estrutura do modelo). 4 – Chisq: Teste Qui-quadrado. 5 – Df: Graus de liberdade.