



Universidade de Brasília

Instituto de Ciências Biológicas

Programa de Pós-Graduação em Ecologia

Processamento de detritos vegetais em riachos do Cerrado: microbacias de drenagem sob
impacto de silvicultura exótica

Alessandra Peil

Orientador: Dr. José Francisco Gonçalves Junior

Brasília/DF

Junho de 2017



Universidade de Brasília

Instituto de Ciências Biológicas

Programa de Pós-Graduação em Ecologia

Processamento de detritos vegetais em riachos do Cerrado: microbacias de drenagem sob
impacto de silvicultura exótica

Alessandra Peil

Orientador: Dr. José Francisco Gonçalves Junior

Dissertação de mestrado apresentada ao Departamento de Ecologia da Universidade de Brasília pelo Programa de Pós-Graduação em Ecologia como requisito para obtenção do título de Mestre em Ecologia

Brasília/DF

Junho de 2017

Dissertação de Mestrado

Alessandra Peil

Processamento de detritos vegetais em riachos do Cerrado: microbacias de drenagem sob
impacto de silvicultura exótica

Dissertação aprovada junto ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade de
Brasília como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ecologia.

Banca examinadora:

Dr. José Francisco Gonçalves Junior

Presidente/Orientador

Depto. de Ecologia – UnB

PhD. Renato Tavares Martins
Membro Titular
Depto. de Ecologia e Evolução
Universidade Federal de Goiás - UFG

Dr. Murilo Sversut Dias
Membro Titular
Depto. de Ecologia
Universidade de Brasília - UnB

Dr. José Roberto Pujol Luz
Suplente
Depto. de Zoologia
Universidade de Brasília – UnB

Brasília, DF 13 de Junho de 2017

“Life is a waterfall
We're one in the river
and one again after the fall.”
SOAD – Aerials

“Sou biólogo e viajo muito pela savana do meu país. Nessas regiões, encontro gente que não sabe ler livros.
Mas que sabe ler o seu mundo. Neste universo de outros saberes, sou eu o analfabeto.”
Mia Couto

AGRADECIMENTOS

Obrigada a Deus, presente em minha vida e aos meus Santo Expedito, São Miguel e São Francisco pelo auxílio em horas de aflição.

À Stieg Larsson, obrigada por criar Lisbeth Salander, ela é extremamente motivacional.

Obrigada meu Amor Roger Borges da Silva, por todo o carinho dedicado a mim e à dissertação.

Aos meus Pais, Isabel Cristina Peil e Plínio Peil, por desde a minha infância acreditarem que era na água que eu deveria estar. A cada avanço meu, este também é de vocês.

A todos meus colegas do PPG, que estiveram presentes, pra dar aquela forcinha nas disciplinas e discussões ecológicas. Aos colegas e amigos Renan Rezende, Cássia Rezende, Guilherme Sena, Natália Guedes, Thaís Amanda, Luísa Gonçalves, Laís Lima e Alan Tonin, pelo abraço e apoio na vida acadêmica e fora dela. Também agradeço aos colegas de laboratório que estiveram presentes nas etapas do projeto com as “plantinhas”, ou para o cafezinho, Fernanda Graciano, Bárbara Salvio, Lauana Vieira e Paulino Bambi. As minhas queridas Isabella Torres e Kamilla Ramos, aprendi tanto com vocês quanto vocês comigo, sou muito feliz de ter passado o tempo que estivemos juntas, orientando o estágio de vocês dentro do meu projeto, revendo como é ser estudante de graduação e querer aprender tudo que for possível dentro da Biologia.

Principalmente, obrigada ao pesquisadores como Verónica Ferreira, por ser esta “força da natureza”, que me permitiu trabalhar auxiliando-a em seu grande projeto. Ao Renan Rezende, que foi imprescindível auxiliando minha orientação dentro do mundo da Decomposição de Detritos Vegetais, este trabalho também é seu. Não menos importante um grande “MUITO OBRIGADA”, ao meu Orientador Professor Junior, que me abriu as portas do Laboratório de Limnologia desde o primeiro momento em que pisei em Brasília, além de todas as lutas ao meu lado, seja pelo meu projeto, pelo laboratório, ou pelo bem comum de seus alunos, pois consegui guiar o Laboratório, mesmo em horas difíceis. E também a professora Claudia Padovesi, por ser uma limnóloga que demonstra além de toda

sua irreverência como pesquisadora, ser uma ótima amiga, cheia de luz. Ao professor Carlos Henke que me auxiliou e ensinou sobre a delimitação de micro-bacias a partir de curvas de nível, e ao Daniel Nascimento Rodrigues por me auxiliar durante a confecção e formatação de mapas em ArcGis.

Sou também grata a PROCAD-NF/CAPES (No. 173/2010), CAPES/Edital PNADB/2009 (Nº 1098/2010), MCTI/CNPq Nº 14/2013 - Universal / Universal 14/2013 (No. 471767/2013-1), CNPq/Bolsas PQ (No. 302957/2014-6) MCTI/PELD/CNPq (No. 558233/2009-0), MCTI/CNPq/CT-AGRO/CT-SAÚDE/CT-HIDRO (No. 37/2013), MCT/CNPq/FNDCT/FAPs/MEC/CAPES/PRO-CENTRO-OESTE (Nº 031/2010), EMBRAPA/Edital Chamada 01/2011, FAP-DF/Edital 03/2015 (No. 193.000.870/2015); FAPEMIG (No. APQ-00274-12) e fundações da Universidade de Brasília (DPP nº 121366/2011) pelo apoio financeiro. Além disso, ao Programa de Pós Graduação em Ecologia da Universidade de Brasília por oferecer uma bolsa de Mestrado, para que eu pudesse investigar sobre os riachos do bioma Cerrado. Finalmente, gostaria também de expressar minha especial gratidão a todo o grupo de Aquariparia pelo apoio maciço ao longo do estudo.

SUMÁRIO

1	RESUMO.....	1
2	ABSTRACT	2
3	INTRODUÇÃO	4
4	MÉTODOS.....	8
4.1	ÁREA DE ESTUDO	8
4.2	ESCOLHA DAS ÁREAS AMOSTRAIS.....	8
5	DESENHO AMOSTRAL.....	10
5.1	ANÁLISE DOS FATORES ABIÓTICOS DOS RIACHOS	10
5.2	MATÉRIA ORGÂNICA PARTICULADA GROSSA (MOPG) DE ORIGEM VEGETAL PRESENTE NA ZONA RIPÁRIA	10
5.3	AVALIAÇÃO DOS PROCESSOS FÍSICOS E BIOLÓGICOS ENVOLVIDOS NA DECOMPOSIÇÃO DE DETRITOS FOLIARES	11
5.3.1	<i>DETERMINAÇÃO DA PERDA DE MASSA ATRÁVÉS DE MASSA SECA LIVRE DE CINZAS (ASH-FREE DRY MASS – AFDM).....</i>	<i>13</i>
5.3.2	<i>DETERMINAÇÃO DA BIOMASSA DE FUNGOS.....</i>	<i>14</i>
5.3.3	<i>IDENTIFICAÇÃO DOS INVERTEBRADOS ASSOCIADOS À PERDA DE MASSA.....</i>	<i>14</i>
5.4	TRATAMENTO DOS DADOS E ANÁLISES ESTATÍSTICAS	15
6	RESULTADOS.....	17
6.1	FATORES ABIÓTICOS DOS RIACHOS.....	17
6.2	MATERIA ORGÂNICA PARTICULADA GROSSA (MOPG) DE ORIGEM VEGETAL PRESENTE NA ZONA RIPÁRIA	17
6.3	PERDA DE MASSA DE DETRITOS FOLIARES (AFDM)	18
6.4	BIOMASSA FÚNGICA (ERGOSTEROL).....	21
6.5	INVERTEBRADOS ASSOCIADOS À PERDA DE MASSA.....	24
7	DISCUSSÃO	28
8	CONCLUSÃO.....	34
9	REFERÊNCIAS.....	36
	ANEXO 1. MAPA DOS PONTOS AMOSTRAIS SITUADOS NO PARQUE NACIONAL DE BRASÍLIA E FLORESTA NACIONAL DE BRASÍLIA, ASSIM COMO OS CORPOS HÍDRICOS E AS MICROBACIAS DE DRENAGEM DE CADA LOCAL AMOSTRADO.	45

1 RESUMO

Processamento de detritos vegetais em riachos do Cerrado: microbacias de drenagem sob impacto de silvicultura exótica

Áreas de silvicultura de espécies exóticas acarretam impactos por efeitos diretos e indiretos, como a perda de espécies e alterações na estrutura morfológica dos ambiente e nos processos ecológicos em zonas ripárias. Os objetivos deste trabalho foram avaliar as mudanças na qualidade da água, entrada de matéria orgânica alóctone vegetal e processo de decomposição (com comunidades de decompositores), em córregos de microbacias sob influência de silvicultura exótica no Cerrado. A amostragem compreendeu o período de agosto à outubro de 2015. Para avaliar as características físicas e químicas da água foram utilizados como analisadores digitais portáteis e cromatógrafo de íons. A matéria orgânica alóctone foi coletada através de 42 redes (malha de 0,5 mm) em zonas ribeirinhas. A decomposição de detritos foliares de diferentes qualidades nutricionais (*Alnus glutinosa*, *Eucalyptus grandis* e *Inga laurina*), foram avaliados por *litter bags* (malha de 10 e 0,5 mm). Além disso, foram analisadas as comunidades de decompositores como fungos por biomassa (ergosterol) e invertebrados (por densidade, riqueza e porcentagem de fragmentadores e raspadores). As microbacias com influência da silvicultura não mostraram mudanças na qualidade da água, devido aos impactos da estrutura física no ambiente serem baixos e à presença de remanescentes de vegetação nas zonas ribeirinhas. No entanto, decomposição demonstrou ser alterada pela qualidade nutricional de detritos vegetais e quando barrada a fragmentação de invertebrados. A eficiência e a sensibilidade dos processos ecológicos detectaram as mudanças ambientais de baixa magnitude, destacando a necessidade de usá-las em futuras ações de manejo. As Áreas de Preservação Permanente demonstraram ser importantes para a manutenção dos processos Ecológicos em zonas ripárias de áreas de drenagem com silvicultura exótica.

PALAVRAS-CHAVE: silvicultura exótica; matéria orgânica; decomposição.

2 ABSTRACT

Litter breakdown processing in streams of Cerrado biome: drainages with exotic forest plantation

Exotic forest plantation (silviculture) can increase impacts of the direct and indirect effects, as the species loss, change the streams morphological structure and the ecological processes in riparian zones. The objectives were to evaluate the changes in water quality, allochthonous litter organic matter input and litter breakdown process (as decomposer communities) of streams in catchments on exotic silviculture in Brazilian Savannah (Cerrado) Biome. The sampling period comprised to August to October 2015. To evaluate the water physical and chemical characteristics we use a digital portable analyzers and ion chromatograph. Allochthonous organic matter was measured through 42 networks (mesh of 0,5 mm) in riparian zones. The decomposition of different nutritional litter species qualities (*Alnus glutinosa*, *Eucalyptus grandis* and *Inga laurina*) was evaluated by litter bags (mesh of 10 and 0,5 mm). In addition, decomposer communities at litter breakdown as fungi biomass (by ergosterol) and invertebrates (by density, richness and percentage of shredders and scrapers) were also evaluated. Catchments on silviculture influence not show changes in water quality due to low physical structure impacts on environment and presence of vegetation in riparian zones. Nevertheless, we observed changes in decomposers communities, with higher fungal biomass by litter bags with physical barrier towards shredder invertebrate in catchments on exotic silviculture. The efficiency and sensibility of ecological processes in detected the low magnitude environmental changes, highlights the need to use them in future management actions. The Permanent Preservation Areas have been shown to be important for the maintenance of Ecological processes in riparian zones of drainage areas with exotic forestry.

KEY-WORDS: exotic forest plantation; litter organic matter; litter breakdown.

APRESENTAÇÃO

O bioma Cerrado é conhecido por compreender uma ampla heterogeneidade vegetal (Pereira et al., 2011), porém tem sofrido alterações na sua fisionomia vegetal, devido a introdução de silvicultura de espécies exóticas, como *Pinus* sp. e *Eucalyptus* sp. (Pivello, 2005). Porém estes “fragmentos florestais exóticos” introduzidos, monoespecíficos e monoclonais, possuem diferenças ecológicas quando comparados à uma floresta natural (Fernandes et al., 2016). Um exemplo é a alta demanda hídrica das espécies utilizadas nestes cultivos exóticos, que reduzem águas intersticiais em bacias de drenagem (Coe et al., 2011; Oliveira et al., 2017). Além disso, estes plantios também alteram a morfologia das áreas de drenagem (Hynes, 1975), assim como processos ecológicos relacionados a ciclagem de nutrientes (Julian et al., 2016). Logo, em remanescentes florestais naturais (zonas ripárias), que são interface entre ambientes terrestres e aquáticos (Gregory et al., 1991), os processos ecológicos podem ser impactados (Kuglerová et al., 2014), em exemplo a decomposição de matéria orgânica vegetal, seja pela alteração do detritos vegetais (Encalada et al., 2010) ou da área de drenagem (Ferreira et al., 2015; Jaleta et al., 2016; Jaleta et al., 2017; Masese et al., 2014). Desta forma, esta pesquisa pretende cobrir uma lacuna sobre o processamento de detritos vegetais, em zonas ripárias sob impacto da silvicultura exótica no bioma Cerrado.

Esta dissertação demonstrará que a quantidade de matéria orgânica de origem vegetal é menor em zonas ripárias de áreas de drenagem impactadas por silvicultura exótica. Também elucidará que a composição química dos detritos vegetais é a principal moderadora do processo de decomposição, independente da condição da área de drenagem e organismos decompositores. Entretanto, mostrará que a degradação de detritos vegetais, pode ser significativamente maior em riachos de microbacias sob impacto de silvicultura exótica, quando excluída a ação de invertebrados, demonstrando aumento de decomposição por microrganismos. Além disso, a partir dos resultados, destaca-se que a análise de parâmetros físicos e da comunidade de invertebrados que são conhecidamente utilizados, podem ser insuficientes para avaliações de impactos ecológicos e atividades de monitoramento, quando comparada a análise do processamento de detritos vegetais, em ecossistemas ripários que drenam áreas de silvicultura exótica no bioma Cerrado.

3 INTRODUÇÃO

Nos últimos dois séculos, florestas plantadas provêm eficiência na produção de commodities, seja por plantio de espécies nativas ou exóticas (Evans, 2009). Porém, ao longo dos anos, houve a intensificação da fabricação de madeira e junto a isso o desmatamento de florestas naturais, transformando estas em exóticas monoespecíficas (Günter et al., 2011). Desta forma a conversão de áreas nativas em áreas de reflorestamento, resulta em alterações sobre a biodiversidade, como a perda de espécies em savanas (Fernandes et al., 2016). Além destes impactos sobre a biodiversidade, há também a alteração dos processos ecológicos naturais dos ecossistemas.. A partir disso, recentemente alguns estudos tem buscado avaliar o efeito da silvicultura exótica sobre os ecossistemas, para auxiliar no manejo e reduzir impactos nestas áreas (Gonçalves et al., 2012; Higgs et al., 2014; Puettmann et al., 2015; Rezende et al., 2010; Rezende et al., 2014b).

Entre os principais efeitos diretos de plantios de silvicultura exótica estão as modificações na funcionalidade dos ecossistemas onde são inseridos, como p.ex. na interação com espécies nativas devido a seus compostos alelopáticos (Boelter et al., 2011; Calviño-Cancela and Neumann, 2015), facilitação da invasão biológica (Altamirano et al., 2016; Sitzia et al., 2015) e deficiência em águas intersticiais, em lençol freático e aquíferos (Coe et al., 2011; Oliveira et al., 2017). Logo estes plantios, também podem impactar diretamente zonas ripárias devido a insuficiência de recursos para a vegetação (Jaleta et al., 2016; Silva et al., 2013). Além disso, efeitos indiretos também podem ocorrer, pois a ocupação por silvicultura exótica em áreas de drenagem e zonas ripárias de riachos de cabeceira, pode afetar processos ecossistêmicos, como p.ex. os relacionados a dinâmica da matéria orgânica vegetal (Ferreira et al., 2017; Ferreira et al., 2016b; Pozo et al., 1998; Pozo et al., 1997). Um exemplo destes efeitos indiretos resultado de plantios de silvicultura exótica é o aumento do carreamento de nutrientes pela bacia de drenagem até os riachos (Kamarinas et al., 2016), que pode elevar o metabolismo aquático e promover a diminuição de oxigênio dissolvido e eutrofização, principalmente em riachos de pequena ordem (Boyero et al., 2016; Iniguez-Armijos et al., 2016).

Desta forma, o efeito da silvicultura exótica em riachos de cabeceira pode ser analisado através de processos ecológicos, como o processamento de detritos vegetais (von Schiller et al., 2017), que são

a principal fonte energética destes ecossistemas (Vannote et al., 1980; Webster and Meyer, 1997). Desta forma a dinâmica de entrada da matéria orgânica, principalmente na forma de folhas (Bambi et al., 2016; Martínez et al., 2013), juntamente com a decomposição, podem ser utilizados em como metodologias de avaliação ecológica, bem como em programas de monitoramento ambiental (Masese et al., 2014). Como visto nos últimos anos, em que a dinâmica de matéria orgânica e decomposição tem obtido significativos resultados na determinação de impactos ambientais, incluindo os de áreas adjacente, à riachos (Arroita et al., 2015; Chauvet et al., 2016; Elozegi and Martínez, 2016; Mollá et al., 2017). Isto porque, estes processos ecológicos são capazes de fornecer informações sobre a estrutura biótica (Earl and Semlitsch, 2013; Sales et al., 2015) e abiótica (Follstad Shah et al., 2016; Rezende et al., 2014b) dos ecossistemas, assim como métodos convencionais de estudos de biota aquática e parâmetros físicos dos corpos hídricos (Dolédec and Statzner, 2010; Wright et al., 2000).

A dinâmica da matéria orgânica (MO) vegetal pode ser medida, através da biomassa vegetal (serapilheira) (Bambi et al., 2016; Webster and Meyer, 1997). Esta matéria orgânica vegetal pode entrar no sistema aquático diretamente (aporte vertical) ou indiretamente (aporte lateral proveniente das margens) (Rezende et al., 2016; Ward and Stanford, 1983; Webster and Meyer, 1997). Após a entrada deste material, este fica retido no leito como estoque benthico, onde é decomposto e transportado para regiões à jusante do trecho (Bambi et al., 2016; Bunte et al., 2016). Durante esta decomposição, a MO vegetal que incide sobre o riacho é processada por fungos e bactérias (Graça et al., 2016) e por invertebrados sobre tudo os fragmentadores (Abelho and Graça, 1996a; Graça et al., 2015). Como consequência deste processamento e da abrasão física da água, a MO com tamanho superior a 1mm, caracterizada como matéria orgânica particulada grossa – MOPG, é reduzida até partículas menores (~0.45 µm - 1 mm), caracterizadas como matéria orgânica particulada fina-MOPF (Tank et al., 2010; Webster and Meyer, 1997). Finalmente, após este processamento da MOPG e MOPF são transformadas em produtos excretados na forma de matéria orgânica dissolvida-MOD (Qualls et al., 1991).

Os riachos do Bioma Cerrado em geral estão inseridos em bacias de drenagem com solos pobres em nutrientes ou distóxicos (Haridasan, 2008). As águas que drenam estas bacias e chegam nos riachos se caracterizam pelas baixas concentrações de nutrientes. Diante deste cenário, associado a baixa

penetração de luz (baixa produtividade primária) e a baixa qualidade do detrito vegetal (falta de nutrientes no solo e estresse hídrico, Sales et al., 2014, Gonçalves et al., 2007) o fluxo de energia e a ciclagem de nutrientes tornam-se dependentes do processamento de detritos vegetais nestes ecossistemas (Gonçalves et al., 2014b). Desta forma, a qualidade do nutricional detrito em processo de decomposição, influencia a atividade degradativa por bactérias, que pode ser acelerada pelo aumento de nutrientes (Pascoal and Cassio, 2004). Por outro lado, a biomassa de fungos pode ser impactada/reduzida uma vez que é controlada pela disponibilidade de nutrientes e compostos estruturais de carbono tanto no riacho como no detrito (Duarte et al., 2016; Fanin et al., 2015; Sales et al., 2015). Consequentemente, os invertebrados e fungos podem ser impactados pela qualidade nutricional, pois os fungos tornam os detritos vegetais mais palatáveis aos invertebrados, fator este conhecido como “condicionamento” (Cheever et al., 2012; Gessner et al., 1999). Logo micro e macrorganismos podem ser utilizados para avaliar os impactos sobre MO, pois também estão envolvidos no processo de decomposição de detritos vegetais (Malacarne et al., 2016; Medina-Villar et al., 2015; Rezende et al., 2016; Sales et al., 2015).

Baseada na premissa do impacto negativo da silvicultura em zonas ripárias, a primeira hipótese é que em microbacias de drenagem com uso de solo alterado por silvicultura, os riachos apresentarão maior temperatura, quantidade de nutrientes e valores menores de oxigênio dissolvido, devido ao aumento do metabolismo e menor efeito de proteção da vegetação ripária. A segunda hipótese é que devido a presença de silvicultura exótica que possui alta demanda por recursos da microbacia de drenagem e possível liberação de compostos secundários inibidores (alelopatia) no solo, a quantidade de MOPG das áreas sob influência de silvicultura exótica será menor do que nas áreas de microbacias predominantemente naturais. A partir disso, a terceira hipótese em que devido a menor biomassa vegetal nas áreas impactadas, a decomposição será acelerada, mesmo sob diferentes qualidades nutricionais de detritos vegetais e formas de decomposição por organismos (*litter bags*). A quarta hipótese que em áreas impactadas por silvicultura exótica, a porcentagem de fragmentadores, raspadores e biomassa fúngica, serão menores devido à redução de MOPG, porém a decomposição será acelerada devido a alteração das variáveis químicas da água (diminuição de oxigênio dissolvido, incremento de temperatura, nutrientes). A quinta hipótese de que por estarem associados a qualidade do detrito, a densidade e riqueza

de invertebrados, porcentagem de fragmentadores e raspadores, e biomassa de fungos serão maiores em detritos de melhor qualidade, devido a limitação por nutrientes dos riachos do Cerrado. Desta forma, os objetivos desta pesquisa foram: (i) avaliar a quantidade de matéria orgânica alóctone de detritos vegetais em zonas ripárias sob influência de silvicultura exótica. (ii) analisar as taxas de decomposição, biomassa de fungos e comunidade de invertebrados envolvidos na decomposição de diferentes qualidades de detritos vegetais nos riachos sob influência de silvicultura exótica.

4 MÉTODOS

4.1 ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi realizado em zonas ripárias de riachos de pequena ordem (1^a – 2^a ordens), com altitudes em torno de 1100m, no Distrito Federal, região Centro-Oeste do Brasil (15°50'16" S, 47°42'48"W). O clima desta região é caracterizado como tropical, com precipitação do tipo savana (Köppen and Geiger, 1930), dentro do bioma Cerrado (Sampaio et al., 2000). Os pontos de amostragem escolhidos estão localizados no Parque Nacional de Brasília (PARNA) e na Floresta Nacional de Brasília (FLONA). O PARNA possui 42.355 hectares e o uso do solo é predominante em vegetação de Cerrado sentido restrito (Sano et al., 2007). A FLONA possui 9.336 hectares e é predominantemente ocupada por espécies exóticas utilizadas para reflorestamento (*Eucalyptus* spp. e *Pinnus* sp) (Longhi, 2004).

4.2 ESCOLHA DAS ÁREAS AMOSTRAIS

Para a escolha das áreas amostrais, em cada riacho foram realizadas demarcações das microbacias de drenagem, utilizando um Modelo Digital de Elevação – MDE (pontos cotados e curvas hipsométricas) e bases digitais de hidrografia, na escala de 1:10.000, disponibilizadas pelo Sistema Cartográfico do Distrito Federal (CODEPLAN, 1991).

Para a definição dos talhões de silvicultura exótica e das espécies cultivadas, foram utilizadas informações de mapas da FLONA (BRASIL, 1978). Para a delimitação do uso do solo das microbacias, foi utilizada uma imagem de satélite de 30 de dezembro de 2015, obtida através do software livre Google Earth Pro. A delimitação foi realizada através de classificações a partir de imagem de satélite, mapas disponibilizados pela FLONA e verificação em campo (Françoso et al., 2013). Para a vegetação natural (Nativa) foram definidas áreas de matas de galeria e Cerrado sentido restrito. As áreas predominantemente ocupadas por plantio exótico, foram caracterizadas como Silvicultura (quando acima de 60% do uso do solo) (Voss et al., 2015). Os dados de uso do solo foram vetorizados na imagem e salvos na extensão “kml” (Lopes, 2009). A porcentagem do uso de solo, bem como a demarcação das microbacias de drenagem, foram realizadas através dos softwares livres QGIS 2.18.2 e Google Earth

Pro. Para a confecção dos mapas foram utilizados os softwares R version 3.2.4. (Crawley, 2007) e ArcGis 10.3.

Os tratamentos foram definidos através do uso do solo. O PARNA foi considerado como tratamento Controle, onde não há significativa ocupação da microbacia com silvicultura exótica e a FLONA como o tratamento Impactado, onde a microbacia é predominantemente coberta por silvicultura exótica. Em ambos tratamentos foram escolhidos riachos em categorias de primeira e segunda ordem (Strahler, 1952), que não apresentassem diferença significativa entre os tratamentos analisados, quanto as medidas de largura (média= 1,16 m; d.p.=0,55), profundidade (média = 0,28 m; d.p.=0,18), e velocidade da água (média=0,52 ms⁻¹; d.p.=0,18), que representam similaridade para a morfologia dos riachos. Foram definidas as porcentagens para cada tipo de uso do solo e a descrição em mapa das áreas de amostragem respectivo as microbacias dos pontos amostrais (Tabela 1; ANEXO 1).

Tabela 1. Porcentagens de uso do solo nativo (%Nativo) e em silvicultura exótica (%Silvicultura), dos pontos amostrais, que definiram os tratamentos Controle e Impactado por silvicultura exótica, respectivamente. Cada tratamento com tres pontos de amostragem, sendo o Impactado respectivo aos pontos FLONA 1, 2 e 3, e Controle respectivo aos pontos PARNA 1, 2 e 3. Na tabela também estão descritas a Unidade Federativa (UF) e coordenadas geográficas planas – UTM, de Latitude (Lat) e Longitude (Long).

Ponto de Amostragem	UF	Lat	Long	Uso do Solo	
				%Nativo	% Silvicultura
FLONA 1	DF	-15.7915	-48.0697	17.90559	68.41894
FLONA 2	DF	-15.7616	-48.0627	13.70924	86.29076
FLONA 3	DF	-15.7462	-48.0699	31.53813	64.65093
PARNA 1	DF	-15.7257	-47.9401	100	0
PARNA 2	DF	-15.7475	-48.0091	100	0
PARNA 3	DF	-15.7334	-48.0148	100	0

5 DESENHO AMOSTRAL

Todos os procedimentos de amostragem ocorreram entre os meses de agosto e outubro de 2015, durante um período de 60 dias, com a finalidade de amostrar a variação da decomposição de detritos foliares, durante o pico de abscisão foliar que vai da estação seca até o início da chuvosa (Bambi et al., 2016). Neste período há maior integração de matéria orgânica para o estoque bêntico, portanto maior disponibilidade de matéria orgânica para o processo de decomposição (Rezende et al., 2016).

5.1 ANÁLISE DOS FATORES ABIÓTICOS DOS RIACHOS

As características físicas e químicas da água foram mensurados para avaliar a variação entre as microbacias Controle e Impactado por silvicultura exótica. Os parâmetros de qualidade de água como temperatura, pH e oxigênio dissolvido, foram aferidos utilizando equipamentos portáteis digitais (modelo JENWAY). Além disso, foram coletadas amostras de água para analisar as características químicas de cada riacho Nitrito (NO_2), Nitrato (NO_3^-), Amônia (NH_4^+) e Fosfato (PO_4^{3-}). Para analisar a água, as amostras foram filtradas com filtro para seringa de 22 μm , (Millex® - Durapore® PVDF) e congeladas a -20°C . Posteriormente as amostras de água foram analisadas, com um limite de detecção acima de 0,002 mg/ml, utilizando um cromatógrafo de íons modelo 930 Compact IC Flex ©Metrohm.

5.2 MATÉRIA ORGÂNICA PARTICULADA GROSSA (MOPG) DE ORIGEM VEGETAL PRESENTE NA ZONA RIPÁRIA

A coleta da matéria orgânica particulada grossa (MOPG), de origem vegetal, presente nas margens dos riachos, foi realizada através de redes, dispostas com intervalos de 10 metros. Estas coletavam a MOPG que chegaria até o riacho de duas formas: a primeira, caracterizada como lateral, coletava a MOPG que seria carregada pelo solo até o corpo hídrico, barrando sua entrada, sendo dispostas nas margens quatro redes em cada riacho. Estas possuíam malhas com uma abertura de 0,5 mm, e coletavam em um espaço de 0,25 m². A segunda caracterizada como vertical, coletava folhas senescentes

que caíam diretamente sobre o canal de cada riacho, com 3 redes suspensas à 1,5 metros da lâmina d'água, com abertura de malha de 0,5 mm, e 1 m² de superfície (Figura 1). Esta MOPG foi cuidadosamente retirada das redes nos períodos de 30 e 60 dias, com a finalidade de evitar que o material fosse perdido, ou mesmo decomposto até o final do experimento. Após realizada a coleta, o material foi embalado, e levado até o laboratório, onde foi mantido em estufa à 60°C, por um período de 72 horas, onde foi pesado.

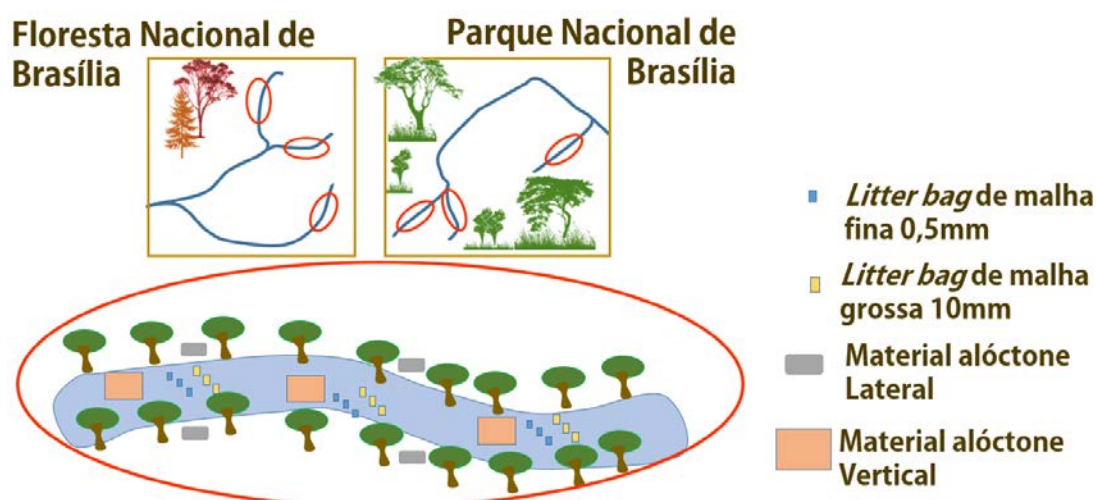


Figura 1. Esquema sobre o desenho amostral utilizado. São elucidados pelas circunferências em vermelho cada trecho de riacho, que contém o esquema apresentado pela circunferência maior. Nesta estão como foram dispostos, litter bags de malha fina (retângulos em azul), Litter bags de malha grossa (retângulos em amarelo), Coleta Lateral (retângulos em cinza), e Vertical (retângulos em rosa).

5.3 AVALIAÇÃO DOS PROCESSOS FÍSICOS E BIOLÓGICOS ENVOLVIDOS NA DECOMPOSIÇÃO DE DETRITOS FOLIARES

Para a avaliação da decomposição dos detritos foliares, foi realizado um experimento em que foram analisados a perda de massa dos detritos foliares, e também os organismos responsáveis pela ação degradativa, contemplando assim os processos físicos e biológicos. Além disso, para avaliar como a qualidade do detrito pode interferir na decomposição, foram utilizados detritos foliares de diferentes qualidades nutricionais.

Para o experimento de decomposição, em cada riacho foram selecionados trechos, onde foram colocados invólucros permeáveis, confeccionados em nylon, contendo serapilheira (*litter bags*), os quais estiveram inseridos em um intervalo de aproximadamente 10 metros entre si, sendo inseridos em

remansos. Ao total foram colocados 324 *litter bags*, sendo 162 com trama do tecido de 10 mm de diâmetro (malha grossa) e 162 com trama do tecido de 0,5 mm de diâmetro (malha fina) (Figura 1). A utilização de *litter bags* de malha fina tem como objetivo barrar fisicamente a ação dos invertebrados que possam fragmentar os detritos foliares, possibilitando apenas a ação de microrganismos. O material utilizado para a montagem dos *litter bags* foi mensurado para possuir um peso de $2,5 \text{ g} \pm 0,05 \text{ g}$. Os *litter bags*, foram preenchidos de forma monoespecífica, com as espécies escolhidas para compor o experimento (*Alnus glutinosa*, *Inga laurina* e *Eucalyptus grandis*).

Alnus glutinosa é uma espécie ripária, originária da Europa (exótica ao Brasil), conhecida popularmente em Portugal como amieiro. *A. glutinosa* possui uma alta qualidade como detrito, pois é constituída por uma baixa razão estequiométrica (C:N), além de uma baixa dureza foliar (Ferreira et al., 2016a). *Alnus glutinosa* foi utilizada por ser um detrito que pode ser considerado padrão para estudos em decomposição (Boyero et al., 2016), facilitando a comparação dos resultados com estudos internacionais. *Inga laurina* é uma espécie ocorrente na América Latina, presente no bioma Cerrado, habita preferencialmente matas ripárias, e é conhecida popularmente como ingá-branco. *Inga laurina* pode ser classificada como uma espécie de baixa qualidade como detrito para fragmentadores devido a sua elevada quantidade de lignina e celulose que são compostos estruturais foliares que lhe conferem uma alta dureza foliar (Navarro et al., 2013). *Eucalyptus grandis* é originária da Austrália (exótica), e introduzida no Brasil principalmente para a produção de papel. A espécie pode ser considerada um detrito de qualidade intermediária entre os dois acima, devido a quantidade de compostos secundários como polifenóis que reduzem a palatabilidade para fragmentadores (Hepp et al., 2009). Este detrito foi escolhido por estar presente na bacia de drenagem, indicando a resposta direta do efeito de espécies do gênero *Eucalyptus* na decomposição em riachos (Abelho and Graça, 1996a; Rezende et al., 2010). Além disso os detritos de *I. laurina* e *E. grandis* foram escolhidos por terem sido utilizados em estudos pretéritos em decomposição (Rezende et al., 2010; Rezende et al., 2014a).

Todas as folhas utilizadas, foram obtidas através de coleta por abscisão natural, ocorrida entre os anos de 2014 e 2015. Para a escolha das espécies utilizadas, também foi realizada uma análise da razão entre C/N das folhas, sendo esta indicadora para qualidade de detritos foliares para a palatabilidade de

herbívoros e detritívoros (Bottollier-Curtet et al., 2015; Manning et al., 2016). Desta forma, fica explícito que as espécies escolhidas apresentam um gradiente da razão de Carbono por Nitrogênio (C:N), possibilitando caracterizá-las com qualidade alta, intermediária e baixa. Os valores da porcentagem de Nitrogênio e Carbono (Tabela 2) foram obtidos através de um Analisador Elemental LECO-CNS628.

Tabela 2. Porcentagem de Nitrogênio e Carbono referente as espécies utilizadas para o experimento de decomposição. Valores obtidos através de uma Analisador Elemental LECO-CNS628.

Espécie	Nitrogênio (%)	Carbono(%)	Relação C/N	Qualidade
<i>Alnus glutinosa</i>	2,80	51,27	18,31	Alta
<i>Inga laurina</i>	1,18	54,78	46,42	Baixa
<i>Eucalyptus grandis</i>	1,54	57,05	37,04	Intermediária

Os *litter bags* utilizados no experimento de decomposição foram removidos no intervalo de 15, 30 e 60 dias, método com a finalidade de observar as taxas de perda de massa ao longo do tempo (Graça et al., 2015). No tempo zero um conjunto de *litter bags* foram produzidos para passar por toda a manipulação experimental, mas não foram colocados no campo para decompôr, ao retornar no laboratório também passaram pela determinação da perda de massa e AFDM inicial. Com isso foi descontada a perda de massa dos detritos que foram para o campo apartir da perda decorrente da manipulação. Neste experimento, além de observar as taxas de perda de massa ao longo do tempo, também foram analisados para diferentes detritos e tratamentos (Controle e Impactado). Além disso, foram utilizadas diferentes malhas de *litter bags* para padronizar por limitação física, a ação degradativa por invertebrados, ou somente por microrganismos (Graça et al., 2005). A cada período analisado, os *litter bags* eram retirados dos riachos e colocados em um recipiente térmico resfriado, para seu transporte até o laboratório. Em laboratório, os detritos foliares remanescentes de cada *litter bag* foi lavado em água destilada sobre uma peneira de 250 µm, onde o material retido foi coletado para análises posteriores da comunidade de invertebrados associados aos detritos.

5.3.1 DETERMINAÇÃO DA PERDA DE MASSA ATRÁVÉS DE MASSA SECA LIVRE DE CINZAS (ASH-FREE DRY MASS – AFDM)

Depois de lavar as folhas, foram removidos 10 discos das mesmas (15-mm de diâmetro), aleatorizando os locais selecionados para compor duas amostras de cinco discos, uma para determinação

da perda de massa e outra para a determinação da biomassa de fungos. Este conjunto utilizado para determinar a Massa Seca livre de Cinzas (*Ash-free dry mass – AFDM*), teve como finalidade de quantificar a matéria orgânica da amostra. Para a análise de AFDM, os conjuntos de discos foram colocados em uma estufa com o limite de 60°C, por 72 horas. O restante do detrito vegetal, que não foi utilizado para os conjuntos de discos, foi também colocado em estufa sob as mesmas condições e, posteriormente, este material foi pesado. Para cada conjunto de discos foi verificado o peso após secar em estufa e em seguida foram incinerados a 500°C por quatro horas e então suas cinzas pesadas novamente. A partir da diferença destes valores foi calculado o AFDM, que corresponde a massa seca do detrito orgânico.

5.3.2 DETERMINAÇÃO DA BIOMASSA DE FUNGOS

Para determinar a biomassa de fungos presente, por micrograma (μg) de Ergosterol por grama (g) de detritos AFDM, foi utilizado uma amostra composta por cinco discos foliares. Cada conjunto amostral, foi separado em envelopes individuais de papel alumínio e congelados (-20°C). A avaliação da biomassa de fungos foi realizada pela medida de ergosterol, que é um lipídeo que compõem a membrana celular de fungos. Para isso, foi realizada uma extração lipídica através da amostra congelada. Esta extração foi realizada em solução alcalina de metanol e purificação do extrato, por extração em fase sólida (SPE), seguindo a metodologia de Gessner (2005). Logo após foi realizada a determinação do ergosterol, por cromatografia líquida de alta-eficiência (DIONEX - The UltiMate® 3000 HPLC).

5.3.3 IDENTIFICAÇÃO DOS INVERTEBRADOS ASSOCIADOS À PERDA DE MASSA

Os invertebrados retidos durante a lavagem dos *litter bags*, foram preservados em álcool em porcentagem 70%. Após serem preservados, foram identificados ao menor nível taxonômico possível, de acordo com bibliografia específica (Hamada et al., 2014; Pes et al., 2005). Os principais grupos alimentares funcionais responsáveis pela perda de massa (fragmentadores e raspadores) foram classificados através de uma compilação de referências, priorizando as características tróficas elucidadas

segundo Cummins et al. (2005), e quando não apresentadas por esta referência, utilizou-se de outras para a caracterização (Bouchard et al., 2004; Ramírez and Gutiérrez-Fonseca, 2014).

5.4 TRATAMENTO DOS DADOS E ANÁLISES ESTATÍSTICAS

A avaliação da perda de massa foi calculada utilizando o modelo exponencial negativo, da porcentagem de massa remanescente, ao longo do tempo ($W_t = W_0 \cdot e^{-kt}$), onde W_t é a massa remanescente no tempo t (em dias), W_0 é a massa inicial, e k é o coeficiente de decomposição (Gonçalves et al., 2014b; Graça et al., 2015). Foi avaliada a normalidade dos dados, com o método de Kolmogorov-Smirnov e a homogeneidade das variâncias com o teste de Levene. Conforme necessário, os dados foram transformados em $\lg(x+1)$. Todas as análises, foram realizadas através do software R version 3.2.4. (Crawley, 2007).

Foram aplicadas Análises de Variância de Medidas Repetidas (RM-ANOVAs), para avaliar fatores abióticos (temperatura, pH, oxigênio dissolvido, nitrato, amônia e nitrogênio dissolvido) e a matéria orgânica vegetal (lateral e vertical), entre tratamentos (definidos pelo uso de solo de microbacias impactadas por silvicultura exótica e controle; variáveis explicativas). Além disso as comunidades decompositoras (biomassa de fungos, riqueza e densidade de invertebrados, e abundância de fragmentadores e raspadores) e a perda de massa, utilizadas como variáveis resposta, em que foram comparadas entre tratamentos, espécie de detrito foliar utilizado para decomposição (*I. laurina*, *E. grandis* e *A. glutinosa*) e interação entre os dois fatores (variáveis explicativas) através de RM- Fatorial RM-ANOVAs. Foram construídas RM-ANOVAs (One Way ou Fatorial), para cada variável resposta individualmente, para os dois tipos de *litter bags* (malha grossa e fina). RM-ANOVA foi utilizado para evitar a pseudoreplicação, não apenas temporalmente, mas também espacialmente. O tempo (dias) foi utilizado na análise de medidas repetidas como um fator fixo (variável contínua) para a correção de pseudoréplicas temporais. Os *litter bags* coletados em cada ponto e tempo foram transformados em repetições (o número de amostras na análise corresponde: a três pontos de coleta, seis riachos, três espécies de detrito vegetal, três tempos amostrais e duas malhas de *litter bags* = 324 amostras no total). A análise de contraste foi utilizada para avaliar as diferenças entre os meses (Crawley 2007). Foi

realizada análise de contraste ortogonal (com os meses em ordem crescente) e testados os valores mais próximos em pares. Na sequência foram adicionados valores que não apresentaram diferenças no modelo mês e comparados com o próximo modelo por etapas. A Soma dos Quadrados (SQ), foi utilizada para avaliar a porcentagem de explicação das variáveis independentes.

6 RESULTADOS

6.1 FATORES ABIÓTICOS DOS RIACHOS

O valor médio de Oxigênio Dissolvido foi significativamente menor no tratamento Impactado por silvicultura exótica ($5,0 \pm 0,30$ O₂ mg L⁻¹ média e erro-padrão, respectivamente), quando comparado ao Controle ($7,15 \pm 0,68$ mg L⁻¹; RM ANOVA; $F(1,23)=5,98$; $p<0,05$). As demais variáveis não variaram significativamente entre os tratamentos (Tabela 3- A). Nitrito e Fósforo apresentaram concentração abaixo do limite de detecção do cromatógrafo de íons utilizado.

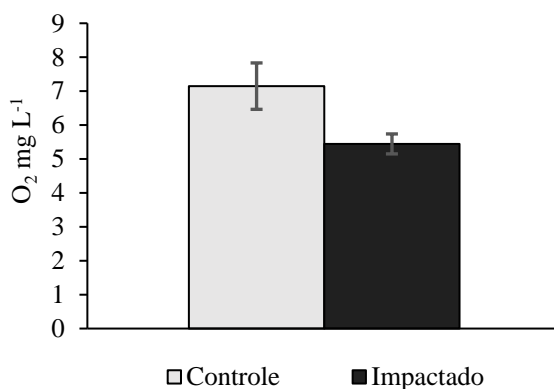


Figura 2. Oxigênio Dissolvido (O₂ mg L⁻¹) (média e erro-padrão) . Os parâmetros estão apresentados para os tratamentos Controle e Impactado por silvicultura exótica.

6.2 MATERIA ORGÂNICA PARTICULADA GROSSA (MOPG) DE ORIGEM VEGETAL PRESENTE NA ZONA RIPÁRIA

O tratamento Controle apresentou maior quantidade ($81,63 \pm 16,36$ g.m² média mensal e erro-padrão, respectivamente) de MOPG no aporte lateral, e esta foi significativamente maior ao encontrado na área impactada pela silvicultura ($40,57 \pm 10,32$ g.m²) ao longo dos 60 dias amostrados, (RM ANOVA; $F(1,24)=4,99$; $p<0,05$). A quantidade de MOPG no aporte vertical não variou estatisticamente entre os tratamentos (RM ANOVA; $F(1,17)=0,178$; $p>0,05$; Figura 3- A; Tabela 3 - B).

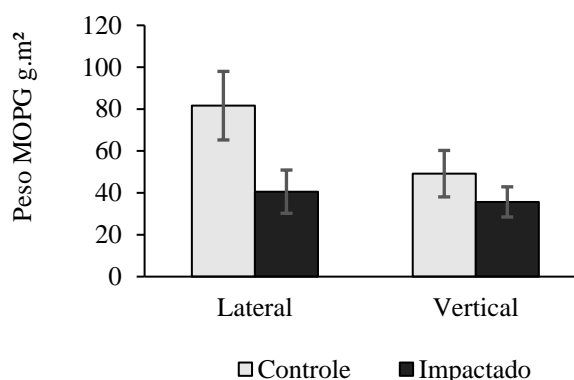


Figura 3. Matéria Orgânica Particulada Grossa de origem lateral e vertical (MOPG g.m²). Os parâmetros estão apresentados para os tratamentos Controle e Impactado por silvicultura exótica.

6.3 PERDA DE MASSA DE DETRITOS FOLIARES (AFDM)

A média do coeficiente de decomposição dos detritos vegetais no tratamento de microbacias impactadas por silvicultura foi superior ($k = -0,008$) ao Controle ($k = -0,006$). Porém, apenas sob metodologia de litter bags de malha fina, a massa remanescente foi significativamente menor no tratamento de microbacias impactadas, (RM ANOVA; $F_{(1,155)}=8,94$; $p < 0,05$; Figura 4- A e B). Em litter bags de malha grossa os coeficientes de decomposição de *A. glutinosa* e *E. grandis*, foram maiores no tratamento Impactado por silvicultura ($k = -0,025$ e $-0,011$, respectivamente), quando comparado ao Controle ($k = -0,022$ e $-0,010$, respectivamente). Contudo *I. laurina* apresentou valores similares entre o tratamento Impactado por silvicultura ($k = -0,003$) e Controle ($k = -0,003$). Por consequência, a massa remanescente em função das diferentes espécies de detritos vegetais demonstrou ser fonte de maior explicação da variância (54,28% da Soma dos Quadrados) e estatisticamente significativa (RM ANOVA; $F_{(2,155)}=94,18$; $p < 0,05$). Porém, a variância da massa remanescente em função dos tratamentos (0.73% SQ) e a interação entre ambos os fatores (0.32% SQ), não foi estatisticamente significativa (Tabela 3- C).

Quando analisados os coeficientes de decomposição em litter bags de malha fina o mesmo padrão foi observado entre o tratamento Impactado por silvicultura (*A. glutinosa* $k = -0,016$; *E. grandis* $k = -0,011$, respectivamente) e o Controle ($k = -0,012$; $-0,009$, respectivamente). Assim como para *I. laurina* em que foram registrados valores similares entre os tratamentos Impactado por silvicultura ($k = -0,005$) e Controle ($k = -0,005$). No entanto, em litter bags de malha fina, além da massa remanescente

em função das espécies de detritos vegetais apresentar maior explicação da variância (52,20% da Soma dos Quadrados) sendo significativa (RM ANOVA; $F_{(2,155)}=92,66$; $p<0,05$), a variância entre os tratamentos (2,52% SQ), também foi estatisticamente significativa (RM ANOVA; $F_{(1,155)}=8,93$; $p<0,05$). Contudo, a interação entre ambos os fatores registrou baixa explicação da variância (1,63% SQ) e não foi estatisticamente significativa (Tabela 3- C). Quanto aos detritos vegetais a análise de contraste ortogonal revelou que os maiores valores de massa remanescente foram observados em *I. laurina*, seguido de *E. grandis* e menores em *A. glutinosa*, para ambas as malhas (Figura 3- A e B; Tabela 3- C).

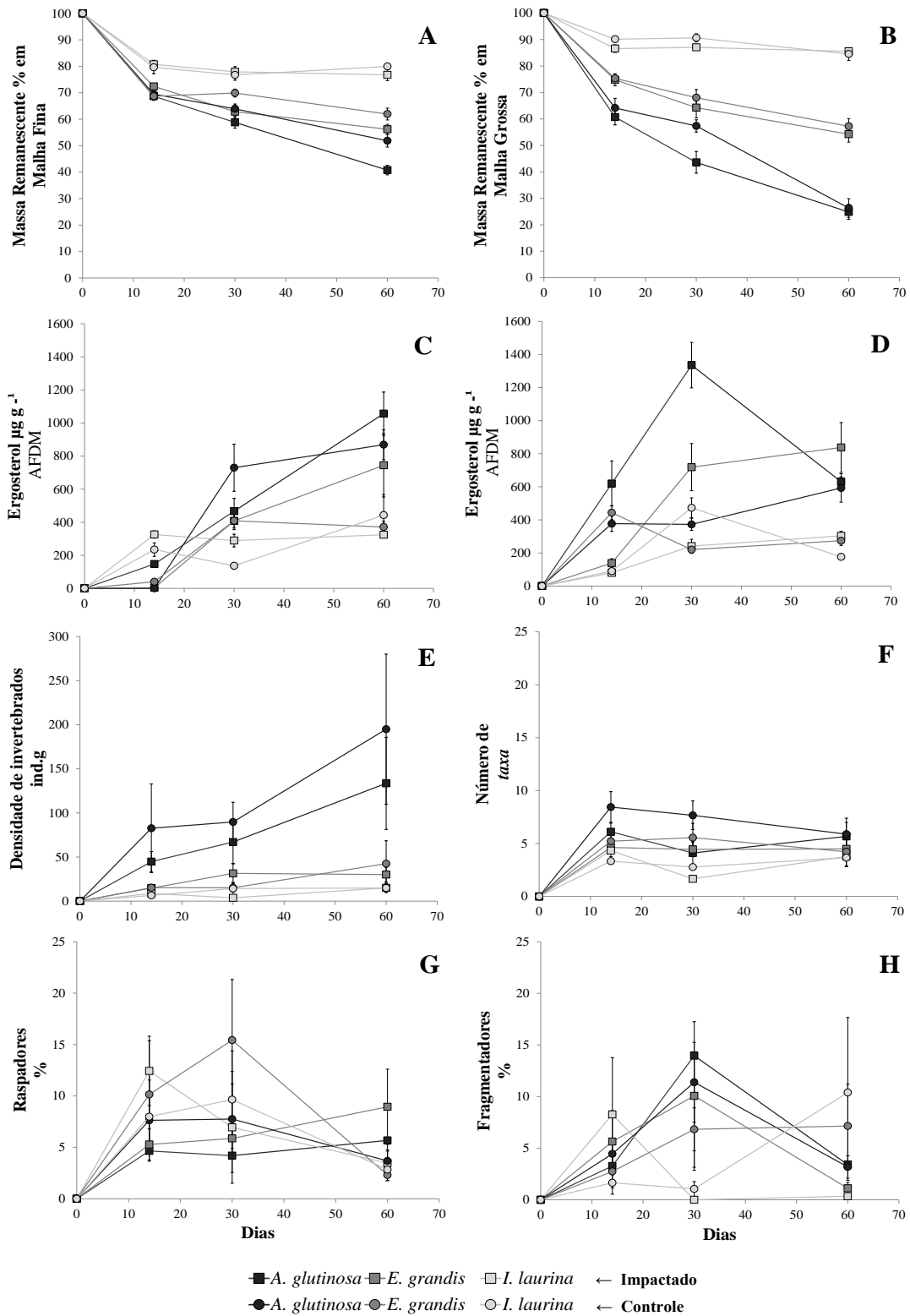


Figura 4. Porcentagem da massa remanescente em malha fina (A); Porcentagem da massa remanescente em malha grossa (B); Biomassa fúngica medida por Ergosterol $\mu\text{g g}^{-1}$ AFDM em malha fina (C); Biomassa fúngica medida por Ergosterol $\mu\text{g g}^{-1}$ AFDM em malha grossa (D); Densidade de invertebrados por grama de massa seca livre de cinzas entre as espécies de detritos vegetais (E), Número de taxa (Riqueza) de invertebrados entre as espécies de detritos vegetais (F); Porcentagem de raspadores por grama de massa seca livre de cinzas entre as espécies de detritos vegetais (G) e Porcentagem de fragmentadores por grama de massa seca livre de cinzas entre as espécies de detritos vegetais (H). Foi evidenciado pelos pontos de dados em formato de círculo o tratamento Controle, e pelos pontos de dados em formato de quadrado o tratamento Impactado por silvicultura exótica. As três cores em escala de cinza que definem os pontos de dados, refletem as espécies de detritos vegetais utilizados, conforme demonstra o detalhe abaixo dos gráficos na própria figura.

6.4 BIOMASSA FÚNGICA (ERGOSTEROL)

Entre os tratamentos, a biomassa fúngica foi influenciada pela forma de exposição à decomposição (malhas de *litter bags*). Ao longo da série temporal em que os detritos foram analisados, houve aumento no valor médio da biomassa fúngica desde os primeiros 15 dias até o final do experimento (60 dias). As amostras referentes ao último período do tratamento Impactado, apresentaram o maior valor de biomassa registrado para todos os detritos, em que *A.glutinosa* apresentou ($901,54 \pm 236,53 \mu\text{g g}^{-1}$ AFDM), *E. grandis* ($787,47 \pm 340,51 \mu\text{g g}^{-1}$ AFDM), e *I.laurina* ($311,170 \pm 47,37 \mu\text{g g}^{-1}$ AFDM; Figura 3 – C e D). Enquanto que para o tratamento Controle, a maior biomassa fúngica foi registrada aos 60 dias para *A.glutinosa* ($758,54 \pm 200,14 \mu\text{g g}^{-1}$ AFDM) e *I. laurina* ($309,80 \pm 153,07 \mu\text{g g}^{-1}$ AFDM), e aos 15 dias para *E. grandis* ($320,79 \pm 101,44 \mu\text{g g}^{-1}$ AFDM). A maior explicação da variância para biomassa fúngica em malha grossa foi para as diferentes espécies de detrito (13,69% da Soma dos Quadrados; RM ANOVA; $F_{(2,155)}=10,19$; $p<0,05$).

Quanto à variância da interação entre os fatores (3,73% SQ) e entre tratamentos (0,02% SQ), o valor foi baixo e estatisticamente não significativo (Figura 3 – C; Tabela 3 - D). Entretanto, quanto a biomassa fúngica, registrada através de *litter bags* de malha fina, a maior explicação da variância, foi observada entre diferentes espécies (29,96% SQ) e foi estatisticamente significativa (RM ANOVA; $F_{(2,155)}=29,96$; $p<0,05$), seguida da interação entre tratamentos e espécies (0,91%SQ) e entre tratamentos (0,75%SQ), que não possuíram variância estatisticamente significativa (Figura 3 – D; Tabela 3 - D). A análise de contraste ortogonal apresentou que em *litter bags* de malha grossa, a maior biomassa fúngica foi observada nas espécies *A. glutinosa* ($659,17 \pm 133,37 \mu\text{g g}^{-1}$ AFDM) e *E. grandis* ($423,88 \pm 91,04 \mu\text{g g}^{-1}$ AFDM) que registraram valor similar, enquanto *I. laurina* registrou a menor biomassa ($234,02 \pm 39,37 \mu\text{g g}^{-1}$ AFDM; Tabela 3- D). No entanto, em *litter bags* de malha fina os valores de biomassa fúngica foram similares entre *E. grandis* ($424,04 \pm 114,82 \mu\text{g g}^{-1}$ AFDM) e *I. laurina* ($288,96 \pm 75,37 \mu\text{g g}^{-1}$ AFDM) e estes inferiores a da espécie *A. glutinosa* ($668,15 \pm 133,37 \mu\text{g g}^{-1}$ AFDM).

Tabela 3. Descrição dos resultados estatísticos realizados: A) Fatores abióticos dos riachos; B) Matéria Orgânica Particulada Grossa; C) Avaliação da perda de massa; D) Biomassa de fungos; E) Invertebrados associados à perda de massa. Descrição dos resultados dos tratamentos Controle e Impactado por silvicultura exótica. (*) resultado significativo ($p < 0.05$).

RM-ANOVA	GI	Soma dos Quadrados (%)	Teste F	p	Análise de Contraste Ortogonal
A. Fatores abióticos dos riachos					
Temperatura(°C)					
Erro:Dias					
Tratamento	1	0.476	0.072	0.793	
Resíduos	23	99.524			
pH					
Erro:Dias					
Tratamento	1	12.146	2.073	0.171	
Resíduos	23	87.854			
O₂ (mg L⁻¹)					
Erro:Dias					
Tratamento	1	28.532	5.989	0.027*	Impactado < Controle
Resíduos	23	71.468			
NO₃ (µg L⁻¹)					
Erro:Dias					
Tratamento	1	10.980	1.849	0.194	
Resíduos	23	89.020			
NH₄ (µg L⁻¹)					
Erro:Dias					
Tratamento	1	10.847	1.823	0.197	
Resíduos	23	89.339			
DIN (µg L⁻¹)					
Erro:Dias					
Tratamento	1	67.669	5.078	0.227	
Resíduos	23	32.677			
B. Matéria Orgânica Particulada Grossa (MOPG)					
MOPG (Lateral)					
Erro:Dias					
Tratamento	1	5.290	4.997	0.028*	Impactado < Controle
Resíduos	23	93.240			
MOPG (Vertical)					
Erro:Dias					

RM-ANOVA	Gl	Soma dos Quadrados (%)	Teste F	p	Análise de Contraste Ortogonal
Tratamento	1	0.123	5.078	0.799	
Resíduos	17	99.880			

C. Avaliação da perda de massa

Litter bags de Malha Grossa

Massa Remanescente (log)

Erro:Dias					
Tratamento	1	0.734	2.549	0.112	
Espécies	2	54.282	94.176	<0.001*	<i>A. glutinosa</i> < <i>E. grandis</i> < <i>I. laurina</i>
Tratamento:Espécies	2	0.316	0.550	0.578	
Resíduos	155	44.668			

Litter bags de Malha Fina

Massa Remanescente (log)

Erro:Dias					
Tratamento	1	2.516	8.936	0.003*	Impactado < Controle
Espécies	2	52.196	92.658	<0.001*	<i>A. glutinosa</i> < <i>E. grandis</i> < <i>I. laurina</i>
Tratamento:Espécies	2	1.630	2.893	0.058	
Resíduos	155	43.658			

D. Biomassa de fungos

Ergosterol em litter bags de malha grossa

Erro:Dias					
Tratamento	1	0.02	0.04	0.851	
Espécies	2	13.69	10.19	<0.001*	<i>I. laurina</i> < <i>E. grandis</i> = <i>A. glutinosa</i>
Tratamento:Espécies	2	3.73	1.75	0.178	
Resíduos	123	82.56			

Ergosterol em litter bags de malha fina

Erro:Dias					
Tratamento	1	0.18	0.75	0.387	
Espécies	2	5.52	29.96	<0.001*	<i>E. grandis</i> = <i>I. laurina</i> < <i>A. glutinosa</i>
Tratamento:Espécies	2	4.71	0.91	0.406	
Resíduos	102	89.58			

E. Invertebrados associados à perda de massa

Densidade de invertebrados

Erro:Dias					
Tratamento	1	0.01	0.03	0.875	

RM-ANOVA	GI	Soma dos Quadrados (%)	Teste F	p	Análise de Contraste Ortogonal
Espécies	2	30.53	34.91	<0.001*	<i>I. laurina</i> < <i>E. grandis</i> < <i>A. glutinosa</i>
Tratamento:Espécies	2	1.68	1.92	0.150	
Resíduos	155	67.78			
Riqueza de invertebrados					
Erro:Dias					
Tratamento	1	0.36	0.64	0.426	
Espécies	2	10.76	9.58	<0.001*	<i>I. laurina</i> < <i>E. grandis</i> = <i>A. glutinosa</i>
Tratamento:Espécies	2	1.82	1.63	0.200	
Resíduos	155	87.05			
Fragmentadores %					
Erro:Dias					
Tratamento	1	1.68	2.94	0.088	
Espécies	2	9.75	8.53	<0.001*	<i>I. laurina</i> < <i>E. grandis</i> = <i>A. glutinosa</i>
Tratamento:Espécies	2	0.01	0.01	0.993	
Resíduos	155	88.56			
Raspadores %					
Erro:Dias					
Tratamento	1	0.09	0.14	0.708	
Espécies	2	1.21	0.95	0.389	
Tratamento:Espécies	2	0.26	0.21	0.812	
Resíduos	155	98.44			

6.5 INVERTEBRADOS ASSOCIADOS À PERDA DE MASSA

Ao total foram observados 7.721 invertebrados, representados por 49 táxons, 47 famílias e 5 Classes (Tabela 4). Insecta foi a a classe predominante que incluiu 91,48% dos registros. Ao longo da série temporal (15, 30 e 60 dias), a densidade de invertebrados aumentou em ambos tratamentos (Figura 3 -E). A média da riqueza entre os tratamentos Impactado por silvicultura (Média do número de taxa 33 sp. g-1 AFDM \pm Erro Padrão 3.68) e Controle (33 \pm 8.88 sp. g-1 AFDM) foi similar (Tabela 3- F). Quanto aos Grupos Funcionais Tróficos (GFT) de invertebrados associados à decomposição, os raspadores (7,49% \pm 11.07 ind. g-1 AFDM) e fragmentadores (5,42 \pm 9.89% ind. g-1 AFDM) foram

mais representativos no tratamento Controle do que o Impactado por silvicultura ($6,49 \pm 8,29\%$ e $5,06 \pm 14,49\%$ ind. g-1 AFDM, respectivamente; Figura 3 – G e H). Porém nenhum dos parâmetros avaliados para os invertebrados associados à perda de massa, apresentou diferença significativa entre os tratamentos, assim como sobre a interação entre o fator tratamento e espécies de detritos vegetais (Tabela 3- E).

Contudo, houve variância estatisticamente significativa entre os parâmetros de Densidade (RM ANOVA; $F_{(2,155)}=34,91$; $p<0,05$), Riqueza (RM ANOVA; $F_{(2,155)}=9,58$; $p<0,05$) e Representatividade de Fragmentadores (RM ANOVA; $F_{(2,155)}=8,53$; $p<0,05$), analisados entre espécies de detritos vegetais (Tabela 3 - E). Quanto a densidade de invertebrados a maior explicação da variância foi observada entre as diferentes espécies detritos (30.53% da Soma dos Quadrados), seguida pela interação dos fatores (1.68% SQ) e tratamentos (0.01% SQ). Para a riqueza de invertebrados a maior explicação da variância foi observada entre as diferentes espécies de detritos (10.76% SQ), seguida pela interação dos fatores (1.82% SQ) e tratamentos (0.36% SQ). Referente aos invertebrados fragmentadores, a maior explicação da variância foi observada entre as diferentes espécies de detritos (9.74% SQ), seguida por tratamentos (1.67% SQ) e interação entre fatores (0.009% SQ). Quanto aos invertebrados raspadores a maior explicação da variância foi observada entre as diferentes espécies de detritos (1.20% SQ), seguida da interação entre fatores (0.26% SQ) e tratamentos (0.008% SQ). A análise de contraste ortogonal evidenciou que entre as espécies de detritos, *A. glutinosa* possuía a maior densidade de invertebrados, seguida de *E. grandis* e *I. laurina*. Já para a riqueza de invertebrados e a representatividade de fragmentadores os valores foram equivalentes entre *A. glutinosa* e *E. grandis*, sendo estes superiores ao encontrado para *I. laurina*.

Tabela 4. Táxons encontrados durante o estudo, para cada espécie de detrito (*Alnus glutinosa*, *Eucalyptus grandis*, *Inga laurina*) entre os tratamentos Controle e Impactado por silvicultura exótica. GFT= Grupos funcionais tróficos, C= Coletor-catador;F=Coletor-filtrador;P=Predador;R=Raspador; S=Fragmentador.

	GFT	<u><i>A.glutinosa</i></u>		<u><i>E.grandis</i></u>		<u><i>I.laurina</i></u>	
		<u>Impactado</u>	<u>Controle</u>	<u>Impactado</u>	<u>Controle</u>	<u>Impactado</u>	<u>Controle</u>
Platyhelminthes							
Turbellaria							
Tricladida							
Planariidae	C	0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.000	0.037 ± 0.037	0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.000
Annelida							
Clitellata							
Haplotaxida	C	0.593 ± 0.240	0.333 ± 0.169	0.444 ± 0.172	0.185 ± 0.151	0.222 ± 0.123	0.185 ± 0.093
Rhynchobdellida	P	0.037 ± 0.037	0.037 ± 0.037	0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.000
Arthropoda							
Arachnida							
Aranae							
Araneidae-alóctone	P	0.000 ± 0.000	0.074 ± 0.051	0.037 ± 0.037	0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.000	0.148 ± 0.088
Hydracarina	P	0.037 ± 0.037	0.111 ± 0.111	0.000 ± 0.000	0.037 ± 0.037	0.111 ± 0.082	0.037 ± 0.037
Insecta							
Ephemeroptera							
Ephemeridae	C	0.000 ± 0.000	0.074 ± 0.074	0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.000
Baetiidae	R	0.148 ± 0.070	0.519 ± 0.263	0.037 ± 0.037	0.407 ± 0.268	0.111 ± 0.111	0.111 ± 0.062
Caenidae	R	0.000 ± 0.000	0.037 ± 0.037	0.000 ± 0.000	0.037 ± 0.037	0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.000
Leptophlebiidae	R	0.037 ± 0.037	0.111 ± 0.082	0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.000	0.074 ± 0.051	0.000 ± 0.000
Leptohyphidae	C	0.037 ± 0.037	0.222 ± 0.154	0.000 ± 0.000	0.111 ± 0.082	0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.000
Eutyplociidae	C	0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.000	0.037 ± 0.037	0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.000
Oligoneuridae	F	0.000 ± 0.000	0.074 ± 0.051	0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.000
Odonata							
Aeshnidae	P	0.037 ± 0.037	0.000 ± 0.000	0.037 ± 0.037	0.037 ± 0.037	0.037 ± 0.037	0.000 ± 0.000
Libelluliidae	P	0.037 ± 0.037	0.296 ± 0.139	0.037 ± 0.037	0.037 ± 0.037	0.037 ± 0.037	0.000 ± 0.000
Calopterigidae	P	0.074 ± 0.051	0.037 ± 0.037	0.037 ± 0.037	0.037 ± 0.037	0.074 ± 0.051	0.000 ± 0.000
Gomphidae	P	0.000 ± 0.000	0.037 ± 0.037	0.000 ± 0.000	0.037 ± 0.037	0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.000
Coenagrionidae	P	0.074 ± 0.051	0.037 ± 0.037	0.000 ± 0.000	0.074 ± 0.051	0.037 ± 0.037	0.000 ± 0.000
Plecoptera							
Perlidae	P	0.111 ± 0.062	0.222 ± 0.111	0.074 ± 0.051	0.185 ± 0.107	0.000 ± 0.000	0.074 ± 0.051
Gripopterygidae	S	0.519 ± 0.202	1.852 ± 0.849	0.037 ± 0.037	0.259 ± 0.147	0.074 ± 0.074	0.556 ± 0.343
Hemiptera							
Veliidae	P	0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.000	0.037 ± 0.037
Belostomatidae	P	0.074 ± 0.051	0.037 ± 0.037	0.111 ± 0.082	0.037 ± 0.037	0.037 ± 0.037	0.000 ± 0.000
Trichoptera							
Odontoceridae	R	0.444 ± 0.269	1.852 ± 0.562	0.333 ± 0.169	0.556 ± 0.202	0.519 ± 0.299	0.852 ± 0.416
Calamoceratidae- <i>Phylloicus</i>	S	0.037 ± 0.037	0.741 ± 0.211	0.037 ± 0.037	0.519 ± 0.202	0.037 ± 0.037	0.037 ± 0.037
Leptoceridae - <i>Triplectides</i>	S	1.667 ± 0.450	1.000 ± 0.311	0.852 ± 0.301	0.333 ± 0.131	0.148 ± 0.088	0.148 ± 0.088

	GFT	<u><i>A.glutinosa</i></u>		<u><i>E.grandis</i></u>		<u><i>I.laurina</i></u>	
		<u>Impactado</u>	<u>Controle</u>	<u>Impactado</u>	<u>Controle</u>	<u>Impactado</u>	<u>Controle</u>
Leptoceridae- <i>Atanotolica</i>	P	0.037 ± 0.037	0.037 ± 0.037	0.593 ± 0.397	0.185 ± 0.093	0.000 ± 0.000	0.074 ± 0.051
Leptoceridae-Oecetis	R	0.148 ± 0.088	0.370 ± 0.208	0.074 ± 0.051	0.222 ± 0.123	0.037 ± 0.037	0.000 ± 0.000
Hydrobiosidae	R	0.519 ± 0.448	0.667 ± 0.492	0.148 ± 0.116	0.111 ± 0.062	0.074 ± 0.051	0.037 ± 0.037
Hydropsychidae	R	0.444 ± 0.339	1.333 ± 0.681	0.111 ± 0.062	0.222 ± 0.134	0.481 ± 0.339	0.222 ± 0.134
Hydroptilidae	R	0.296 ± 0.129	0.074 ± 0.051	0.000 ± 0.000	0.259 ± 0.165	0.111 ± 0.082	0.000 ± 0.000
Philopotamidae	F	0.074 ± 0.074	0.000 ± 0.000	0.037 ± 0.037	0.111 ± 0.082	0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.000
Polycentropodidae	F	0.074 ± 0.074	0.148 ± 0.116	0.222 ± 0.111	0.444 ± 0.313	0.111 ± 0.062	0.148 ± 0.088
Glossosomatidae	R	0.000 ± 0.000	0.037 ± 0.037	0.000 ± 0.000	0.037 ± 0.037	0.037 ± 0.037	0.074 ± 0.074
Ecnomidae	F	0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.000	0.037 ± 0.037	0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.000
Lepidoptera							
Crambidae	S	0.074 ± 0.074	0.000 ± 0.000	0.185 ± 0.151	0.000 ± 0.000	0.074 ± 0.074	0.000 ± 0.000
Pyraliidae	S	0.222 ± 0.154	0.000 ± 0.000	0.593 ± 0.386	0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.000	0.037 ± 0.037
Coleoptera							
Elmidae-larva	R	0.259 ± 0.114	1.630 ± 0.504	0.222 ± 0.097	0.630 ± 0.194	0.037 ± 0.037	0.222 ± 0.134
Elmidae-adulto	R	0.111 ± 0.082	0.370 ± 0.208	0.037 ± 0.037	0.074 ± 0.051	0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.000
Gyrinidae	P	0.000 ± 0.000	0.074 ± 0.051	0.000 ± 0.000	0.037 ± 0.037	0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.000
Dytiscidae	P	0.037 ± 0.037	0.074 ± 0.051	0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.000
Scirtidae	S	0.000 ± 0.000	0.074 ± 0.074	0.037 ± 0.037	0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.000
Diptera							
Chironomidae	C	54.63 0 ± 11.49 0	69.59 3 ± 13.30 1	26.66 7 ± 4.489	25.18 5 ± 8.691	14.51 9 ± 3.125	14.92 6 ± 3.805
Simuliidae	F	0.444 ± 0.180	20.22 2 ± 11.84 2	0.185 ± 0.093	2.185 ± 1.269	0.259 ± 0.086	5.741 ± 3.990
Ceratopogonidae	C	4.370 ± 1.197	1.593 ± 0.418	4.111 ± 1.167	0.593 ± 0.202	1.148 ± 0.519	0.667 ± 0.413
Empididae	P	0.111 ± 0.111	0.074 ± 0.051	0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.000
Muscidae	P	0.074 ± 0.074	0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.000	0.037 ± 0.037	0.000 ± 0.000
Chaoboridae	P	0.111 ± 0.082	0.000 ± 0.000	0.074 ± 0.074	0.037 ± 0.037	0.111 ± 0.111	0.000 ± 0.000
Culicidae	F	0.222 ± 0.134	0.407 ± 0.162	0.407 ± 0.171	0.074 ± 0.051	0.037 ± 0.037	0.185 ± 0.093
Tipulidae	S	0.000 ± 0.000	0.222 ± 0.154	0.185 ± 0.120	0.074 ± 0.051	0.037 ± 0.037	0.000 ± 0.000
Thaumaleidae	R	0.222 ± 0.187	0.000 ± 0.000	0.037 ± 0.037	0.000 ± 0.000	0.074 ± 0.074	0.000 ± 0.000
Entognatha							
Collembola	C	0.000 ± 0.000	0.074 ± 0.051	0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.000	0.111 ± 0.082

7 DISCUSSÃO

Impactos da silvicultura sobre os processos ecológicos em zonas ripárias

A quantidade de MOPG foi menor em zonas ripárias de áreas de drenagem impactadas revelando um efeito negativo direto da silvicultura exótica sobre a produtividade de ecossistemas ripários. A redução de MOPG, pode estar relacionada a alelopatia que algumas espécies podem exercer para evitar competição (Greer et al., 2014). Por exemplo *Eucalyptus* que com compostos alelopáticos, suprime o crescimento vegetal próximo (Jaleta et al., 2016). Além destes compostos, bacias de drenagem com plantação de *Eucalyptus* podem apresentar diminuição do estoque hídrico no solo e intensificação da deficiência hídrica, ajudando a explicar a redução de MOPG (Oliveira et al., 2017). Assim, plantios de espécies exóticas além de reduzir a MOPG, podem levar a uma limitação funcional da zona ripária (Glenn et al., 2017), devido a diminuição da produtividade do ecossistema aquático (Elosegi and Martínez, 2016). Além disso, a exportação, e remoção de nutrientes à jusante pode ser influenciada (Fisher and Likens, 1973), assim como a qualidade da água dos riachos podem ser alterada (Weathers et al., 2016). Além disso a descontinuidade de recursos pode acelerar a decomposição nos períodos de maior entrada, refletindo nos baixos valores de oxigênio dissolvido devido a oxidação da MOPG (Earl and Semlitsch, 2013). Assim, áreas de zonas ripárias de drenagem podem sofrer efeitos diretos por silvicultura exótica tanto no compartimento terrestre (produtividade de MOPG, diminuição do estoque hídrico e aumento de compostos alelopáticos), quanto aquático (modificações nos parâmetros físico-químicos da água, ex. diminuição do oxigênio dissolvido).

Outro aspecto relevante é que a decomposição foliar foi acelerada por microrganismos, no tratamento Impactado por silvicultura exótica. A ação de decomposição foliar por microrganismos demonstrou que pode sobrepor a ação de decomposição por invertebrados, pois pode apresentar taxas superiores de decomposição (Iniguez-Armijos et al., 2016). Isto indica que áreas de silvicultura exótica podem estar influenciando negativamente de forma indireta as zonas ripárias a nível ecossistêmico, mesmo diante da resiliência da comunidade de invertebrados aos impactos indiretos (Martins et al., 2015). Uma vez que quando excluída a ação destes, a ação de degradação foliar pode ser acelerada pela

ação de microrganismos (Cook, 2014). Além disso, estes resultados indicam que os processos ecológicos (entrada de MOPG e decomposição foliar) e as comunidades biológicas (invertebrados fragmentadores e microrganismos) podem ser usados de forma mais efetiva na avaliação ambiental, do que técnicas convencionais (Smith et al., 1999; Wright et al., 2000), principalmente sob impacto de silvicultura exótica em riachos do Cerrado. Concernente a esta afirmação, quando analisados os registros da comunidade de invertebrados (baseado em frequência de ocorrência) associados a decomposição, não foi percebida variação das áreas de silvicultura exótica comparadas as Controle. Outro aspecto relevante é que os dados de características físicas e químicas da água das microbacias sob influencia de silvicultura não demonstraram alterações. Desta forma ambas as informações (comunidade de invertebrados e qualidade da água) reforçam o fato da ineficiência de alguns métodos convencionais na avaliação e monitoramento ambiental (Chauvet et al., 2016; Woodward et al., 2013). Estes indicativos reforçam a necessidade de empregar outras técnicas (ex. processos ecológicos), principalmente para constatar determinados tipos de impactos de baixa intensidade (silvicultura, pastagem e agricultura) em ambientes aquáticos (Gonçalves et al., 2014b).

Além disso, a ausência de variação dos dados da comunidade decompositora e variáveis físicas e químicas da água, pode ser explicado possivelmente por dois aspectos; i) a baixa intensidade do impacto na estrutura física do ambiente possibilita a manutenção da integridade da qualidade da água e das comunidades (Rezende et al., 2014c); ii) além disso devido ao impacto ter ocorrido a muitos anos (plantio feito a mais de 30 anos), houve a manutenção da qualidade da água, demonstrando que esta variável de tempo, pode ser importante para a estabilidade da comunidade por resiliência preservando sua estrutura (Northington and Webster, 2017). Estas constatações demonstram que o sistema encontra-se adaptado aos efeitos, e encontrou um novo equilíbrio na escala em que foi amostrado (Lepori and Hjerdt, 2006), corroborando com a Hipótese de Distúrbio Intermediário (IDH-Hutchinson, 1953). Logo, a eficiência do uso de processos ecológicos no monitoramento e avaliação ambiental foi evidenciado nas alterações no processamento da matéria orgânica e aspectos de funcionamento das comunidades decompositoras (Feio et al., 2015). Concluindo que, alterações ambientais de baixa magnitude e efeitos diretos e indiretos, podem ser detectadas, quando avaliadas através de processos ecológicos, como

observado em diversos sistemas temperados (Chauvet et al., 2016; Feio et al., 2016; Hladyz et al., 2011; Woodward et al., 2012; Woodward et al., 2013). Logo, este fato corrobora que processos ecológicos são uma ferramenta importante para gestores em programas de monitoramento e avaliação ambiental, apesar de ser ainda pouco utilizada em ambientes tropicais.

Impactos da silvicultura nos parâmetros físico-químicos da água

Oxigênio dissolvido foi o único parâmetro físico-químico da água que apresentou diferença entre as áreas estudadas. Este resultado indica que silvicultura exótica promove menor alteração ambiental que outros impactos antrópicos, como por exemplo, agricultura (Taniwaki et al., 2016) e áreas urbanas (Julian et al., 2016; Martins et al., 2017). Assim, em função da baixa perturbação nos parâmetros físico-químicos da água estas alterações ambientais podem representar um impacto de baixa magnitude na estrutura física do ambiente. Entretanto, as concentrações menores de oxigênio dissolvido em riachos de áreas com silvicultura exótica podem estar relacionadas a um aumento na demanda biológica de oxigênio (DBO) (O'Driscoll et al., 2016).

Desta forma, fica evidente que o monitoramento de parâmetros físicos e químicos da água, podem não ser eficientes numa avaliação de impacto ambiental de baixa magnitude. Entretanto, quando associados a outras formas de monitoramento e avaliação ambiental (ex. processos ecológicos) estes parâmetros podem ser uma ferramenta útil.

Impactos da silvicultura na entrada de MOPG

Apesar dos resultados de dinâmica de MOPG terem sido obtidos durante o período do experimento (3 meses), estes demonstraram a fragilidade da zona ripária em função da influência da silvicultura exótica em microbacias. Isto é evidenciado principalmente pela diminuição significativa no aporte lateral, indicando uma menor capacidade de áreas impactadas por silvicultura em reter MOPG. Os principais mecanismos que explicam isso estão relacionados novamente a perda de função da vegetação ripária (Gonçalves et al., 2014a), que podem alterar a retenção e produção de serapilheira

(Gautam and Mandal, 2017). Somado a estes fatores podemos acrescentar a redução da integridade dos solos, advindas do manejo do cultivo de espécies exóticas e pela atividade antrópica, que podem reduzir a compartimento orgânico do solo e afetar a ciclagem de nutrientes e produtividade (Herbohn and Congdon, 1998; Nunes et al., 2017).

Quando comparados os valores de MOPG, estes podem ser considerados similares aos de sistemas temperados (34,84 e 41,06 g.m² média-ano) da Europa Central em clima continental úmido (Jonczak et al., 2012), porém baixos se comparados aos encontrados na América do Norte sobre as mesmas características climáticas (320 e 360 g.m² média-ano) (Bunte et al., 2016). Além destes, os valores registrados também foram mais baixos aos encontrados na Ásia (849 a 1180 g. m² média-ano (Gautam and Mandal, 2017; Zhou et al., 2006) e na América do Sul em clima subtropical (387 a 957 g.m² média-ano (Cogo and Santos, 2013; Lisboa et al., 2015). No entanto, ao comparar os resultados realizados em sistemas tropicais, sobre as mesmas características climáticas deste estudo (savânica), foi percebida grande amplitude de variação de 172 a 1233g.m² média-ano (Bambi et al., 2016; Gonçalves et al., 2014a; Londe et al., 2016; Rezende et al., 2016; Rezende et al., 2017). Os valores se encontram na porção inferior da variação encontrada na literatura tropical (Boyero et al., 2015). A menor quantidade de MOPG na zona ripária de microbacias com presença de silvicultura exótica também foi registrado em riachos de savanas africanas, com 169 g.m² média-ano de MOPG nas áreas impactadas e 233 g.m² média-ano de MOPG nas áreas nativas (Masese et al., 2014). O mesmo foi observado em riachos temperados, com 203.81 g.m² média-ano de MOPG nas áreas impactadas e 261 g.m² média-ano nas áreas nativas (Abelho and Graça, 1996b). Isso evidencia que a presença de silvicultura exótica em microbacias é capaz de diminuir a MOPG e a produtividade do sistema ripário (Gonçalves et al., 2016; Lemes da Silva et al., 2016).

Efeitos da silvicultura na decomposição de detritos foliares

A média do coeficiente de decomposição dos detritos vegetais nos tratamentos podem ser consideradas intermediária (Gonçalves et al., 2014b). Ao comparar os valores de k encontrados com outros de riachos tropicais, podemos considerar similares principalmente na porção superior da variação encontrada de 0,0003 – 0,006 de $g.m^2$ média-ano (Boyero et al., 2015; Gonçalves et al., 2016; Torres and Ramirez, 2014). O mesmo padrão foi observado também para outros trabalhos no bioma Cerrado (Alvim et al., 2015; Alvim et al., 2014; Gonçalves Jr et al., 2012; Rezende et al., 2014b). No entanto, em áreas de silvicultura os detritos foliares, dispostos em *litter bags* de malha fina, apresentaram taxas de decomposição significativamente maiores. Isso pode ser explicado pela ausência de fragmentação de invertebrados, quando testados em malha fina (Rezende et al., 2015; Rezende et al., 2014b), evidenciando a importância de microrganismos como o principal decompositor. Além disso, ação dos microrganismos podem suprir em quantidade a decomposição de invertebrados em riachos com influência antrópica (Iniguez-Armijos et al., 2016). Entretanto, alterações positivas na ação de fragmentação por invertebrados (Martins et al., 2017), podem acelerar o processo de decomposição de detritos vegetais e ação de microrganismos (Cook, 2014).

Como esperado e observado em outros estudos, a perda de massa foi influenciada pela qualidade nutricional de detritos vegetais (Bottollier-Curtet et al., 2015; Bruder et al., 2014; Danger et al., 2016; Ferreira and Graça, 2016). Assim, alterações na qualidade química dos detritos (substituição por detritos de pior/melhor qualidade) da zona ripária afetam diretamente as interações ecológicas (negativamente/positivamente) e, conseqüentemente, a decomposição (desacelerando/acelerando) (Ferreira and Graça, 2016). Isso pode também levar a uma descontinuidade de recursos (Bottollier-Curtet et al., 2015) além de alterar a comunidade de invertebrados e de microrganismos. Assim, apesar das baixas taxas de decomposição no Cerrado (Gonçalves et al., 2014b) a ocorrência de “*key species*” representada por detritos de melhor qualidade (Ferreira et al., 2012), podem acelerar o processo (Bruder et al., 2014). Desta forma, um maior aporte de detritos de qualidade diferente, como detritos exóticos, pode alterar o metabolismo do ecossistema (principalmente de microrganismos), através da decomposição em função da qualidade deste detrito (Boyero et al., 2016; Enríquez et al., 1993;

Scrimgeour and Wicklum, 1996). Isso evidencia a importância da manutenção da vegetação ripária nativa para o funcionamento dos ecossistemas aquáticos do Cerrado.

Efeitos da silvicultura nas comunidades decompositoras

A biomassa fúngica variou apenas entre detritos indicando que a qualidade nutricional do detrito direciona esta comunidade nos riachos estudados, corroborando outros estudos (Ferreira and Graça, 2016; Gulis and Suberkropp, 2003). O maior valor de biomassa fúngica foi registrado em detrito de melhor qualidade nutricional (*A. glutinosa*), chegando a $1057 \mu\text{g g}^{-1}$ AFDM, aos 60 dias em malha fina e $1336 \mu\text{g g}^{-1}$ AFDM, aos 30 dias em malha grossa em riachos impactados. Estes valores foram mais altos do que registros para o mesmo detrito, em riachos temperados ($421 \mu\text{g g}^{-1}$ AFDM, aos 24 dias), mediterrânicos ($341 \mu\text{g g}^{-1}$ AFDM, aos 7 dias) e tropicais do bioma Cerrado ($573 \mu\text{g g}^{-1}$ AFDM, aos 75 dias) (Gonçalves et al., 2006). Isso reforça que em riachos do Cerrado a qualidade nutricional do detrito vegetal, pode moderar a decomposição (Sales et al., 2015). Quanto a *E. grandis*, a maior biomassa fúngica foi registrada nos riachos impactados $838 \mu\text{g g}^{-1}$ AFDM, aos 60 dias. Estes valores estiveram acima do registrado em riachos tropicais amazônicos, para o mesmo gênero ($72 \mu\text{g g}^{-1}$ AFDM, aos 46 dias; (Gonçalves et al., 2016), destacando que neste estudo a qualidade química do detrito também interferiu significativamente na decomposição. Na espécie *I. laurina*, os valores mais altos foram registrados em malha grossa ($473 \mu\text{g g}^{-1}$ AFDM, aos 30 dias) para o tratamento Controle e para *litter bags* de malha fina no tratamento Controle ($443 \mu\text{g g}^{-1}$ AFDM, aos 60 dias). Isto reforça que a qualidade é um fator determinante para a colonização de fungos (Ferreira and Graça, 2016; Sales et al., 2015).

A comunidade de invertebrados (riqueza, densidade e grupo funcional trófico de fragmentadores e raspadores) não apresentou diferença entre os tratamentos. Porém a comunidade de invertebrados apresentou diferença entre os detritos, principalmente entre *I. laurina* e as demais espécies. Isto pode ser explicado novamente devido a melhor qualidade nutricional dos detritos exóticos, comparados aos demais detritos presentes na zona ripária do Cerrado (Gonçalves et al., 2007; Kennedy and El-Sabaawi, 2017; Rezende et al., 2014b). Em estudos em clima temperado, a densidade (Ferreira et al., 2015) e diversidade (Bottollier-Curtet et al., 2015) de invertebrados relacionados a decomposição também foi

moderada pela qualidade nutricional dos detritos existentes, e não necessariamente por alteração na microbacia. Desta forma, as possíveis implicações para os invertebrados relacionados a decomposição, se referem a possível alteração da vegetação ripária, e a qualidade nutricional da MOPG disponível e não necessariamente sobre o uso do solo da bacia de drenagem em silvicultura exótica.

8 CONCLUSÃO

Microbacias de drenagem com uso de solo alterado por silvicultura, não apresentaram significativas variações na química água, porém houve variação significativa no parâmetro de oxigênio dissolvido. O fato de que apenas uma variável (O_2) ter corroborado com a primeira hipótese se deve devido a baixa magnitude do impacto, logo os resultados corroboraram em parte com esta hipótese. Entretanto, observou-se menor entrada de matéria orgânica de origem vegetal (MOPG), em zonas ripárias de áreas de drenagem com silvicultura exótica, indicando impacto sobre este recurso para o ambiente aquático e corroborando a segunda hipótese. Por outro lado, a composição química dos detritos vegetais foi a principal moderadora do processo de decomposição, exceto quando houve exclusão da fragmentação por invertebrados (ação de microrganismos), em que pôde ser visto que a decomposição é acelerada nos riachos impactados por silvicultura, corroborando em parte com a terceira hipótese. Complementando esta informação, em áreas impactadas por silvicultura exótica, a porcentagem de fragmentadores e raspadores e a biomassa fúngica não variou estatisticamente entre os tratamentos, porém a decomposição por microrganismos (medido por *litter bags* de malha fina), foi maior no tratamento Impactado por silvicultura exótica, corroborando em parte a quarta hipótese. A quinta hipótese foi corroborada, em que por estarem associados a qualidade do detrito, a densidade e riqueza de invertebrados, porcentagem de fragmentadores e raspadores, e biomassa de fungos serão maiores em detritos de melhor qualidade. Isto indica que se alterada a qualidade da MOPG, como pela alteração da vegetação ripária em riachos do Cerrado (ex. substituição por silvicultura), a decomposição e consecutivamente o funcionamento do ecossistema poderá ser modificado.

Além disso, devido a baixa entrada de MOPG, pode haver descontinuidade de recursos, colocando em risco o processo de decomposição. Principalmente, devido ao potencial aumento das taxas de

decomposição por microrganismos, como quando testada a ausência de invertebrados no processo, dando a previsibilidade deste impacto de maior decomposição foliar em zonas de silvicultura exótica. Complementar a esta informação, quando analisada a estrutura da comunidade de invertebrados, não foi percebido impacto das áreas de silvicultura exótica, reforçando o fato da ineficiência de alguns métodos convencionais na avaliação de impacto ambiental. Por outro lado demonstra, a eficiência do uso de processos ecológicos no monitoramento e avaliação ambiental, para alterações ambientais de baixa magnitude. Além disso os resultados demonstraram que a manutenção de APPs é primordial para a manutenção de processos ecológicos. O processo de decomposição demonstrou ser uma ferramenta importante para gestores em programas de monitoramento e avaliação ambiental, apesar de pouco utilizada em ambientes tropicais. Isso indica que futuros estudos devem ser realizados com a finalidade de reforçar esta premissa, assim como aprimorar a descrição de indicadores.

9 REFERÊNCIAS

As referências e citações foram formatadas conforme as normas da revista *Ecological Indicators* © 2017 ELSEVIER B.V.

- Abelho, M., Graça, M., 1996a. Effects of eucalyptus afforestation on leaf litter dynamics and macroinvertebrate community structure of streams in Central Portugal. *Hydrobiologia* 324, 195-204.
- Abelho, M., Graça, M.A.S., 1996b. Effects of eucalyptus afforestation on leaf litter dynamics and macroinvertebrate community structure of streams in Central Portugal. *Hydrobiologia* 324, 195-204.
- Allan, J.D., Castillo, M.M., 2007. *Stream ecology: structure and function of running waters*. Springer Science & Business Media.
- Altamirano, A., Cely, J.P., Etter, A., Miranda, A., Fuentes-Ramirez, A., Acevedo, P., Salas, C., Vargas, R., 2016. The invasive species *Ulex europaeus* (Fabaceae) shows high dynamism in a fragmented landscape of south-central Chile. *Environ Monit Assess* 188, 495.
- Alvim, E.A.C.C., de Oliveira Medeiros, A., Rezende, R.S., Gonçalves, J.F., 2015. Small leaf breakdown in a Savannah headwater stream. *Limnologia - Ecology and Management of Inland Waters* 51, 131-138.
- Alvim, E.A.C.C., Medeiros, A.O., Rezende, R.S., Gonçalves Júnior, J.F., 2014. Leaf breakdown in a natural open tropical stream. *Journal of Limnology* 73.
- Arroita, M., Aristi, I., Diez, J., Martinez, M., Oyarzun, G., Elozegi, A., 2015. Impact of water abstraction on storage and breakdown of coarse organic matter in mountain streams. *Sci Total Environ* 503-504, 233-240.
- Bambi, P., de Souza Rezende, R., Feio, M.J., Leite, G.F.M., Alvim, E., Quintão, J.M.B., Araújo, F., Gonçalves Júnior, J.F., 2016. Temporal and Spatial Patterns in Inputs and Stock of Organic Matter in Savannah Streams of Central Brazil. *Ecosystems*.
- Boelter, C.R., Zartman, C.E., Fonseca, C.R., 2011. Exotic tree monocultures play a limited role in the conservation of Atlantic Forest epiphytes. *Biodiversity and Conservation* 20, 1255-1272.
- Bottollier-Curtet, M., Charcosset, J.Y., Planty-Tabacchi, A.M., Tabacchi, E., 2015. Chemical composition rather than plant geographic origin drives the breakdown of riparian plant litter with changes in associated invertebrate diversity. *Plant and Soil* 390, 265-278.
- Bouchard, R.W., Ferrington, L.C., Karius, M.L., 2004. *Guide to aquatic invertebrates of the Upper Midwest*.
- Boyero, L., Pearson, R.G., Gessner, M.O., Dudgeon, D., Ramírez, A., Yule, C.M., Callisto, M., Pringle, C.M., Encalada, A.C., Arunachalam, M., Mathooko, J., Helson, J.E., Rincón, J., Bruder, A., Cornejo, A., Flecker, A.S., Mathuriau, C., M'Erimba, C., Gonçalves, J.F., Moretti, M., Jinggut, T., 2015. Leaf-litter breakdown in tropical streams: is variability the norm? *Freshwater Science* 34, 759-769.
- Boyero, L., Pearson, R.G., Hui, C., Gessner, M.O., Perez, J., Alexandrou, M.A., Graca, M.A., Cardinale, B.J., Albarino, R.J., Arunachalam, M., Barmuta, L.A., Boulton, A.J., Bruder, A., Callisto, M., Chauvet, E., Death, R.G., Dudgeon, D., Encalada, A.C., Ferreira, V., Figueroa, R., Flecker, A.S., Goncalves, J.F., Jr., Helson, J., Iwata, T., Jinggut, T., Mathooko, J., Mathuriau, C., M'Erimba, C., Moretti, M.S., Pringle, C.M., Ramirez, A., Ratnarajah, L., Rincon, J., Yule, C.M., 2016. Biotic and abiotic variables influencing plant litter breakdown in streams: a global study. *Proc Biol Sci* 283.
- BRASIL, M.d.M.A., 1978. Plano Diretor para o Reflorestamento de Brasília, in: Brasília, F.N.d. (Ed.), p. 260.

- Bruder, A., Schindler, M.H., Moretti, M.S., Gessner, M.O., 2014. Litter decomposition in a temperate and a tropical stream: the effects of species mixing, litter quality and shredders. *Freshwater Biology* 59, 438-449.
- Bunte, K., Swingle, K.W., Turowski, J.M., Abt, S.R., Cenderelli, D.A., 2016. Measurements of coarse particulate organic matter transport in steep mountain streams and estimates of decadal CPOM exports. *Journal of Hydrology* 539, 162-176.
- Calviño-Cancela, M., Neumann, M., 2015. Ecological integration of eucalypts in Europe: Interactions with flower-visiting birds. *Forest Ecology and Management* 358, 174-179.
- Chauvet, E., Ferreira, V., Giller, P.S., McKie, B.G., Tiegs, S.D., Woodward, G., Elozegi, A., Dobson, M., Fleituch, T., Graça, M.A.S., Gulis, V., Hladyz, S., Lacoursière, J.O., Lecerf, A., Pozo, J., Preda, E., Riiipinen, M., Rîşnoveanu, G., Vadineanu, A., Vought, L.B.M., Gessner, M.O., 2016. Litter Decomposition as an Indicator of Stream Ecosystem Functioning at Local-to-Continental Scales. *Advances in Ecological Research* 55, 99-182.
- Cheever, B.M., Kratzer, E.B., Webster, J.R., 2012. Immobilization and mineralization of N and P by heterotrophic microbes during leaf decomposition. *Freshwater Science* 31, 133-147.
- CODEPLAN, 1991. Sistema Cartográfico do Distrito Federal - SICAD. . Governo do Distrito Federal.
- Coe, M.T., Latrubesse, E.M., Ferreira, M.E., Amsler, M.L., 2011. The effects of deforestation and climate variability on the streamflow of the Araguaia River, Brazil. *Biogeochemistry* 105, 119-131.
- Cogo, G.B., Santos, S., 2013. The role of aeglids in shredding organic matter in neotropical streams. *Journal of Crustacean Biology* 33, 519-526.
- Cook, A.R., 2014. Environmental drivers of leaf breakdown rate in an urban watershed.
- Crawley, M., 2007. *The R. book*. London, UK: John Wiley & Sons, Ltd, Imperial College London at Silwood Park.
- Cross, W.F., Hood, J.M., Benstead, J.P., Huryn, A.D., Nelson, D., 2015. Interactions between temperature and nutrients across levels of ecological organization. *Glob Chang Biol* 21, 1025-1040.
- Cummins, K.W., Merritt, R.W., Andrade, P.C., 2005. The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in south Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 40, 69-89.
- Danger, M., Gessner, M.O., Bärlocher, F., 2016. Ecological stoichiometry of aquatic fungi: current knowledge and perspectives. *Fungal Ecology* 19, 100-111.
- Dolédéc, S., Stutzner, B., 2010. Responses of freshwater biota to human disturbances: contribution of J-NABSto developments in ecological integrity assessments. *Journal of the North American Benthological Society* 29, 286-311.
- Duarte, S., Bärlocher, F., Pascoal, C., Cássio, F., 2016. Biogeography of aquatic hyphomycetes: Current knowledge and future perspectives. *Fungal Ecology* 19, 169-181.
- Earl, J.E., Semlitsch, R.D., 2013. Spatial Subsidies, Trophic State, and Community Structure: Examining the Effects of Leaf Litter Input on Ponds. *Ecosystems* 16, 639-651.
- Elozegi, A., Martínez, J.P., 2016. Altered organic matter dynamics in rivers and streams: ecological consequences and management implications. *Limnetica* 35, 303-322.
- Encalada, A.C., Calles, J., Ferreira, V., Canhoto, C.M., GraÇA, M.A.S., 2010. Riparian land use and the relationship between the benthos and litter decomposition in tropical montane streams. *Freshwater Biology*.
- Enríquez, S., Duarte, C.M., Sand-Jensen, K., 1993. Patterns in decomposition rates among photosynthetic organisms: the importance of detritus C:N:P content. *Oecologia* 94, 457-471.
- Evans, J., 2009. *Planted forests: uses, impacts and sustainability*. CABI.

- Fanin, N., Hattenschwiler, S., Chavez Soria, P.F., Fromin, N., 2015. (A)synchronous Availabilities of N and P Regulate the Activity and Structure of the Microbial Decomposer Community. *Front Microbiol* 6, 1507.
- Feio, M.J., Calapez, A.R., Elias, C.L., Cortes, R.M., Graca, M.A., Pinto, P., Almeida, S.F., 2016. The paradox of expert judgment in rivers ecological monitoring. *J Environ Manage* 184, 609-616.
- Feio, M.J., Doledec, S., Graca, M.A., 2015. Human disturbance affects the long-term spatial synchrony of freshwater invertebrate communities. *Environ Pollut* 196, 300-308.
- Fernandes, G.W., Coelho, M.S., Machado, R.B., Ferreira, M.E., Aguiar, L.M.d.S., Dirzo, R., Scariot, A., Lopes, C.R., 2016. Afforestation of savannas: an impending ecological disaster. *Natureza & Conservação* 14, 146-151.
- Ferreira, V., Encalada, A.C., Graça, M.A.S., 2012. Effects of litter diversity on decomposition and biological colonization of submerged litter in temperate and tropical streams. *Freshwater Science* 31, 945-962.
- Ferreira, V., Faustino, H., Raposeiro, P.M., Gonçalves, V., 2017. Replacement of native forests by conifer plantations affects fungal decomposer community structure but not litter decomposition in Atlantic island streams. *Forest Ecology and Management* 389, 323-330.
- Ferreira, V., Graça, M.A.S., 2016. Effects of whole-stream nitrogen enrichment and litter species mixing on litter decomposition and associated fungi. *Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters* 58, 69-77.
- Ferreira, V., Koricheva, J., Pozo, J., Graça, M.A., 2016a. A meta-analysis on the effects of changes in the composition of native forests on litter decomposition in streams. *Forest Ecology and Management* 364, 27-38.
- Ferreira, V., Koricheva, J., Pozo, J., Graça, M.A.S., 2016b. A meta-analysis on the effects of changes in the composition of native forests on litter decomposition in streams. *Forest Ecology and Management* 364, 27-38.
- Ferreira, V., Larrañaga, A., Gulis, V., Basaguren, A., Elosegi, A., Graça, M.A.S., Pozo, J., 2015. The effects of eucalypt plantations on plant litter decomposition and macroinvertebrate communities in Iberian streams. *Forest Ecology and Management* 335, 129-138.
- Fisher, S.G., Likens, G.E., 1973. Energy Flow in Bear Brook, New Hampshire: An Integrative Approach to Stream Ecosystem Metabolism. *Ecological Monographs* 43, 421-439.
- Follstad Shah, J.J., Kominoski, J.S., Ardon, M., Dodds, W.K., Gessner, M.O., Griffiths, N.A., Hawkins, C.P., Johnson, S.L., Lecerf, A., LeRoy, C.J., DW, P.M., Rosemond, A.D., Sinsabaugh, R.L., Swan, C.M., Webster, J.R., Zeglin, L.H., 2016. Global synthesis of the temperature sensitivity of leaf litter breakdown in streams and rivers. *Glob Chang Biol*.
- Françoso, R.D., Machado, R.B., Brandão, R., 2013. Uma ferramenta para o zoneamento biológico de áreas protegidas no Cerrado brasileiro. *Neotropical Biology and Conservation* 9.
- Gautam, T.P., Mandal, T.N., 2017. Effect of disturbance on litter dynamics in moist tropical forest of eastern Nepal. *Our Nature* 14, 1-12.
- Gessner, M.O., 2005. Ergosterol as a measure of fungal biomass, *Methods to study litter decomposition*. Springer, pp. 189-195.
- Gessner, M.O., Chauvet, E., Dobson, M., 1999. A perspective on leaf litter reackdown in streams. *Oikos* 85, 377-384.
- Glenn, E.P., Nagler, P.L., Shafroth, P.B., Jarchow, C.J., 2017. Effectiveness of environmental flows for riparian restoration in arid regions: A tale of four rivers. *Ecological Engineering*.
- Gomes, P.P., Medeiros, A.O., Gonçalves Júnior, J.F., 2016. The replacement of native plants by exotic species may affect the colonization and reproduction of aquatic hyphomycetes. *Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters* 59, 124-130.

- Gonçalves, J.F., Couceiro, S.R.M., Rezende, R.S., Martins, R.T., Ottoni-Boldrini, B.M.P., Campos, C.M., Silva, J.O., Hamada, N., 2016. Factors controlling leaf litter breakdown in Amazonian streams. *Hydrobiologia*.
- Gonçalves, J.F., de Souza Rezende, R., Gregório, R.S., Valentin, G.C., 2014a. Relationship between dynamics of litterfall and riparian plant species in a tropical stream. *Limnologia-Ecology and Management of Inland Waters* 44, 40-48.
- Gonçalves, J.F., Graça, M.A.S., Callisto, M., 2006. Leaf-litter breakdown in 3 streams in temperate, Mediterranean, and tropical Cerrado climates. *Journal of the North American Benthological Society* 25, 344-355.
- Gonçalves, J.F., Graça, M.A.S., Callisto, M., 2007. Litter decomposition in a Cerrado savannah stream is retarded by leaf toughness, low dissolved nutrients and a low density of shredders. *Freshwater Biology* 52, 1440-1451.
- Gonçalves, J.F., Jr., Rezende, R.S., França, J., Callisto, M., 2012. Invertebrate colonisation during leaf processing of native, exotic and artificial detritus in a tropical stream. *Marine and Freshwater Research* 63, 428-439.
- Gonçalves, J.F.J., Martins, R.T., de Paiva Ottoni, B.M., Couceiro, S.R.M., 2014b. Uma visão sobre a decomposição foliar em sistemas aquáticos brasileiros, in: INPA (Ed.), *Insetos aquáticos na Amazônia brasileira : taxonomia, biologia e ecologia.*, Manaus, p. 724.
- Gonçalves Jr, J.F., Rezende, R.S., Martins, N.M., Gregório, R.S., 2012. Leaf breakdown in an Atlantic Rain Forest stream. *Austral Ecology* 37, 807-815.
- Graça, M.A., Bärlocher, F., Gessner, M.O., 2005. *Methods to study litter decomposition: a practical guide.* Springer Science & Business Media.
- Graça, M.A.S., Ferreira, V., Canhoto, C., Encalada, A.C., Guerrero-Bolaño, F., Wantzen, K.M., Boyero, L., 2015. A conceptual model of litter breakdown in low order streams. *International Review of Hydrobiology* 100, 1-12.
- Graça, M.A.S., Hyde, K., Chauvet, E., 2016. Aquatic hyphomycetes and litter decomposition in tropical – subtropical low order streams. *Fungal Ecology* 19, 182-189.
- Greer, M.J., Wilson, G.W.T., Hickman, K.R., Wilson, S.M., 2014. Experimental evidence that invasive grasses use allelopathic biochemicals as a potential mechanism for invasion: chemical warfare in nature. *Plant and Soil* 385, 165-179.
- Gregory, S.V., Swanson, F.J., McKee, W.A., Cummins, K.W., 1991. An ecosystem perspective of riparian zones. *BioScience* 41, 540-551.
- Gulis, V., Suberkropp, K., 2003. Interactions between stream fungi and bacteria associated with decomposing leaf litter at different levels of nutrient availability. *Aquatic Microbial Ecology* 30, 149-157.
- Günter, S., Weber, M., Stimm, B., Mosandl, R., 2011. *Silviculture in the Tropics.* Springer.
- Hamada, N., Nessimian, J., Querino, R., 2014. *Insetos aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia.* Manaus: INPA.
- Haridasan, M., 2008. Nutritional adaptations of native plants of the cerrado biome in acid soils. *Brazilian Journal of Plant Physiology* 20, 183-195.
- Hepp, L.U., Delanora, R., Trevisan, A., 2009. Compostos secundários durante a decomposição foliar de espécies arbóreas em um riacho do sul do Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 23, 407-413.
- Herbohn, J.L., Congdon, R.A., 1998. Ecosystem dynamics at disturbed and undisturbed sites in North Queensland wet tropical rain forest. III. Nutrient returns to the forest floor through litterfall. *Journal of Tropical Ecology* 14, 217-229.
- Higgs, E., Falk, D.A., Guerrini, A., Hall, M., Harris, J., Hobbs, R.J., Jackson, S.T., Rhemtulla, J.M., Throop, W., 2014. The changing role of history in restoration ecology. *Frontiers in Ecology and the Environment* 12, 499-506.

- Hladysz, S., Åbjörnsson, K., Chauvet, E., Dobson, M., Elozegi, A., Ferreira, V., Fleituch, T., Gessner, M.O., Giller, P.S., Gulis, V., Hutton, S.A., Lacoursière, J.O., Lamothe, S., Lecerf, A., Malmqvist, B., McKie, B.G., Nistorescu, M., Preda, E., Riipinen, M.P., Rîşnoveanu, G., Schindler, M., Tiegs, S.D., Vought, L.B.M., Woodward, G., 2011. Stream Ecosystem Functioning in an Agricultural Landscape.
- Hutchinson, G.E., 1953. The Concept of Pattern in Ecology. *Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia* 105, 1-12.
- Hynes, H., 1975. Edgardo Baldi memorial lecture. The stream and its valley. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* 19, 1-15.
- Iniguez-Armijos, C., Rausche, S., Cueva, A., Sanchez-Rodriguez, A., Espinosa, C., Breuer, L., 2016. Shifts in leaf litter breakdown along a forest-pasture-urban gradient in Andean streams. *Ecol Evol* 6, 4849-4865.
- Jaleta, D., Mbilinyi, B., Mahoo, H., Lemenih, M., 2016. Eucalyptus Expansion as Relieving and Provocative Tree in Ethiopia. *Journal of Agriculture and Ecology Research International* 6, 1-12.
- Jaleta, D., Mbilinyi, B.P., Mahoo, H.F., Lemenih, M., 2017. Effect of Eucalyptus expansion on surface runoff in the central highlands of Ethiopia. *Ecological Processes* 6.
- Jonczak, J., Jonczak, J., Parzych, A., Sobisz, Z., Olejniczak, M., 2012. Dynamics, structure and chemistry of litterfall in headwater riparian forest in the area of Middle Pomerania. *Journal of Elementology*.
- Julian, J.P., de Beurs, K.M., Owsley, B., Davies-Colley, R.J., Ausseil, A.-G.E., 2016. River water quality changes in New Zealand over 26 years (1989–2014): Response to land use and land disturbance. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions*, 1-69.
- Kamarinas, I., Julian, J., Hughes, A., Owsley, B., de Beurs, K., 2016. Nonlinear Changes in Land Cover and Sediment Runoff in a New Zealand Catchment Dominated by Plantation Forestry and Livestock Grazing. *Water* 8, 436.
- Kennedy, K.T.M., El-Sabaawi, R.W., 2017. A global meta-analysis of exotic versus native leaf decay in stream ecosystems. *Freshwater Biology*.
- Köppen, W., Geiger, R., 1930. *Handbuch der klimatologie*. Gebrüder Borntraeger Berlin, Germany.
- Kuglerová, L., Ågren, A., Jansson, R., Laudon, H., 2014. Towards optimizing riparian buffer zones: Ecological and biogeochemical implications for forest management. *Forest Ecology and Management* 334, 74-84.
- Larrañaga, S., Larrañaga, A., Basaguren, A., Elozegi, A., Pozo, J., 2014. Effects of exotic eucalypt plantations on organic matter processing in Iberian streams. *International Review of Hydrobiology* 99, 363-372.
- Lemes da Silva, A.L., Kleba Lisboa, L., Siegloch, A.E., Petrucio, M.M., Gonçalves Júnior, J.F., 2016. Connecting the litterfall temporal dynamics and processing of coarse particulate organic matter in a tropical stream. *Marine and Freshwater Research*.
- Lepori, F., Hjerdt, N., 2006. Disturbance and Aquatic Biodiversity: Reconciling Contrasting Views. *BioScience* 56, 809.
- Lisboa, L.K., da Silva, A.L.L., Siegloch, A.E., Júnior, J.F.G., Petrucio, M.M., 2015. Temporal dynamics of allochthonous coarse particulate organic matter in a subtropical Atlantic rainforest Brazilian stream. *Marine and Freshwater Research* 66, 674-680.
- Londe, V., De Sousa, H.C., Kozovits, A.R., 2016. Litterfall as an indicator of productivity and recovery of ecological functions in a rehabilitated riparian forest at Das Velhas River, southeast Brazil. *Tropical Ecology* 57, 355-360.
- Longhi, A.L.B., 2004. Zoneamento da Floresta Nacional de Brasília-DF utilizando técnicas de geoprocessamento e sensoriamento remoto.

- Lopes, E.E., 2009. Proposta metodológica para validação de imagens de alta resolução do Google Earth para a produção de mapas.
- Malacarne, T.J., Baumgartner, M.T., Moretto, Y., Gubiani, É.A., 2016. Effects of Land Use on the Composition and Structure of Aquatic Invertebrate Community and Leaf Breakdown Process in Neotropical Streams. *River Research and Applications* 32, 1958-1967.
- Manning, D.W., Rosemond, A.D., Gulis, V., Benstead, J.P., Kominoski, J.S., Maerz, J.C., 2016. Convergence of detrital stoichiometry predicts thresholds of nutrient-stimulated breakdown in streams. *Ecol Appl* 26, 1745-1757.
- Martínez, A., Larrañaga, A., Pérez, J., Basaguren, A., Pozo, J., 2013. Leaf-litter quality effects on stream ecosystem functioning: a comparison among five species. *Fundamental and Applied Limnology / Archiv für Hydrobiologie* 183, 239-248.
- Martins, R.T., Couceiro, S.R.M., Melo, A.S., Moreira, M.P., Hamada, N., 2017. Effects of urbanization on stream benthic invertebrate communities in Central Amazon. *Ecological Indicators* 73, 480-491.
- Martins, R.T., Melo, A.S., Gonçalves, J.F., Hamada, N., 2015. Leaf-litter breakdown in urban streams of Central Amazonia: direct and indirect effects of physical, chemical, and biological factors. *Freshwater Science* 34, 716-726.
- Maseke, F.O., Kitaka, N., Kipkemboi, J., Gettel, G.M., Irvine, K., McClain, M.E., 2014. Litter processing and shredder distribution as indicators of riparian and catchment influences on ecological health of tropical streams. *Ecological Indicators* 46, 23-37.
- Medeiros, A.O., Pascoal, C., Graça, M.A.S., 2009. Diversity and activity of aquatic fungi under low oxygen conditions. *Freshwater Biology* 54, 142-149.
- Medina-Villar, S., Alonso, A., de Aldana, B.R.V., Perez-Corona, E., Castro-Diez, P., 2015. Decomposition and biological colonization of native and exotic leaf litter in a Central Spain stream. *Limnetica* 34, 293-309.
- Mollá, S., Casas, J.J., Menéndez, M., Basaguren, A., Casado, C., Descals, E., González, J.M., Larrañaga, A., Lusi, M., Martínez, A., Mendoza-Lera, C., Moya, O., Pérez, J., Riera, T., Roblas, N., Pozo, J., 2017. Leaf-litter breakdown as an indicator of the impacts by flow regulation in headwater streams: Responses across climatic regions. *Ecological Indicators* 73, 11-22.
- Navarro, F.K.S.P., Rezende, R.d.S., Goncalves Junior, J.F., 2013. Experimental assessment of temperature increase and presence of predator carcass changing the response of invertebrate shredders. *Biota Neotropica* 13, 28-33.
- Northington, R.M., Webster, J.R., 2017. Experimental reductions in stream flow alter litter processing and consumer subsidies in headwater streams. *Freshwater Biology* 62, 737-750.
- Nunes, M.H., de Castro Nunes Santos Terra, M., de Oliveira, I.R.C., van den Berg, E., 2017. The influence of disturbance on driving carbon stocks and tree dynamics of riparian forests in Cerrado. *Journal of Plant Ecology*.
- O'Driscoll, C., O'Connor, M., Asam, Z.U., de Eyto, E., Brown, L.E., Xiao, L., 2016. Forest clearfelling effects on dissolved oxygen and metabolism in peatland streams. *J Environ Manage* 166, 250-259.
- O'Hara, K.L., Ramage, B.S., 2013. Silviculture in an uncertain world: utilizing multi-aged management systems to integrate disturbance. *Forestry* 86, 401-410.
- Oliveira, P.T.S., Leite, M.B., Mattos, T., Nearing, M.A., Scott, R.L., de Oliveira Xavier, R., da Silva Matos, D.M., Wendland, E., 2017. Groundwater recharge decrease with increased vegetation density in the Brazilian cerrado. *Ecohydrology* 10, e1759.
- Pascoal, C., Cassio, F., 2004. Contribution of fungi and bacteria to leaf litter decomposition in a polluted river. *Appl Environ Microbiol* 70, 5266-5273.
- Pereira, B.A.d.S., Venturoli, F., Carvalho, F.A., 2011. Florestas estacionais no cerrado: uma visão geral.

- Pes, A.M.O., Hamada, N., Nessimian, J.L., 2005. Identification key to families and genera of larvae of Trichoptera from Central Amazonia, Brazil. *Revista Brasileira de Entomologia* 49, 181-204.
- Pivello, V.R., 2005. Invasões biológicas no cerrado brasileiro: efeitos da introdução de espécies exóticas sobre a biodiversidade. *Ecologia. info* 33.
- Pozo, J., Basaguren, A., Elosegui, A., Molinero, J., Fabre, E., Chauvet, E., 1998. Afforestation with *Eucalyptus globulus* and leaf litter decomposition in streams of northern Spain. *Hydrobiologia* 373, 101-110.
- Pozo, J., González, E., Díez, J.R., Molinero, J., Elósegui, A., 1997. Inputs of Particulate Organic Matter to Streams with Different Riparian Vegetation. *Journal of the North American Benthological Society* 16, 602-611.
- Puettmann, K.J., Wilson, S.M., Baker, S.C., Donoso, P.J., Drössler, L., Amente, G., Harvey, B.D., Knoke, T., Lu, Y., Nocentini, S., 2015. Silvicultural alternatives to conventional even-aged forest management-what limits global adoption? *Forest Ecosystems* 2, 1.
- Qualls, R.G., Haines, B.L., Swank, W.T., 1991. Fluxes of Dissolved Organic Nutrients and Humic Substances in a Deciduous Forest. *Ecology* 72, 254-266.
- Ramírez, A., Gutiérrez-Fonseca, P.E., 2014. Functional feeding groups of aquatic insect families in Latin America: a critical analysis and review of existing literature. *Revista de biología tropical* 62, 155-167.
- Rezende, R.d.S., Graça, S., Manuel, A., Santos, A.M., Medeiros, A.O., Santos, P.F., Nunes, Y.R., Gonçalves Júnior, J.F., 2016. Organic Matter Dynamics in a Tropical Gallery Forest in a Grassland Landscape. *Biotropica*.
- 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., Gonçalves Júnior, J.F., 2015. Effects of density and predation risk on leaf litter processing by *Phylloicus* sp. *Austral Ecology*, n/a-n/a.
- Rezende, R.S., Gonçalves Jr., J.F., Petrucio, M.M., 2010. Leaf breakdown and invertebrate colonization of *Eucalyptus grandis* (Myrtaceae) and *Hirtella glandulosa* (Chrysobalanaceae) in two Neotropical lakes. *Acta Limnologica Brasiliensia* 22, 23-34.
- Rezende, R.S., Petrucio, M.M., Gonçalves, J.F., Jr., 2014a. The effects of spatial scale on breakdown of leaves in a tropical watershed. *PLoS One* 9, e97072.
- Rezende, R.S., Petrucio, M.M., Gonçalves, J.F., Jr., 2014b. The Effects of Spatial Scale on Breakdown of Leaves in a Tropical Watershed. *Plos One* 9, e97072.
- Rezende, R.S., Sales, M.A., Hurbath, F., Roque, N., Gonçalves-Junior, J.F., Medeiros, A.O., 2017. Effect of plant richness on the dynamics of coarse particulate organic matter in a Brazilian Savannah stream. *Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters*.
- Rezende, R.S., Santos, A.M., Henke-Oliveira, C., Gonçalves Jr, J.F., 2014c. Effects of spatial and environmental factors on benthic a macroinvertebrate community. *Zoologia (Curitiba)* 31, 426-434.
- Sales, M.A., Gonçalves, J.F., Jr., Dahora, J.S., Medeiros, A.O., 2015. Influence of leaf quality in microbial decomposition in a headwater stream in the Brazilian cerrado: a 1-year study. *Microb Ecol* 69, 84-94.
- Sampaio, A.B., Walter, B.M.T., Felfili, J.M., 2000. Diversidade e distribuição de espécies arbóreas em duas matas de galeria na micro-bacia do Riacho Fundo, Distrito Federal. *Acta Botanica Brasilica* 14, 197-214.
- Sano, E.E., Rosa, R., Brito, J.L.S., Ferreira, L.G., 2007. Mapeamento de cobertura vegetal do bioma Cerrado. Planaltina: Embrapa Cerrados.
- Scrimgeour, G.J., Wicklum, D., 1996. Aquatic Ecosystem Health and Integrity: Problems and Potential Solutions. *Journal of the North American Benthological Society* 15, 254-261.

- Silva, P.H.M.d., Poggiani, F., Libardi, P.L., Gonçalves, A.N., 2013. Fertilizer management of eucalypt plantations on sandy soil in Brazil: Initial growth and nutrient cycling. *Forest Ecology and Management* 301, 67-78.
- Sitzia, T., Campagnaro, T., Kowarik, I., Trentanovi, G., 2015. Using forest management to control invasive alien species: helping implement the new European regulation on invasive alien species. *Biological Invasions* 18, 1-7.
- Smith, M., Kay, W., Edward, D., Papas, P., Richardson, K.S.J., Simpson, J., Pinder, A., Cale, D., Horwitz, P., Davis, J., 1999. AusRivAS: using macroinvertebrates to assess ecological condition of rivers in Western Australia. *Freshwater Biology* 41, 269-282.
- Strahler, A.N., 1952. Hypsometric (area-altitude) analysis of erosional topography. *Geological Society of America Bulletin* 63, 1117-1142.
- Taniwaki, R.H., Cassiano, C.C., Filoso, S., Ferraz, S.F., Camargo, P.B., Martinelli, L.A., 2016. Impacts of converting low-intensity pastureland to high-intensity bioenergy cropland on the water quality of tropical streams in Brazil. *Sci Total Environ*.
- Tank, J.L., Rosi-Marshall, E.J., Griffiths, N.A., Entekin, S.A., Stephen, M.L., 2010. A review of allochthonous organic matter dynamics and metabolism in streams. *Journal of the North American Benthological Society* 29, 118-146.
- Torres, P.J., Ramirez, A., 2014. Land use effects on leaf litter breakdown in low-order streams draining a rapidly developing tropical watershed in Puerto Rico. *Rev Biol Trop* 62 Suppl 2, 129-142.
- Vannote, R.L., Minshall, G.W., Cummins, K.W., Sedell, J.R., Cushing, C.E., 1980. The river continuum concept. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences* 37, 130-137.
- von Schiller, D., Acuna, V., Aristi, I., Arroita, M., Basaguren, A., Bellin, A., Boyero, L., Butturini, A., Ginebreda, A., Kalogianni, E., Larranaga, A., Majone, B., Martinez, A., Monroy, S., Munoz, I., Paunovic, M., Pereda, O., Petrovic, M., Pozo, J., Rodriguez-Mozaz, S., Rivas, D., Sabater, S., Sabater, F., Skoulikidis, N., Solagaistua, L., Vardakas, L., Elozegi, A., 2017. River ecosystem processes: A synthesis of approaches, criteria of use and sensitivity to environmental stressors. *Sci Total Environ* 596-597, 465-480.
- Voss, K., Fernandez, D., Schafer, R.B., 2015. Organic matter breakdown in streams in a region of contrasting anthropogenic land use. *Sci Total Environ* 527-528, 179-184.
- Ward, J.V., Stanford, J.A., 1983. The serial discontinuity concept of lotic ecosystems, in: Fontaine, T.D., Bartell, S.M. (Eds.), *Dynamics of lotic ecosystems*. Ann Arbor Sciences, Ann Arbor, MI, pp. 29-42.
- Weathers, K., Strayer, D.L., Likens, G.E., 2016. *Fundamentos de ciência dos ecossistemas*. Elsevier Brasil.
- Webster, J.R., Meyer, J.L., 1997. Organic Matter Budgets for Streams: A Synthesis. *Journal of the North American Benthological Society* 16, 141-161.
- Woodward, G., Gessner, M.O., Giller, P.S., Gulis, V., Hladyz, S., Lecerf, A., Malmqvist, B., McKie, B.G., Tiegs, S.D., Cariss, H., Dobson, M., Elozegi, A., Ferreira, V., Graça, M.A.S., Fleituch, T., Lacoursière, J.O., Nistorescu, M., Pozo, J., Risnoveanu, G., Schindler, M., Vadineanu, A., Vought, L.B.-M., Chauvet, E., 2012. Continental-Scale Effects of Nutrient Pollution on Stream Ecosystem Functioning. *Science* 336, 1438-1440.
- Woodward, G., Gray, C., Baird, D.J., 2013. Biomonitoring for the 21st Century: new perspectives in an age of globalisation and emerging environmental threats. *Limnetica* 32, 159-174.
- Wright, J.F., Sutcliffe, D.W., Furse, M.T., 2000. *Assessing the biological quality of freshwaters. RIVPACS and other techniques*. Freshwater Biological Association, Ambleside, England.
- Zhou, G., Guan, L., Wei, X., Zhang, D., Zhang, Q., Yan, J., Wen, D., Liu, J., Liu, S., Huang, Z., Kong, G., Mo, J., Yu, Q., 2006. Litterfall Production Along Successional and Altitudinal

Gradients of Subtropical Monsoon Evergreen Broadleaved Forests in Guangdong, China.
Plant Ecology 188, 77-89.

ANEXO 1. Mapa dos pontos amostrais situados no Parque Nacional de Brasília e Floresta Nacional de Brasília, assim como os corpos hídricos e as microbacias de drenagem de cada local amostrado.

