



Universidade de Brasília
Instituto de Ciências Biológicas
Programa de Pós Graduação em Ecologia

TESE DE DOUTORADO

AUREA LUIZA LEMES DA SILVA

AVALIAÇÃO DOS EFEITOS TEMPORAIS NO PROCESSAMENTO DA MATÉRIA
ORGÂNICA ALÓCTONE EM RIACHOS TROPICAIS

Brasília-DF
Agosto de 2014



Universidade de Brasília
Instituto de Ciências Biológicas
Programa de Pós Graduação em Ecologia

TESE DE DOUTORADO

AVALIAÇÃO DOS EFEITOS TEMPORAIS NO PROCESSAMENTO DA MATÉRIA
ORGÂNICA ALÓCTONE EM RIACHOS TROPICAIS

Aurea Luiza Lemes da Silva

Tese apresentada à Universidade de Brasília, como parte dos pré-requisitos do Programa de Pós-Graduação em Ecologia, para obtenção do título de Doutora em Ecologia.

Orientador:

Prof. Dr. José Francisco Gonçalves Júnior (Dep. de Ecologia/IB-UnB)

Co-orientador:

Prof. Dr. Mauricio Mello Petrucio (Dep. Ecologia e Zoologia/ECZ-UFSC)

Brasília-DF
Agosto de 2014



Tese de Doutorado


AUREA LUIZA LEMES DA SILVA

Título:

“Avaliação dos efeitos temporais no processamento da matéria orgânica alóctone em riachos tropicais”.

Banca Examinadora:


Prof. Dr. José Francisco Gonçalves Júnior
Presidente
ECL/UnB


Profa. Dra. Maria João Feio
Membro Titular
IMAR-Coimbra


Prof. Dr. Luiz Ubiratan Hepp
Membro Titular
URI-Erechim


Profa. Dra. Gabriela Bielefeld Nardoto
Membro Titular
ECL/UnB


Prof. Dr. Ludgero Cardoso Galli Vieira
Membro Titular
FUP/UnB

Prof. Dr. José Roberto Pujol Luz
Suplente
ZOO/UnB

Brasília, 15 de agosto de 2014.

DEDICATÓRIA

A Deus, por estar presente em minha vida me iluminando e protegendo em todos os momentos...

A minha família (mãe, irmãs, avó e tios) pelo apoio incondicional, confiança, força, incentivo e amizade sem igual. Sem vocês nada disto seria possível...

Ao Luis Carlos, pela companhia, paciência e incentivo constante para a concretização deste sonho.

AGRADECIMENTOS

Começo agradecendo a DEUS e faço um agradecimento curto, por que nem todos os “obrigados” do mundo, seriam suficientes para agradecer tamanha benção, luz e proteção que tem dado a mim. Obrigada Senhor!

➤ **Agradeço também...**

À minha família, em especial minha mãe Ijandira Silva pela presença constante e o apoio de sempre, minhas irmãs (Cristiana e Fernanda), minha linda sobrinha Leonara e minha avó Luiza, por serem os pilares da minha vida, por não medirem esforços em ajudar-me e pelo apoio incondicional. Agradeço também aos meus tios Maria Aparecida e Pery por todo apoio, seja ele qual for, sempre e a todo o momento.

Ao meu namorado, Luis Carlos, que durante todo período me deu forças pra seguir em frente. Nos momentos mais difíceis você esteve presente, nos mais alegres também. É assim que eu quero que você esteja, sempre presente, para que juntos, possamos cada vez mais comemorar as nossas vitórias e o nosso crescimento pessoal. Anos e anos ao seu lado serão sempre um prazer e uma alegria a cada dia. Obrigada por ser tão especial na minha vida!!!!.

➤ **Aos amigos de Brasília,**

Muito obrigada aos amigos do Laboratório de Limnologia da UnB, que me acolheram como parte de uma equipe: Patrícia, Paulino, Alan, Gustavo, Renan e Thiago, bem como a Fernanda Navarro, Elisa Alvin, José Maurício, Valéria e Cássia. Conviver com vocês durante este período foi um aprendizado enorme, tanto na preparação das muitas análises químicas quanto nos assuntos agradáveis na hora do cafezinho. Obrigada por tudo!. Agradeço em especial a Pati, minha companheira de viagens...obrigada por ter me oferecido sua casa, por me receber tão bem e ser esta pessoa querida. Que outras viagens possam nos levar novamente para diferentes locais, e nós vamos, vamos sempre, por que viajar é tudo de bom!. Também sou grata à família de Debora Cabral e Elisa Alvin pela acolhida sempre carinhosa e a qualquer momento.

Elis você é uma fofa...Obrigada por tudo!. Sou grata também a companhia sempre agradável de Cleber Kraus e Regina Sartori.

Agradeço de forma muito especial ao meu orientador. Júnior, obrigada por ter me recebido de braços abertos no laboratório, por ter me apresentado ao mundo da decomposição foliar e por ter se tornado um exemplo de orientação e dedicação ao trabalho. O seu acolhimento foi fundamental para a minha permanência em Brasília e para a conclusão desta tese. Obrigada pela atenção, paciência em repetir várias vezes às mesmas coisas, pelas opiniões sensatas e construtivas ao longo destes quatro anos... Que nossa parceria possa continuar sempre!

➤ **Aos amigos de Florianópolis,**

Estendo mais uma vez meus agradecimentos aos amigos do laboratório de Ecologia de águas continentais, da Universidade Federal de Santa Catarina. Amigos que me acompanham desde o mestrado e que foram essenciais também na conclusão desta tese. Agradeço imensamente ao Leonardo Kleba, à Jéssica Pires, ao Rafael Schimit e à Ana Emília... Vocês foram fundamentais para o resultado deste trabalho. De forma especial quero deixar meu muito obrigada a Jéssica Pires pela disponibilidade de sempre, seja em campo ou laboratório. Também sou grata a companhia sempre boa de Denise Tonetta, Natália Gerszon e Mariana Hennemann e a todos os outros amigos que fazem e/ou que já fizeram parte do laboratório.

Agradeço mais uma vez ao Mauricio Petrúcio, meu co-orientador nesta tese. Que esta nossa parceria se estenda por bons anos. Obrigada por toda ajuda, pelo carinho, pelas conversas, pelo apoio e por todas as oportunidades. Ao pessoal do Parque Municipal da Lagoa do Peri e do Laboratório de Biologia e Cultivo de Peixes de Água Doce (LAPAD) agradeço por todo apoio logístico durante as coletas.

➤ **De forma geral, agradeço,**

- Ao grupo de Pesquisa AquaRiparia, pelo financiamento deste projeto.
- À CAPES, pela concessão da bolsa de doutorado.
- À Universidade de Brasília e ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia, pela excelência no ensino, financiamentos de viagens e todo o conhecimento proporcionado.

- A Vanessa, secretária do programa de pós graduação em Ecologia, pela atenção dada a todos os alunos e pela capacidade de resolver nossas confusões.
- À FAP-DF e ao DPP pelo apoio financeiro para a participação em congressos internacionais.
- Os meus amigos que torceram e mesmo distantes me ajudaram com palavras de incentivos,
- A banca examinadora desta tese, constituída por Gabriela Nardoto, Maria João Feio, Ludgero Vieira e Luis Hepp pelas valiosas contribuições na melhoria desta tese.

Enfim, a todos aqueles que participaram de alguma forma desta caminhada, tornando possível a execução deste trabalho e conseqüentemente favorecendo o meu crescimento pessoal e profissional,

MUITO OBRIGADA!

Nada se perderá !!!

“...Olhar para trás, após uma longa caminhada, pode fazer perder a noção da distância que percorremos. Mas, se não detivermos em nossa imagem, quando a iniciamos e ao término, certamente nos lembraremos de quanto nos custou chegar até o ponto final, e hoje temos a impressão de que tudo começou ontem. Não somos os mesmos, mas somos mais juntos. Sabemos mais uns dos outros. E é por este motivo que dizer adeus se torna complicado. Digamos, então, que nada se perderá. Pelo menos, dentro da gente...”

João Guimarães Rosa

SUMÁRIO

RESUMO	07
ABSTRACT	09
INTRODUÇÃO GERAL	11
MATERIAL E MÉTODOS	32
REFERÊNCIAS	46
Capítulo 1: Efeito temporal no processamento da matéria orgânica particulada grossa em riachos tropicais	56
Capítulo 2: Moderados níveis de impactos antrópicos podem alterar o processo de decomposição foliar em riachos tropicais	100
Considerações finais da tese	136

Resumo

Mudanças temporais na quantidade e na qualidade de detritos foliares provenientes de diferentes espécies vegetais interferem no processo de decomposição foliar devido às modificações na comunidade decompositora. Este estudo teve como objetivo foi quantificar a queda do detrito foliar ao longo de um ciclo anual e avaliar se mudanças na quantidade e na qualidade do detrito modifica as taxas de decomposição foliar. Foram estudados riachos inseridos na bacia hidrográfica da lagoa do Peri, na cidade de Florianópolis, SC. No capítulo 1, foi realizado um estudo anual com o objetivo de quantificar o aporte vertical de detritos foliares em um pequeno riacho tropical e avaliar se mudanças na quantidade e na qualidade do detrito foliar que entra no riacho influenciam as taxas de decomposição foliar. Como resultados, foi encontrado uma variação temporal no aporte de detritos foliares, estando esta variação relacionada com a intensidade de chuvas (diminuição no aporte) e ventos (aumento no aporte) na região.

Da mesma forma, observou-se uma variação química na qualidade do detrito foliar como resultado das mudanças no tipo de detrito entregue para o riacho. Detritos contendo menores concentrações de lignina e celulose e maiores concentrações de nitrogênio apresentaram taxas de decomposição foliares mais elevadas. Variações temporais na química do detrito apresentaram uma relação direta com a colonização microbiana e de invertebrados aquáticos e, conseqüentemente com as taxas de decomposição encontrada. Como conclusão, as modificações temporais na quantidade e na qualidade dos detritos foliares para o riacho influenciaram na comunidade decompositora interferindo nas taxas de decomposição foliar. No capítulo 2, a taxa de decomposição foliar foi avaliada como uma medida de integridade ecológica. Para isto selecionou-se dois riachos com diferentes graus de preservação ambiental (referência e impactado) em um fragmento de mata Atlântica no sul do Brasil. Folhas senescentes oriundas da vegetação ripária do riacho Cachoeira Grande (experimento 1) foram coletadas e incubadas em ambos os riachos por um período de 30 dias. Os resultados demonstraram que as taxas de decomposição foliar foram mais rápidas no riacho referência quando comparado ao impactado. A biomassa dos fungos foi mais significativa no riacho referência enquanto a comunidade microbiana (principalmente bactérias) teve uma maior contribuição no impactado. Análises de regressões múltiplas indicaram que os fragmentadores influenciaram nas taxas de decomposição no riacho referência, que apresentou uma maior riqueza, porém uma menor abundância de

invertebrados aquáticos quando comparado ao riacho impactado. Uma relação negativa foi observada entre os valores de fósforo na água e as taxas de decomposição foliar nos dois riachos. Diferenças nos valores de oxigênio podem ter influenciado as taxas de decomposição foliar no riacho impactado, como consequência de mudanças na comunidade decompositora. Nossos resultados destacam a sensibilidade dos ambientes aquáticos às modificações ambientais e demonstraram que a decomposição foliar foi uma medida eficiente para detectar, mesmo que moderadas, modificações antrópicas no riacho impactado indicando seu uso em programas de biomonitoramento.

Palavras-chave: Vegetação ripária, detritos foliares, decomposição foliar, integridade ecológica, riachos tropicais.

Abstract

Temporal changes in the quantity and quality of leaf litter from different plant species interfere in the leaf litter breakdown process due to changes in the decomposers community. The aim of this study was to quantify the litterfall over a yearly cycle and assess if changes in their amount and quality modify the litter breakdown rates. We study streams inserted the watershed pond Peri in the city of Florianópolis, SC. Chapter 1, it was realized an annual study for to quantify the contribution of allochthonous litter leaf in a small tropical stream and assess whether changes in the quantity and quality of leaf detritus delivery the stream influence of litter breakdown rates. The results showed a temporal variation in leaf litter input to the stream and this variation can be explained by local variations in precipitation (decrease in input) and winds (increase in input). Similarly, we observed a temporal variation in quality of leaf litter as a result of the type of litter delivered to the stream. Litter containing lower concentrations of lignin and cellulose, and higher concentrations of nitrogen showed a higher litter breakdown rates when compared to leaf litter with lower concentrations of nitrogen and a higher concentration of lignin and polyphenols. Temporal changes in the chemistry of detritus showed a direct relationship with the microbial and aquatic invertebrate colonization and consequently in the litter breakdown rates found. As conclusion we found a monthly variation in the input of organic matter to the stream as a result of regional climatic factors and riparian vegetation characteristics and we concluded that changes in the input of litter leaf breakdown influence in the decomposers community interfering in the litter breakdown rates. Chapter 2, we use the litter leaf breakdown rates as a measure of functional integrity and wondered whether even moderate level of anthropogenic impact may interfere in the processing of leaf litter. For this, we selected the two streams (reference and impacted) with different levels of environmental preservation in a fragment of Atlantic Forest in southern Brazil. We collected senescent leaves from the riparian vegetation in the reference streams and incubated in both streams for 12 months. Our results showed that leaf breakdown rates were faster in the reference stream when compared to impacted. The fungal biomass was most important in the reference stream while the microbial community (mainly bacteria) was more important in the impacted stream. Multiple regression analyzes indicated that the shredders influenced in the litter breakdown rates in the reference stream that showed higher taxa richness, but a lower abundance compared to the impacted stream. A

negative relationship was observed between the values of phosphorus in water and leaf decomposition rates in the two streams. The differences in the oxygen concentration may have influenced the rates of leaf decomposition in stream impacted as a result of changes in decomposers community. Our results highlight the sensitivity of aquatic environments at environmental change and have demonstration that leaf decomposition was an effective measure to detect anthropogenic changes in the impacted stream indicating its use in biomonitoring programs.

Keywords: Riparian vegetation, allochthonous organic matter, leaf breakdown, ecological integrity, tropical streams



Gravura: Mari Dalva e Staffen

Aurea Lemes

A importância da vegetação ripária no funcionamento dos ecossistemas aquáticos

O Brasil caracteriza-se por possuir uma enorme extensão territorial, variedade climática e de solos e uma elevada biodiversidade. Diante disso, observam-se as diferentes formações vegetais, onde estão inseridas as zonas ripárias. Existem na literatura diversas definições para zona ripária, dentre elas destacamos: “interface entre os ecossistemas terrestre e aquático, que se estende horizontalmente até o limite que a inundação alcança, e verticalmente até o topo da copa da vegetação (Gregory et al. 1991). Desde o “River Continuum Concept” (Vannote et al. 1980) a zona ripária tem sido integrada como um compartimento fundamental para o funcionamento dos ecossistemas aquáticos, caracterizado como sendo um sistema dinamicamente aberto, ligado longitudinalmente, lateralmente e verticalmente por processos geomorfológicos e hidrológicos. Localizada ao longo das margens de rios e cabeceiras de drenagens dos cursos d’ água, as zonas ripárias são ambientes dinâmicos caracterizados pela heterogeneidade florística e pela dinâmica de sucessão da comunidade, em função de distúrbios naturais que levam a alterações na composição da vegetação (Fig.1; Felfili 1997).



Figura 1: Exemplos de zonas ripárias presente ao longo de diferentes cursos d’água.

Nos últimos anos, a vegetação ripária tem recebido atenção especial de diversos pesquisadores devido à importância que representa como fonte de energia e matéria orgânica alóctone, especialmente para os ecossistemas aquáticos continentais (Naiman & Décamps 1997; Cardinale, Nelson & Palmer 2000; Arthington & Pusey 2003). Além disso, são responsáveis por serviços ecológicos, sociais e econômicas de valor inestimável, tais como:

- Capacidade de retenção de nutrientes dissolvidos e particulados, funcionando assim como um filtro natural para as águas superficiais (Wantzen et al. 2002; Wantzen et al., 2008);
- Controle de erosão das margens e entrada de nutrientes;
- Participação na ciclagem de nutrientes de riachos florestados (Gregory et al., 1991; Naiman & Décamps, 1997);
- Importante corredor ecológico, contribuindo assim para a manutenção da diversidade faunal e dispersão das plantas (Lima & Zakia, 2000);
- Fornecimento de energia na forma de matéria orgânica alóctone para riachos de pequeno porte (Wantzen et al., 2008).

Devido à importância socioambiental, as zonas ripárias são consideradas áreas de preservação permanente (APPs) pela legislação ambiental brasileira segundo o Código Florestal (Lei nº 4777/65), o que limita sua ocupação e proíbe sua supressão. Entretanto, apesar da lei que lhes asseguram proteção, muitas vezes este direito a preservação não é respeitado. Em 2012, modificações feitas no antigo código florestal (lei nº 12.651), facilitou a inserção de novas justificativas de supressão e remoção da vegetação nativa, tornando a ainda mais vulnerável ao desenvolvimento humano (<http://www.ipef.br/pcsn/legislacao.asp>).

No Brasil, o processo de urbanização aliado ao crescimento de áreas agrícolas têm reduzido as florestas para acomodar a expansão de áreas residenciais, comerciais e industriais, o que têm afetado diretamente as zonas ripárias e os serviços ecossistêmicos fornecidos pelas mesmas. Chamamos de serviços ecossistêmicos, os benefícios diretos e indiretos obtidos pelo homem a partir dos ecossistemas. Dentre eles podemos citar a provisão de alimentos, a regulação climática, a formação do solo, e a manutenção da qualidade da água (Tucci & Mendes 2006). Tundisi & Tundisi (2010) resumiram na figura 2 as consequências e os serviços ecossistêmicos que ficam comprometidos com a remoção da vegetação e o uso intensivo das bacias hidrográficas. Segundo os autores “em áreas com floresta ripária bem protegida, basta colocar algumas gotas de cloro por litro e obtemos água de boa qualidade para consumo. Já em locais com vegetação degradada, como o sistema Baixo Cotia [bacia hidrográfica do rio Cotia, na Região Metropolitana de São Paulo], é preciso usar coagulantes, corretores de pH, flúor, oxidantes, desinfetantes, algicidas e substâncias para remover o gosto e o odor. Todo o serviço de filtragem prestado pela floresta precisa ser substituído por um sistema artificial e o custo passa de R\$ 2 a R\$ 3 a cada mil metros cúbicos para R\$ 200 a R\$ 300”.

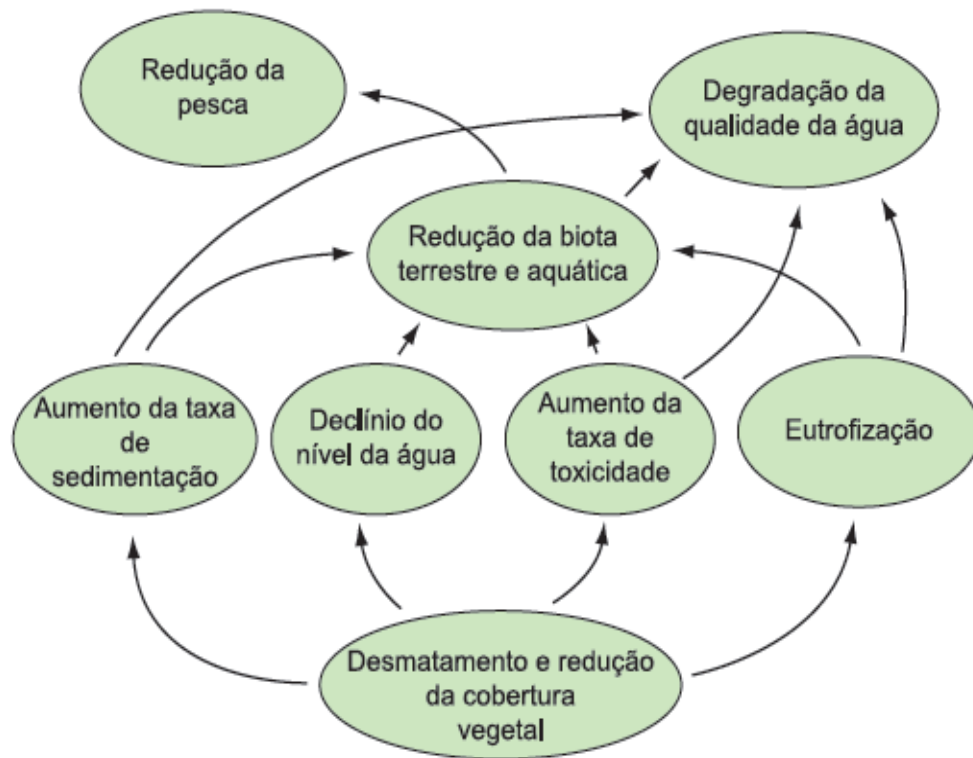


Figura 2: Consequências da remoção da vegetação ripária nos serviços ecossistêmicos prestados aos ecossistemas naturais. Modificado de Tundisi & Tundisi (2010).

A importância da vegetação ripária é bem caracterizada pelos estudos já realizados e sintetizados em Wantzen et al., 2008; Kominoski et al., 2013 e Gonçalves & Calisto (2013) entre outros. De particular interesse nesta tese, será abordada a dinâmica da matéria orgânica alóctone, especificamente dos detritos foliares, como fonte de energia e matéria em pequenos riachos florestados ou de cabeceira no Sul do Brasil.

Aporte de detritos foliares em riachos tropicais

Os ambientes aquáticos, especificamente os riachos, são ecossistemas com alta complexidade e importância ecológica, sendo extensivamente estudados em ambientes temperados, porém pouco compreendidos nos trópicos. Riachos são ambientes lóticos

de pequeno porte, caracterizados por suas formas lineares, fluxo d'água contínuo e unidirecional, alternância de habitats e leitos instáveis (Townsend, Begon & Harper 2006). Como todos os ecossistemas, os riachos são dependentes de uma fonte contínua de energia para a realização de suas funções ecossistêmicas (Wantzen et al. 2008). Esta energia pode ser obtida a partir de fontes autóctones (radiação solar obtida pelos produtores primários) e/ou fontes alóctones (formada por detritos de origem terrestre) (Giller & Malmqvist 1998).

As fontes alóctones que entram nos riachos são basicamente oriundas da vegetação do entorno, tais como, detritos foliares, restos de plantas ou animais (Allan & Castillo 2007). Os detritos vegetais alóctones conectam os ecossistemas aquáticos e terrestres, contribuindo para a produtividade secundária nos riachos através da decomposição deste material (Gonçalves et al. 2006; França et al. 2009; Gonçalves & Calisto 2013; Gonçalves et al. 2014). A supressão deste aporte alóctone pode afetar diretamente a teia dos detritívoros reduzindo drasticamente os processos funcionais, tais como a decomposição foliar, e a manutenção da saúde dos ecossistemas lóticos (Wallace et al. 1997; Lima & Zakia 2000; Danger & Robson 2004). A qualidade e a quantidade de detritos foliares que entra para os riachos dependem da composição das espécies vegetais presentes nas zonas ripárias, e das condições ambientais locais (temperatura, precipitação, umidade, ventos e radiação) que influenciam os padrões temporais no aporte dos detritos para os riachos (Averti & Dominique 2011; Cooper et al. 2002). Por exemplo, em riachos temperados a queda do detrito foliar é sazonal e, dependendo da fenologia das espécies vegetais presentes, os maiores aportes de detritos foliares ocorrem anualmente durante o outono e inverno (Abelho 2001) e a decomposição deste material sustenta a fauna aquática presente durante todo o ano (Dodds 2002; Molinero & Pozo 2004; Hart et al. 2013).

Nos riachos tropicais, a queda do detrito foliar é mais variável, dependendo da localização e das características climáticas da região (Wantzen et al. 2008). Por exemplo, em regiões onde há um período de seca definida, a entrada de detritos foliares é frequentemente associada ao fim da estação seca e início da estação chuvosa (França et al. 2009; Gonçalves et al. 2014). Este mesmo padrão foi observado por Lawrence (2005) estudando o aporte de detritos foliares em florestas tropicais secas no sul da península de Yucatan, onde ela encontrou que independente do grau de desenvolvimento da vegetação (jovem ou madura) os picos de queda foliar apresentam o mesmo padrão, sendo sempre maior no período mais seco do ano. Nestas regiões, onde há um período de seca definido, a seca parece ser um fator determinante na queda do detrito foliar (França et. 2009). Por outro lado, em algumas regiões tropicais, onde raramente há um período de seca marcante, um aporte contínuo na entrada de detritos foliares pode ocorrer, com picos frequentemente associados a tempestades, eventos chuvosos e incidência de radiação solar (Wantzen et al. 2008). Este padrão foi observado por Vendrami et al. (2012), que encontraram os maiores picos de detritos foliares durante a estação chuvosa (Novembro- Janeiro) em um fragmento florestal de mata Atlântica no estado de São Paulo. Da mesma forma, Morellato et al. (2000) - Mata Atlântica/Brasil- e Zalamea & González (2008) - floresta subtropical úmida/Porto Rico- encontraram uma relação positiva entre os maiores aportes de matéria orgânica com a temperatura e o comprimento do dia, sugerindo que as maiores quedas do detrito foliar ocorreram quando a atividade fotossintética foi maior.

A proximidade entre as zonas ripárias e os sistemas aquáticos adjacentes permite criar processos ecossistêmicos intimamente relacionados, e ambos (zona ripária e processos) são alterados quando ocorrem modificações na comunidade vegetal presente (Arthington & Pusey 2003; Kominoski et al. 2013). Enquanto alterações temporais tem

um efeito direto na queda do detrito foliar para o riacho, práticas florestais tais como a remoção da vegetação ripária afetam ambos o recrutamento e a diversidade de substratos disponíveis para os decompositores (Danger & Robson 2004), tendo como consequência uma inibição sobre as taxas de decomposição, presumivelmente por causa das alterações na quantidade e/ou qualidade dos detritos foliares que entram no corpo d'água (Canhoto & Graça, 1995; Hladyz et al., 2010). Como resultado, mudanças no aporte dos detritos foliares podem alterar a produtividade, a densidade populacional e estrutura da biota aquática presente, interferindo assim, em processos ecossistêmicos fundamentais para a integridade dos riachos, tais como a decomposição foliar (Wantzen et al. 2008).

Decomposição dos detritos foliares nos ecossistemas aquáticos

Devido à importância central dos detritos foliares na energética dos riachos, o processo de decomposição foliar vem sendo amplamente investigado nos ecossistemas temperados (Webster & Benfield 1986; Gessner et al., 1999, Graça et al., 2001) e tropicais (Gonçalves et al., 2007; Gonçalves et al., 2012). A decomposição de matéria orgânica é caracterizada por um conjunto de processos (químicos, físicos e biológicos) que interagem entre si e os seus efeitos combinados são geralmente estudados medindo a perda de massa ao longo do tempo (Gessner et al., 1999). Caracterizada como um processo no qual a matéria orgânica particulada grossa é reduzida e transformada em moléculas mais simples pela ação de fatores físicos, químicos e biológicos (Webster & Benfield, 1986), a decomposição foliar, em sistemas aquáticos é tradicionalmente dividida em três fases: lixiviação, condicionamento e fragmentação (Fig. 3; Gessner et al. 1999; Webster & Benfield, 1986; Hieber & Gessner, 2002). Na primeira fase,

denominada lixiviação (Fig. 3 (a)), ocorre a remoção dos compostos solúveis por ação da água, resultando em uma rápida perda de massa foliar. Na segunda fase, conhecida como condicionamento (Fig 3 (b, c, d)), ocorre a colonização microbiana, havendo modificações químicas e estruturais, que aumentam a palatabilidade do detrito foliar e favorecem o consumo pelos invertebrados. A última fase, a fragmentação (Fig 3 (e)), é resultante da abrasão física (através do fluxo de água) e a fragmentação biótica, exercida através do consumo das folhas pelos invertebrados, principalmente os pertencentes ao grupo trófico funcional fragmentador. Apesar de distintas, esta sequência de eventos (lixiviação, condicionamento e fragmentação) não deve ser vista como um processo temporal e sucessivo, mas sim como eventos que ocorrem simultaneamente e que se sobrepõem ao longo do processamento (Gessner et al., 1999).

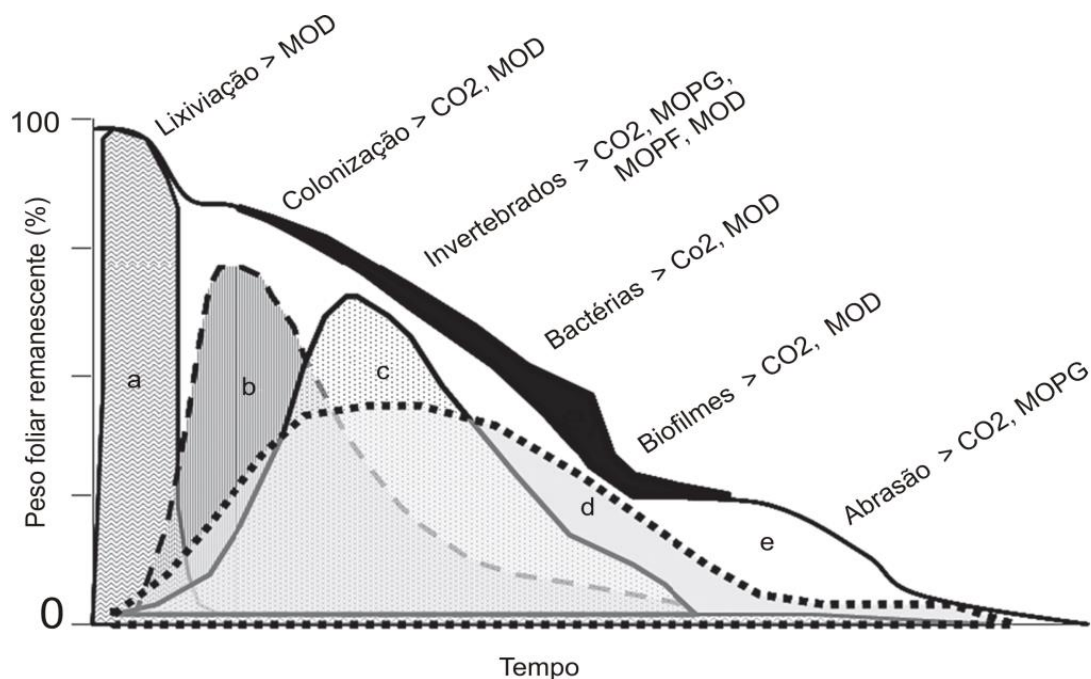


Figura 3: Síntese dos processos bióticos e abióticos atuando durante o processo de decomposição foliar nos ecossistemas aquáticos e seu efeito na perda de massa. Modificado de Wantzen et al. (2008). MOD= matéria orgânica dissolvida, MOPG= matéria orgânica particulada grossa, MOPF= matéria orgânica particulada fina.

Nos riachos temperados, o processo de decomposição tem sido objeto de numerosos estudos, por exemplo: Abelho 2001; Richardson et al. 2004; Ferreira et al. 2012. Entretanto, pouco se sabe sobre o processo, principalmente em relação à colonização e a atividade microbiana no hemisfério sul (Gonçalves et al. 2014), embora este cenário tem melhorado nos últimos anos sendo possível a visualização de alguns padrões. No Cerrado, as taxas de decomposição foliar, em riachos de 3° e/ou 4° ordem, são consideradas lentas (Gonçalves et al. 2006, Moretti et al. 2007), apesar das altas temperaturas observadas durante o verão local (janeiro a março). Estes resultados têm sido atribuídos à ausência de invertebrados fragmentadores em alguns riachos (Gonçalves et al. 2007) e, principalmente a qualidade do detrito foliar que apresenta-se com baixos teores de nutrientes e quantidades relativamente altas de compostos secundários, tais como polifenóis (Gonçalves et al. 2007; Moretti et al. 2007). Por outro lado, os detritos foliares oriundos da vegetação ripária presente na Mata Atlântica tem mostrado taxas de decomposição mais rápidas do que a vegetação do Cerrado, conforme apresentado em Silva-Junior et al. (2014) e em uma revisão detalhada realizada por Gonçalves et al. (2014).

Biota aquática envolvida no processo de decomposição

Microorganismos: Fungos e bactérias

Diversos microorganismos tais como, as algas, bactérias, fungos, ciliados, flagelados, amebas e nematóides estão envolvidos no processo de decomposição dos detritos foliares alóctones (Díaz-Villanueva & Trochine 2005; Findlay et al. 2010). No entanto, as bactérias e os fungos, principalmente os hifomicetos aquáticos, são considerados os principais microorganismos decompositores, uma vez que eles são os

únicos organismos capazes de produzir enzimas extracelulares que degradam os polímeros estruturais na parede celular das plantas, suavizando os tecidos foliares para a alimentação dos invertebrados (Suberkropp & Chauvet 1995).

Hifomicetos aquáticos são fungos anamórfos, que ocorrem predominantemente no ambiente aquático ou em locais com acúmulo de água, como solos encharcados (Pascoal et al. 2005). Apresentam reprodução assexuada, com formação de conídios (estruturas de dispersão) com estruturas diferenciadas denominadas de conidióforos. O sucesso destes fungos como colonizadores de substrato é atribuído principalmente às adaptações morfológicas e fisiológicas para se desenvolverem em águas correntes (Suberkropp 1998). Adaptações morfológicas incluem as altas taxas de produção de conídios em formatos sigmóides ou tetrarradiados que permitem uma eficiente aderência aos substratos auxiliados pela presença de muco nas extremidades (Bärlocher 2005). Adaptações fisiológicas estão relacionadas com a capacidade dos fungos de produzirem uma variedade de enzimas extracelulares capazes de degradar polímeros estruturais, tais como lignina e celulose presentes na parede celular das plantas (Suberkropp 1992). A dominância dos hifomicetos aquáticos crescendo em substratos como detritos foliares e madeira, em águas correntes (Bärlocher 2005) contrasta com uma notável escassez dos mesmos em ambientes lênticos (lagos) onde são substituídos por outros fungos (Gessner et al. 1997).

Tanto a biomassa quanto a atividade dos hifomicetos aquáticos são influenciadas por fatores ambientais, tais como, temperatura, condutividade, aumento da velocidade da água, concentração de oxigênio dissolvido e concentração de nutrientes na água do riacho (Gulis & Suberkropp 2003; Pascoal & Cássio 2004). O aumento da temperatura dos sistemas aquáticos e da concentração de nutrientes na coluna d'água estimulam o crescimento, reprodução e o metabolismo dos hifomicetos, promovendo uma maior taxa

de processos ecossistêmicos, tais como a decomposição foliar e liberação de nutrientes (Ferreira & Chauvet 2011). Entretanto, um efeito oposto também é observado, conforme apresentado em Pascoal & Cássio (2004) e Lecerf et al. (2006) que observaram que a presença de determinados tipos de nutrientes inorgânicos (altas concentrações de nitrogênio na forma de amônia) junto a baixas taxas de oxigênio dissolvido na água apresentam um efeito negativo nos aspectos funcionais (crescimento, reprodução e o metabolismo) dos hifomicetos dos fungos aquáticos.

Algumas espécies de hifomicetos aquáticos são sensíveis, mesmo a pequenas modificações ambientais, podendo reduzir suas atividades no processo de decomposição, levando a alterações na ciclagem de nutrientes e fluxo de energia. Em vista disto, alguns autores sugerem que a taxa de esporulação, pode ser utilizada como um indicador da qualidade ecológica dos ecossistemas aquáticos (Lecerf & Chauvet 2008).

Apesar de pouco estudada no processo de decomposição foliar, as bactérias também são capazes de produzir enzimas que degradam os polissacáridos dos detritos foliares, porém sua contribuição no processo parece ser menor do que a de fungos, quando avaliados a partir da biomassa microbiana e produtividade (Hieber & Gessner 2002; Pascoal et al. 2005). No entanto, é geralmente aceito que as bactérias decompõem os polissacáridos e compostos poliméricos principalmente depois da decomposição dos compostos moleculares realizados por hifomicetos aquáticos (Ramoni et al. 2006). Desta forma, assume-se que as bactérias e fungos, com suas respectivas enzimas extracelulares, atuam na decomposição e mineralização dos detritos foliares nos ecossistemas aquáticos (Gulis & Suberkropp 2003). Devido à sua função similar como decompositores, prováveis interações ecológicas devem ter se desenvolvido entre ambos os microorganismos (Pascoal et al. 2005). Estas interações podem ser tanto

antagonistas, causadas pela concorrência por substratos ou espaço, onde ora as bactérias suprimem o crescimento de fungos, ora ocorre o efeito inverso ou sinérgicas, se um dos grupos pode se beneficiar de compostos produzidos pelo metabolismo do outro (Gulis & Suberkropp 2003; Das et al. 2007). No entanto, um padrão ainda não foi estabelecido, com algumas pesquisas apontando maior importância de bactérias nos estágios finais da decomposição (Hieber & Gessner 2002; Das et al. 2007), enquanto em riachos tropicais as bactérias seriam mais importantes que os fungos nos estágios iniciais da decomposição, devido à sua capacidade em metabolizar proteínas e açúcares simples durante o estágio inicial. Em estágios avançados seriam substituídas por fungos, que agiriam na decomposição de polímeros complexos presentes na parede celular vegetal, como celulose e lignina (Gonçalves et al. 2006).

As principais metodologias utilizadas para a determinação da biomassa de microorganismos envolvidos no processo de decomposição foliar são: determinação das concentrações de ATP e de ergosterol utilizadas para estimar a biomassa total de microorganismos e a biomassa fúngica, respectivamente (Abelho 2005). Além destas metodologias, podemos citar ainda a técnica de eletroforese em gel com gradiente desnaturante (DGGE) e a técnica de indução da produção de esporos assexuais de hifomicetos. Essas técnicas visam, sobretudo, a identificação da comunidade microbiana presente no material em decomposição e podem ser utilizadas para estimar a diversidade desses organismos (Raviraja et al. 2005). O elevado custo dessas metodologias e a dificuldade no desenvolvimento de técnicas que possibilitem o cultivo e, conseqüentemente, a identificação desses organismos podem ser apontados como as principais causas da escassez de trabalhos sobre o papel dos microorganismos (sejam eles, bactérias, protozoários ou fungos) na decomposição foliar (Findlay 2010).

Muito dos processos ecossistêmicos e manutenção da biodiversidade em ecossistemas aquáticos são mantidos através das atividades dos macroinvertebrados bentônicos (Heino 2009). Estes organismos participam do processo de fragmentação da matéria orgânica, interação microorganismo-animal, herbívoros e transferência de energia para os níveis tróficos superiores (Allan 2007; Wallace et al. 1997).

Duas abordagens gerais utilizando os macroinvertebrados são amplamente empregadas para realizar avaliações ecológicas em rios e riachos. Uma delas é a abordagem taxonômica (identificação) e a outra a abordagem funcional (função). Se a ênfase principal da análise é avaliar a biodiversidade ou a sensibilidade a um determinado contaminante químico, tal como um metal pesado, então a abordagem taxonômica deve ser a mais útil. No entanto, se o objetivo é o de caracterizar a qualidade, estado do ecossistema, então, a abordagem funcional passa a ser mais apropriada, e é certamente a mais rápida (Dobson et al. 2002; Cheshire et al. 2005; Chará-Serna et al. 2012). O método funcional tem sido desenvolvido, ao longo dos últimos 30 anos. A abordagem funcional baseia-se no reconhecimento de características morfológicas e comportamentais dos organismos que são relacionados diretamente aos seus modos de aquisição de alimentos. Por exemplo, Cummins et al. (2005) trabalhando com invertebrados aquáticos classificou-os com base no modo de alimentação, criando então as categorias tróficas funcionais, tais como:

- Coletores-filtradores: capturam, por filtração, pequenas partículas de matéria orgânica em suspensão na coluna d'água;
- Coletores-catadores: alimentam-se de pequenas partículas de matéria orgânica por coleta nos depósitos de sedimento;

- Raspadores: adaptados a raspar superfícies duras, alimentam-se de algas, bactérias, fungos e matéria orgânica morta adsorvida aos substratos;
- Fragmentadores: consomem partículas maiores de matéria orgânica, fragmentando o detrito em tamanhos menores;
- Predadores: engolem a presa inteira ou ingerem em partes o tecido corporal.

Uma função importante no processo de decomposição foliar é atribuída aos fragmentadores ou detritívoros, uma vez que eles apresentam um aparelho bucal adaptado para macerar e rasgar partes da matéria orgânica particulada grossa (Graça 2001; Li & Dudgeon et al. 2009) que tenha sido preferencialmente condicionados por microorganismos (Graça 2001). Ao se alimentarem diretamente do tecido foliar, os fragmentadores, exercem um importante papel na conversão da matéria orgânica particulada grossa em matéria orgânica particulada fina (Graça 2001). Este grupo contribui para o processo de decomposição ao aumentar a área superficial para a atuação dos microorganismos (Webster & Benfield 1986; Graça 2001) e disponibilizando alimento para os invertebrados coletores e filtradores (Graça & Canhoto 2006). A atividade destes fragmentadores é considerada um dos fatores determinantes da taxa de decomposição de detritos alóctones em pequenos córregos temperados (Jonsson et al. 2012; Hieber & Gessner 2002).

Em riachos tropicais a presença dos invertebrados fragmentadores permanece incerta (Cheshire et al. 2005) e estudos vem demonstrando uma carência dos mesmo no processamento dos detritos foliares em riachos tropicais da Austrália e Nova Guiné (Yule et al. 2009), Hong Kong (Li & Dudgeon 2009), Kenya (Dobson et al. 2002), Colômbia (Mathuriau & Chauvet 2002), Brasil (Gonçalves et al. 2006) e Equador (Touma et al. 2009). Entretanto, Cheshire et al. (2005) reportou uma alta abundância de

fragmentadores em pequenos riachos tropicais na Austrália e, atualmente Che Salmah et al. (2013) demonstrou também uma alta diversidade de fragmentadores em riachos tropicais na Malásia.

Diversos estudos têm apontado que os padrões de diversidade e distribuição dos fragmentadores são complexos e o baixo número de espécies nos trópicos pode estar relacionado a limitada capacidade de dispersão dos mesmos, e não somente ao simples efeito da temperatura (Wantzen et al. 2002; Wantzen & Wagner 2006; Boyero et al. 2011, Boyero et al. 2012), como sugerido por Irons et al. (1994). Outras hipóteses propostas sugerem que os fragmentadores são fisiologicamente adaptados a se desenvolverem em águas mais frias, o que poderia justificar a sua ausência em riachos tropicais (Dobson et al. 2002; Boyero et al. 2012). Yule et al. (2008) destaca também que a rápida decomposição microbiana nos trópicos pode diminuir a disponibilidade de recursos alimentares para os fragmentadores. Além disso, em riachos tropicais como os do Cerrado ocorreria à baixa palatabilidade das folhas, devido a elevada quantidade de compostos secundários e estruturais que são utilizados pelas plantas como defesas contra a herbivoria e/ou estresse hídrico, que permanecem após a abscisão foliar (Wantzen et al. 2002; Yule & Gomez 2009; Gonçalves et al. 2012). Embora a relação entre a qualidade do detrito e afinidade dos invertebrados ainda não esteja totalmente elucidada, a presença de compostos secundários e altas concentrações de lignina e celulose parece influenciar a taxa de colonização do substrato pelos detritívoros (Janke & Trivinho-Strixino 2007; Gonçalves et al. 2007 e 2012), sendo então um importante fator controlador de alguns processos ecossistêmicos, tais como a decomposição foliar (Ardon & Pringle 2008).

Composição química do detrito foliar e característica do riacho

As vegetações ripárias através do mundo estão sendo substituídas por espécies exóticas causando impactos ecossistêmicos (Vitousek et al. 1997) via alteração na entrada e na qualidade dos detritos foliares (Molinero & Pozo 2006; Gonçalves et al., 2014). A qualidade do detrito foliar é representada por suas características químicas e físicas que incluem a composição de nutrientes como o nitrogênio e fósforo, compostos estruturais como lignina e celulose, e as defesas químicas como os polifenóis, assim como fatores físicos como o revestimento por cutícula e a dureza (Aertes 1997; Fischer et al. 2006). Esta qualidade associada ao ambiente físico, podem juntos ter influencia sobre a comunidade decompositora e desta forma interferir no processamento do detrito foliar.

Certos tipos de detritos são especialmente atrativos para os invertebrados (Graça et al. 2001; Ardón & Pringle 2008). A atratividade de um dado tipo de detrito foliar depende da composição química, estrutura física, estágio de colonização microbiana e o nível de degradação do detrito, os quais podem variar de acordo com o tempo de exposição no riacho (Ligeiro et al. 2010). Altas concentrações de nitrogênio, combinado com colonização microbiana nas folhas produz detritos altamente palatáveis (Leroy & Mark 2006). Entretanto, folhas com baixa qualidade nutricional (alta C:N e compostos secundários) pode explicar a baixa participação dos fragmentadores no processamento do detrito foliar (Graça & Cressa 2010). A dureza foliar também pode influenciar nas taxas de decomposição, reduzindo a atividade microbiana (Li & Dudgeon 2009), devido à elevada concentração de lignina (Gessner 2005).

As espécies de plantas presentes nos ambientes tropicais apresentam uma diversidade morfológica e composição química variada com elevadas quantidades de compostos secundários, tais como os polifenóis totais e taninos condensados, que conferem proteção contra herbívoros e patógenos (Oliveira, Meirelles & Salatino 2003). Entre estes, os taninos são de particular interesse por apresentar diversos papéis ecológicos. Uma vez que a maior parte dos compostos fenólicos permanece durante a senescência foliar e após sua queda, a presença deste pode afetar a colonização microbiana, retardando a decomposição dos detritos (Bärlocher & Graça 2005). A quantidade de polifenóis totais e taninos condensados nas plantas variam de acordo com a espécie, idade e grau de decomposição.

A celulose e lignina são, em termos de biomassa, os constituintes estruturais mais importantes das plantas (Pérez et al. 2002) e também das folhas senescentes, mesmo após a lixiviação (Benfield 2007). Consequentemente, detritos com elevadas quantidades desses compostos tendem a ser altamente refratários, e em elevadas concentrações, principalmente de lignina, retardam a decomposição (Gessner 2005).

As condições ambientais dos riachos também influenciam no processamento do detrito foliar. Riachos impactados caracterizados pela redução da vegetação ripária, aumento na concentração de nutrientes, temperatura da água, largura do riacho e da profundidade em áreas de remanso (Paul & Meyer 2000) são caracterizados por influenciar negativamente na taxa de decomposição dos detritos foliares em comparação com aqueles localizados em áreas preservadas (Pascoal & Cássio 2004, Ferreira & Chauvet 2011; Kominoski & Rosemond 2012). O aumento na temperatura da água acelera a lixiviação dos compostos solúveis e pode estimular a atividade dos fungos (Ferreira & Chauvet 2011), acelerando a taxa decomposição foliar. O aumento da concentração de nitrogênio e fósforo, devido à entrada de efluentes domésticos,

normalmente acelera a taxa de decomposição por induzir aumento da biomassa de microorganismos (Suberkropp et al. 2010; Krauss et al. 2011). Além disso, a baixa concentração de oxigênio e a redução na entrada de matéria orgânica alóctone também podem reduzir ou eliminar invertebrados sensíveis (p.ex Trichoptera - importante grupo de fragmentadores nos trópicos (Couceiro et al. 2007).

Decomposição dos detritos foliares como método de avaliação ambiental

A intensificação da agricultura e a transformação de recursos naturais em terras agrícolas é um fenômeno global que tem degradado e vai continuar a degradar os ecossistemas terrestres e aquáticos (Tilman 1999; Tilman et al. 2001). Rios e riachos são fundamentais para a existência humana, assim como a biodiversidade global (Hauer & Lamberti 1996). Eles oferecem uma série de serviços para as sociedades, tais como água para fins domésticos, industriais e agrícolas, geração de energia, tratamento de resíduos, rotas de navegação e locais para atividades de lazer (Malmqvist & Rundle 2002). No entanto, estes ecossistemas tornaram-se cada vez mais impactados por atividades humanas e a degradação deles vem aumentando em um ritmo alarmante, resultando em uma perda substancial da integridade ecológica dos riachos (Snyder et al. 2003) com provável consequências na manutenção dos processos ecossistêmicos (Sweeney et al. 2004; Fausch et al. 2010). A redução ou perda da vegetação ripária é um dos impactos ambientais mais comuns nos sistemas aquáticos e tem consequências negativas nos parâmetros funcionais (metabolismo, decomposição e ciclagem de nutrientes) (Silva-Junior & Moulton 2011) quanto nos parâmetros estruturais, ou seja, nos componentes dos ecossistemas (comunidade, estrutura física, estoque de nutrientes). Assim, a conservação da zona ripária é fundamental para preservar a integridade

ecológica dos sistemas aquáticos continentais (Gregory et al. 1991; Sweeney et al. 2004).

Integridade ecológica é um conceito que engloba atributos estruturais, bem como processos funcionais dos ecossistemas (Gessner & Chauvet 2002). Do ponto de vista biológico, integridade estrutural refere-se aos padrões espaço-temporais das comunidades biológicas e de seus recursos e a integridade funcional refere-se aos processos ocorridos a nível ecossistêmico (Gessner & Chauvet 2002). Embora ambas as medidas (estruturais e funcionais) sejam utilizadas em programas de monitoramento ambiental, na prática, o uso de medidas estruturais são mais comuns, uma vez que elas são relativamente simples e fáceis de aplicar, sendo geralmente baseadas na estrutura e composição das comunidades aquáticas, principalmente na diversidade de espécies e/ou na presença/ausência de um organismo indicador (Hering et al. 2006).

Como indicadores estruturais, os macroinvertebrados aquáticos, peixes e algas são considerados excelentes candidatos, devido à reconhecida sensibilidade destes grupos frente às mudanças ambientais (Richardson & Thompson 2009) e também ao considerável conhecimento dos atributos ecológicos desses organismos (Lewin et al. 2013). Embora a estrutura dos invertebrados aquáticos tenha sido usada com sucesso em estudos de impactos ambientais, recentemente tem-se observado a necessidade de incorporar métricas funcionais, tais como a decomposição foliar, nos programas de biomonitoramento, como um enfoque complementar para avaliar a integridade ecológica dos ecossistemas aquáticos (Gessner & Chauvet 2002; Silva-Júnior et al. 2014). A decomposição do detrito foliar é considerada um eficiente indicador funcional em riachos de cabeceira (Gessner & Chauvet 2002; Dangles et al. 2004; Hladyz et al. 2010; Jinggut et al. 2012). A taxa na qual o detrito foliar é decomposto representa uma resposta integrada da qualidade do detrito foliar, variáveis abióticas da água e

comunidades decompositoras presentes (Gessner & Chauvet 2002; Young et al. 2008). Como um processo integrado, a decomposição foliar é sensível às mudanças ambientais e, portanto qualquer impacto no ecossistema (natural ou antropizados) reflete no processo (Lecerf & Richardson 2010; Pérez et al. 2013). Entretanto, alterações no funcionamento dos ecossistemas não necessariamente refletem em mudanças estruturais, se, por exemplo, a comunidade aquática permanecer inalterada, como mostrado em Mckie & Malmqvist (2009).

Panorâma da tese

Nesta tese, a dinâmica da matéria orgânica e o seu processamento por fungos e invertebrados decompositores foram avaliados (Capítulo 1) em um riacho de baixa ordem, localizado na bacia hidrográfica da lagoa do Peri (27° 44' S e 48° 31' W), Florianópolis, Sul do Brasil. No capítulo 2 nós utilizamos o processo de decomposição como uma medida de integridade ecológica e discutimos se mesmo pequenas modificações ambientais interferem no processo de decomposição do detrito foliar. Para isso, foi selecionado dois riachos com diferentes complexidades ambientais: um inserido dentro de uma área preservada e o outro inserido dentro de área agrícola de subsistência, sob influência antrópica, tais como a modificação da vegetação ciliar e enriquecimento por nutrientes.

Tendo como referência o artigo “cem questões fundamentais em ecologia” propostas em Sutherland et al. (2013) o objetivo geral desta tese foi: quantificar por um ciclo anual o aporte de detritos foliares alóctones e o seu processamento em riachos de baixa ordem e, avaliar a interferência da composição química deste detrito sobre a comunidade de microorganismos e invertebrados aquáticos durante o processamento deste material. As principais hipóteses testadas foram: a variação temporal na dinâmica

do aporte de matéria orgânica, em riachos de baixa ordem, ocorre em função dos fatores ambientais regionais (clima, pluviosidade e temperatura) e das características da vegetação ripária. Mudanças na quantidade e na qualidade (composição química e valor nutricional) da matéria orgânica alóctone modifica o processo de colonização por micro-organismos e invertebrados aquáticos, interferindo negativamente no processo de decomposição do detrito foliar (**Capítulo 1**); Mesmo níveis moderados de influencia antrópica (modificação da vegetação ripária e incremento de matéria orgânica) podem alterar a integridade ecológica dos riachos atuando negativamente sobre o processo de decomposição. Com a retirada da vegetação ripária ocorrerão mudanças na estrutura da comunidade de invertebrados aquáticos, devido à redução na entrada de recursos alimentares disponíveis e maior entrada de nutrientes (efluente doméstico) poderá causar uma inibição ou aceleração do processo de decomposição (**Capítulo 2**).

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo:

Parque Municipal da Lagoa do Peri

Para o presente estudo foram selecionados riachos pertencentes à bacia hidrográfica da lagoa do Peri, localizada ao sul da Ilha de Santa Catarina, dentro da Área de Proteção do Parque Municipal da Lagoa do Peri (Fig. 4) ($27^{\circ}42'30''S$ - $48^{\circ}30'00''W$ e $27^{\circ}46'30''S$ - $48^{\circ}33'30''W$) a aproximadamente 24 km do centro de Florianópolis. O Parque Municipal da Lagoa do Peri (PMLP) foi regulamentado pela Lei Municipal 1.828/81, decretado pela Lei nº 091/82 e abrangendo uma área florestal de aproximadamente 1.500 hectares de (CECCA 1997). É considerado uma das mais importantes áreas de proteção ambiental da ilha de Santa Catarina e compreende um dos

últimos remanescentes de mata Atlântica deste local. Além da preservação de sua beleza natural, o PMLP foi criado para preservar o maior manancial de água doce da ilha – a Lagoa do Peri, que vem sendo utilizada pela Companhia Catarinense de Águas e Saneamento (CASAN), desde o ano 2000, para abastecimento da população local.

A lagoa do Peri é rodeada nas porções norte, oeste e sul, por encostas com altura média de 350 metros, cobertas por vegetação de Floresta Ombrófila Densa em estádios de regeneração avançado. Segundo Caruso (1990), as regiões noroeste e sudeste da Lagoa do Peri possuem um dos estádios mais desenvolvidos de vegetação secundária na Ilha de Santa Catarina, e algumas dessas áreas apresentam aspecto fisionômico muito semelhante à floresta primária. A parte leste da bacia é constituída geologicamente por terrenos de sedimentação quaternária, que separam a lagoa do Oceano Atlântico através de uma estreita faixa de 250 m de largura. Essa região é coberta principalmente por vegetação litorânea característica de restinga. Além dessas duas formações, pequenos reflorestamentos com espécies exóticas e plantações podem ser observados na bacia.



Figura 4: Imagem aérea da bacia hidrográfica da Lagoa do Peri, localizada na cidade de Florianópolis, Sul do Brasil. Em destaque, a vegetação de mata Atlântica nas encostas e a vegetação de restinga próxima ao mar.

Nas encostas da bacia hidrográfica encontram-se os dois principais tributários que abastecem a lagoa, os rios Ribeirão Grande (Sertão do Peri) e Cachoeira Grande, que juntos drenam uma área total de 8,64 km², representando mais de 50% da área da bacia (não incluindo o corpo lacunar), podendo ocorrer ainda alguns córregos temporários durante períodos prolongados de chuva (comunicação pessoal) (Fig.5). Cada rio é formado por pelo menos quatro nascentes principais e o estado de cada uma delas é fortemente dependente do histórico da ocupação humana no entorno (Neto & Madureira 2000). Desde a criação do parque, a ocupação humana tem sido restrita as tradicionais famílias de nativos presentes na região antes da criação da reserva. Com relação aos dois principais tributários o riacho Cachoeira Grande (Fig 5) possui uma extensão de 1,7 km, nasce a uma altitude de 280m e apresenta uma declividade média de 20 cm/m, drenando uma área de 1,66 km². O riacho esta inserido em uma região de difícil acesso, sendo esta considerada até o momento, uma região bem preservada, com alta diversidade vegetal (Lisboa et al. 2014, *no prelo*) e baixa interferência humana. Nesta área ocorre uma alta diversidade vegetacional em diferentes estratos. No estrato herbáceo tem-se a presença de lianas de grande diâmetro e de espécies de bromeliáceas como componente epifítico, já no arbustivo é comum a ocorrência de *Psychotria* sp. (grandiúva-d'anta) e de espécies da família Marantacea, associadas às áreas úmidas nas margens dos córregos. No sub-bosque ocorre a presença de palmiteiros (*Euterpe edulis*) e no estrato arbóreo guarapuvu (*Schizolobium parahyba*), peroba (*Aspidosperma* sp.) e grandiosas figueiras (*Ficus organensis*) entre tantas outras espécies que compõem esta área preservada. O outro tributário, o riacho Ribeirão Grande nasce a 285m de altitude,

drena uma área de 6,98 km², apresenta uma declividade média de 12 cm/m e percorre 4,6 km até desaguar na lagoa. Ele está inserido em uma região considerada como “Área Rural” caracterizada pela presença de pequenos assentamentos de comunidade humanas tradicionais que têm como principais atividades agrícolas o cultivo de cana-de-açúcar (*Saccharum officinaru*) e a mandioca (*Manihot esculenta*), além do cultivo de plantas para fim de subsistência, como café (*Coffea arabica*), feijão (*Phaseolus vulgaris*), milho (*Zea mays*) e algumas espécies frutíferas. Nestas áreas ocorre também a pecuária extensiva de gado. A região de estudo está localizada em zona subtropical, que segundo a classificação climática de Köppen tem clima do tipo Cfa, com ausência de estação seca, chuvas distribuídas uniformemente durante o ano e verões rigorosos (Nascimento 2002).

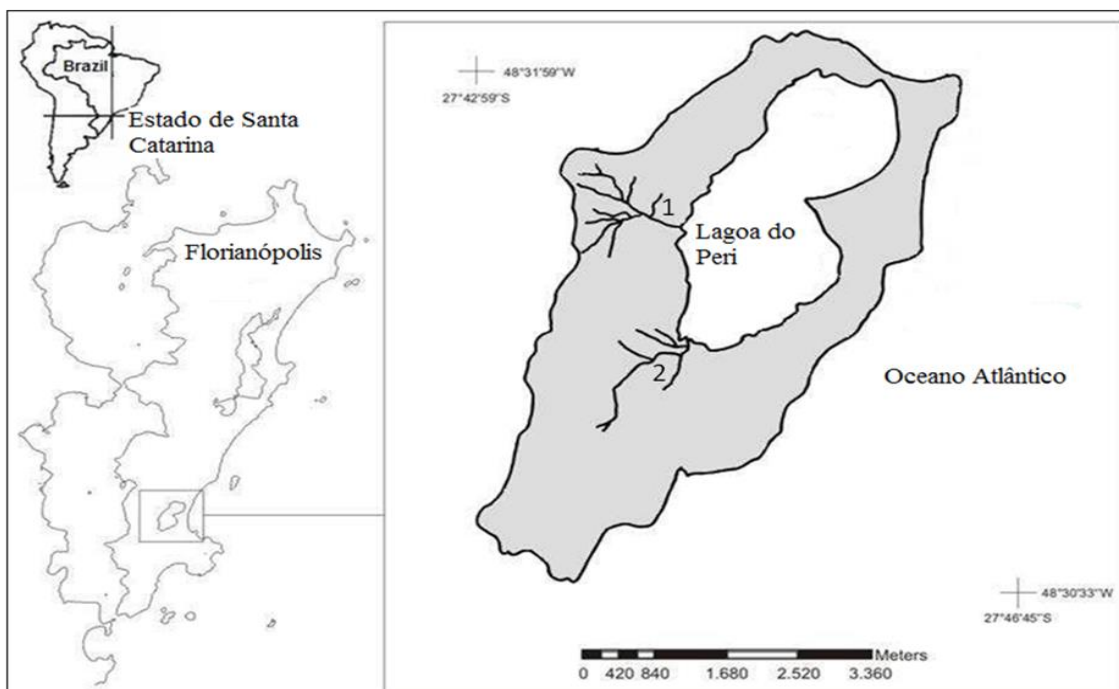


Figura 5: Localização geográfica da bacia hidrográfica da lagoa do Peri e os dois principais tributários que a abastecem a lagoa do Peri, os riachos Cachoeira Grande (1) e Ribeirão Grande (2).

Para a realização dos experimentos de dinâmica da matéria orgânica, (especificamente, do aporte vertical dos detritos foliares) e de seu processamento (decomposição) por microorganismos e invertebrados aquáticos, foram realizadas coletas mensais (Setembro de 2010 a Setembro de 2011) em cinco pontos distantes 20 m entre si, ao longo de um trecho de 100 m no riacho Cachoeira Grande (Fig.6). Os trechos selecionados são semelhantes, de mesma ordem, e apresentam uma porcentagem elevada de cobertura da vegetação ripária (acima de 70%) e diferentes tipos de habitat, tais como a presença de corredeiras e remansos.



Figura 6: Fotos dos pontos amostrados no riacho Cachoeira Grande, sendo a) Ponto 1 e b) Ponto 3.

Para realização do capítulo 2, onde avaliou - se o processo de decomposição foliar como um medida de integridade ambiental, além dos cinco pontos selecionados no riacho Cachoeira Grande, foi selecionado também 5 cinco ao longo de um trecho de 100m no riacho Ribeirão Grande (Fig. 7). Para facilitar o entendimento, a partir deste ponto referiremos ao riacho Ribeirão Grande como riacho impactado e o riacho Cachoeira Grande como riacho preservado.



Figura 7: Fotos dos pontos amostrados no riacho Sertão do Peri, sendo a) Ponto 1 e b) Ponto 3.

Montagem dos experimentos

Dinâmica de Matéria Orgânica

O aporte de detritos foliares foi quantificado em cinco pontos amostrais em um trecho de 100 metros no riacho Cachoeira Grande (Fig. 6), com uma distância de 20 metros entre cada ponto, onde em cada área a quantificação vertical dos detritos foliares que entra diretamente para o riacho foi avaliada através de baldes colocados a aproximadamente 2 metros acima da superfície da água. Em cada ponto amostral, dezoito baldes foram distribuídos em três cordas contendo 6 baldes cada, espaçados ao longo de uma corda presa em árvores perpendicular ao curso d'água (Fig. 8). Todos os baldes continham furos para evitar o acúmulo de água da chuva.



Gravura: Mari Dalva e Staffen

Figura 8: Esquema simplificado da disposição dos baldes para o estudo do aporte vertical dos detritos foliares alóctone utilizados no riacho Cachoeira Grande.

Em intervalos mensais, os detritos foliares acumulado nos baldes foram removidos, pesados úmidos em campo (Fig. 9) e os dois baldes com a maior massa (úmida) foliar em cada corda foi utilizado para o experimento de decomposição que será explicado logo abaixo. O conteúdo de massa foliar dos outros baldes foi colocado em sacos plásticos devidamente identificados para subsequente pesagem e identificação em laboratório.

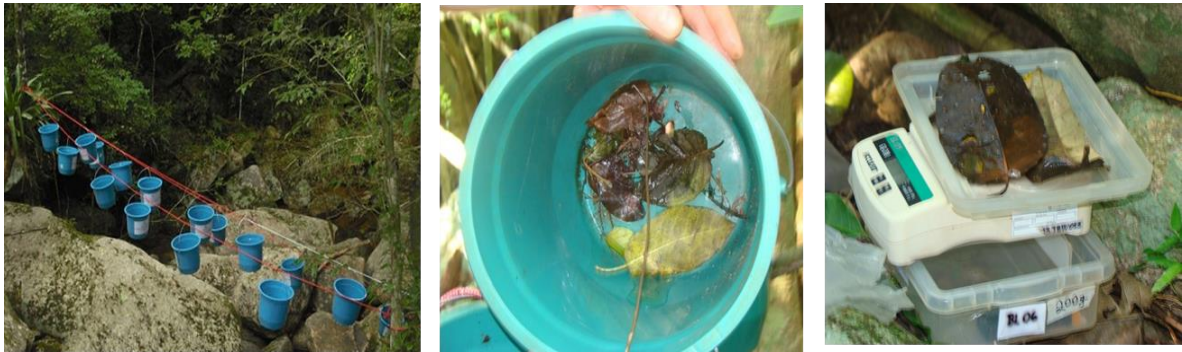


Figura 9: Disposição dos baldes, material foliar acumulado e pesagem das folhas em campo.

Em laboratório, todo material separado foi seco em estufa até obter o peso constante (a 60°C for 72h). Após este período, todo material foi separado em partes reprodutivas (flores e frutos), partes vegetativas (folhas e ramos) e partes não identificadas (outros). Para este estudo foi utilizado apenas as folhas. Após o período de estufa, as folhas foram separadas, pesadas e identificadas até o menor nível taxonômico possível, utilizando literaturas disponível (Sobral et al. 2006) e amostras vegetais previamente identificadas de outros estudos (Lisboa et al. 2014, in press). Durante o período de estudo, dados de chuva, intensidade de vento e temperatura média do ar foram adquiridos através da Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina (EPAGRI).

EXPERIMENTO 2

Decomposição do detrito foliar

O experimento de decomposição foi conduzido junto com o experimento de quantificação vertical do detrito foliar. Os detritos foliares selecionados dos baldes com a maior quantidade de material foliar (por corda) foram inseridos em *litter bags* (15 x 15 cm; malha de 10 mm) e incubados nos riachos para decompor por 30 dias (Fig. 10). O material foliar do balde contendo a maior massa foliar foi selecionado para ser incubado

no riacho preservado e o segundo balde contendo a segunda maior massa foliar foi selecionado para ser incubado no riacho impactado. A quantidade de material foliar colocado nos *litter bags* variou de 1 a 3 gramas/mês. Após o período de 30 dias, os *litter bags* foram removidos e substituídos por novos. Após a remoção, os *litter bags* foram colocados em caixas com gelos e transportados para o laboratório para posterior análise.



Figura 10: Massa foliar acumulada (mensal) e preparação dos *litter bags* para serem incubados nos riachos.

Mensalmente, os valores de oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, pH e temperatura da água foram aferidos *in situ*, em cada um dos cinco pontos amostrais, em cada riacho, usando uma sonda multi-parâmetros YSI model. Do mesmo modo, um litro de água em cada ponto amostral foi coletado. Em laboratório, a água foi filtrada com auxílio de uma bomba de vácuo em filtro de fibra de vidro Millipore AP40, com porosidade aproximada de 0,7 μm para retirada do material particulado e congelada para posteriores análises conforme descrito abaixo. Uma alíquota foi separada para determinação da alcalinidade total.

Análises físicas e químicas da água

Em todas as análises foi utilizado um espectrofotômetro de feixe simples Micronal e cubetas de quartzo de 1 ou 5 cm de trajeto óptico, dependendo da análise. Para cada nutriente analisado foram construídas curvas de calibração com concentrações conhecidas (absorbância x concentração), a partir das quais foram obtidas equações para cálculo da concentração final do respectivo nutriente através do valor de absorbância lido.

Nitrito

Para determinar as concentrações de nitrito (N- NO₂) na água, foi utilizada a metodologia proposta por Golterman et al. (1978), que baseia-se na formação de um composto colorido róseo a partir da reação do nitrito com a sulfanilamida e o n-naftil etilenodiamina dihidroclorato em meio ácido. A determinação foi feita espectrofotometricamente a 543 nm.

Nitrato

Para detectar as concentrações de nitrato (N-NO₃) na água, foi utilizada a metodologia proposta por Mackereth et al. (1978), onde o nitrato é reduzido a nitrito por cádmio amalgamado com cloreto de mercúrio. Após, o nitrito é complexado com sulfanilamida e n-naftil etilenodiamina dihidroclorato, formando um composto nitrogenado colorido como descrito acima para o método do nitrito.

Amônia

Segundo Koroleff (1976), em solução moderadamente alcalina (pH entre 8,0 e 11,5), o íon amônio (N-NH_4^+) reage com hipoclorito de sódio formando monocloramina, a qual em presença de fenol e hipoclorito e catalisada por nitroprussiato, forma o composto azul de indofenol. A absorvância deverá ser lida em espectrofotômetro a 630 nm.

Orto-fosfato

De acordo com Strickland & Parsons (1960), os íons orto-fosfato formam um complexo amarelo com o molibdato de amônia em solução ácida, o qual é reduzido a um complexo azul em presença de ácido ascórbico, quando estimulado por antimônio tartarato de potássio. A absorvância lida espectrofotometricamente para determinação das concentrações de orto-fosfatos foi de 882 nm.

Alcalinidade total

A alcalinidade total foi mensurada por titulação das amostras com ácido clorídrico 0,01 N (Mackereth et al. 1978), o que dissocia os bicarbonatos em H_2CO_3 e CO_2 quando o pH atinge aproximadamente 4,35. O volume utilizado para a titulação foi colocado em uma fórmula que determina a alcalinidade em mEq/L.

Análise dos discos foliares

No laboratório, o material remanescente de cada *litter bag* foi lavado com água destilada sob uma peneira de 125 μm de abertura de malha para a retenção dos invertebrados aquáticos aderidos aos detritos foliares. Os invertebrados aquáticos

retidos na peneira foram preservados em álcool 70% para posterior contagem e identificação até o nível de família (Mugnai et al. 2010). Após a identificação, os invertebrados aquáticos foram classificados de acordo com os grupos tróficos estabelecidos por Cummins et al. (2005) e Merritt & Cummins (1996): coletores-raspadores, coletores-filtradores, fragmentadores, raspadores e predadores.

Após a lavagem das folhas, quando possível, foram selecionadas, cinco folhas de cada *litter bags* para a extração de três conjuntos de discos foliares, contendo cinco discos em cada conjunto (Fig. 11). Para isto, utilizou-se um cortador de discos de 12 mm de diâmetro. Um conjunto de discos foi utilizado para estimar a biomassa de fungos através da extração do ergosterol, o segundo conjunto foi utilizado para estimar a biomassa microbiana total através da quantificação do ATP e o terceiro conjunto de discos foi utilizado para determinar a massa seca livre de cinzas (MSLC). Os discos foram obtidos a partir de áreas contínuas das folhas, evitando-se as nervuras.

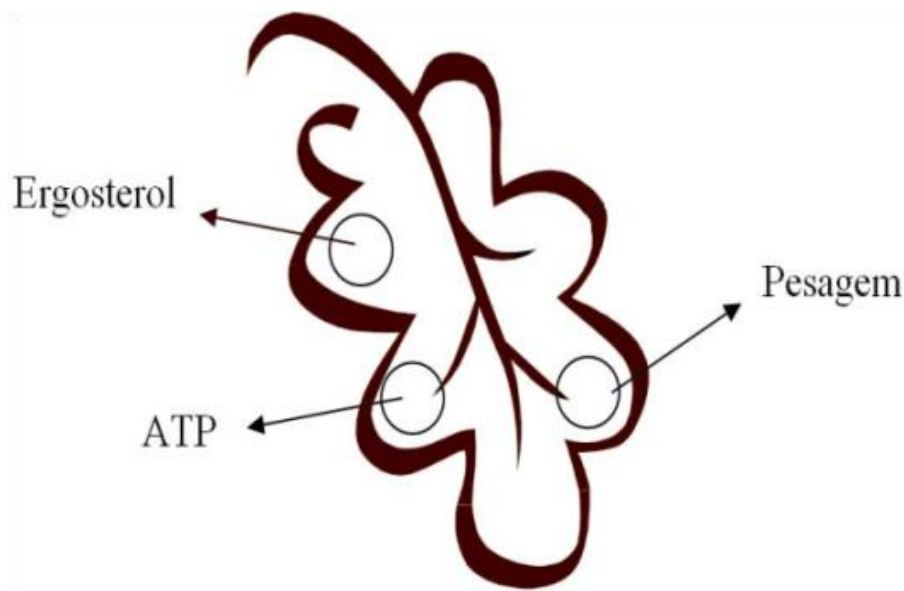


Figura 11: Esquema de retirada dos discos de folha, para as posteriores análises a serem realizadas com os mesmos.

Obtenção do Peso seco livre de cinzas

Para a obtenção do peso livre de cinzas, um conjunto de discos foi seco em estufa por 72h a 60 °C e pesados. Posteriormente, o mesmo conjunto de discos foi incinerado por quatro horas a 550°C em mufla sendo novamente pesado e determinado o peso seco livre de cinzas. Para obter a proporção de matéria orgânica presente na amostra, fez-se a diferença de peso antes e após a queima. O valor obtido representa a quantidade de cinzas da amostra.

Biomassa dos fungos (Ergosterol)

A biomassa dos fungos aquáticos nas folhas em decomposição foi avaliada pela quantificação do ergosterol, lipídeo exclusivo das membranas dos fungos, de acordo com a metodologia apresentada em Gessner (2005). O ergosterol foi extraído por ebulição das amostras em KOH/metanol à 80° C por 30 min. O extrato obtido foi filtrado em colunas de extração para a fase sólida, com a ajuda de um sistema de filtros a vácuo. O ergosterol então foi eluído com isopropanol e analisado por meio de cromatografia líquida com detector de UV visível - HPLC (Gessner 2005). Os valores obtidos foram expressos em μm de ergosterol por grama de massa seca livre de cinzas.

Biomassa microbiana total (ATP)

A biomassa microbiana dos microorganismos decompositores (Hifomicetos aquáticos e outros) foi avaliada por quantificação do ATP nos detritos foliares conforme metodologia descrita em Abelho (2005). Os discos retirados foram colocados em 5 mL de 0,05M de tampão (HEPES) e ácido sulfúrico 1,2N contendo 8 g L⁻¹ de ácido oxálico e em seguida foram triturados (Polytron, 1 min, position 30). O material resultante foi centrifugado e posteriormente filtrado (Sterile Millipore, 0.2 Dm). Para a quantificação

de ATP, foi retirada uma alíquota de 20 μL amostra e adicionado 130 μL de tampão e 50 μL da enzima Firefly e medidos num luminômetro (Abelho 2005).

Posteriormente, após a retirada dos discos, o material foliar remanescente foi triturado para a caracterização da qualidade química do detrito foliar. A qualidade química foi avaliada através dos valores obtidos para lignina, celulose, polifenóis, nitrogênio, fósforo e as razões iniciais de carbono e as relações Carbono: Fósforo, carbono: nitrogênio, e nitrogênio: fósforo. Abaixo apresento uma breve descrição das metodologias utilizadas.

Polifenóis

Para avaliar a concentração de polifenóis o material foi imerso em acetona 70%, centrifugado e posteriormente retirado o sobrenadante. Ao sobrenadante, foi acrescida solução de NaOH (0,1 N em Na_2CO_3 (2%), água destilada e o reagente Folin Denis, para leitura em espectrofotômetro (760 nm) (Bärlocher & Graça 2005).

Fósforo e nitrogênio

Para determinar o teor de nitrogênio e fósforo, as amostras foram secas, moídas e digeridas em ácido sulfúrico. As amostras utilizadas para a análise de nitrogênio foram digeridas em H_2SO_4 e H_2O_2 , destiladas sob solução de NaOH e indicador de ácido bórico e então tituladas com H_2SO_4 0.025M (Tedesco et al. 1995). O teor de fósforo total foi medido conforme o método proposto por Flindt e Lillebo 2005: Os detritos foliares foram queimados em mufla por 4hs a 500°C . As cinzas obtidas foram adicionadas água deionizada e ácido clorídrico. Após este procedimento as amostras foram filtradas. Soluções dos reagentes A (Molibdato de Amônia, Ácido sulfúrico e Antinônio de Potássio Tartarato) e B (ácido Ascórbico) foram adicionados as amostra para leitura da absorvância (882 nm).

Lignina e celulose

Para a determinação dos teores de lignina e celulose foi adicionada as amostras ácido sulfídrico e detergente CTAB e decahidronaftaleno, para filtragem. As fibras recolhidas após tratadas com acetona, permaneceram em estufa por 24 hr (105 °C) para posterior pesagem. Após este período, o conteúdo foi coberto com ácido sulfúrico 72% e filtrado para secagem em estufa e após pesagem, queimado em mufla e depois de nova pesagem usado no cálculo de lignina e celulose (Gessner 2005). Os teores de matéria orgânica foram calculados após incineração da amostra a 550 °C durante 4 hr. A determinação da perda de peso foi realizada pela diferença de peso seco a partir do peso inicial (Graça et al. 2006). A partir dos resultados da masa seca livre de cinzas (MSLC) foi estimada a quantidade do carbono através da multiplicação da MSLC por 0.53 (Wetzel 1983) e as relações de carbono: nitrogênio (C: N), de carbono: fósforo (C: P) e de nitrogênio: fósforo (N: P).

REFERÊNCIAS UTILIZADAS

Abelho M (2001) From litterfall to breakdown in streams: a review. *The Scientific World* 1: 656-680.

Abelho M (2005) Extraction and Quantification of ATP as a Measure of Microbial Biomass. In: **Methods to Study Litter Decomposition: A Practical Guide** (Eds. M.A.S. Graça, F. Bärlocher & M.O. Gessner), pp. 223-229. Springer, Dordrecht

Aerts R (1997) Climate, leaf litter chemistry and leaf litter decomposition in terrestrial ecosystems: a triangular relationship. *Oikos* 79: 439 - 449.

Allan JD; Castillo MM (2007) *Stream ecology: structure and function of running waters*. Dordrecht: Springer, 444p.

Ardón M; Pringle CM (2008) Do secondary compounds inhibit microbial- and insect-mediated leaf breakdown in a tropical rainforest stream Costa Rica? *Oecologia* 155: 311-323.

Arthington AH; Pusey BJ (2003) Flow restoration and protection in Australian rivers. *River Res Applic* 19: 377-395.

Averti I; Nganga Dominique N (2011) Litterfall, Accumulation and Decomposition in Forest Groves Established on Savannah in the Plateau Teke, Central Africa. **J Environ Sci Health Technol** 4: 601-610.

Bärlocher F; Graça MAS (2005) Total phenolics. In: M.A.S. Graça, F. Bärlocher & M.O. Gessner (eds.), **Methods to study litter decomposition: a practical guide**: 45-48. Springer

Benfield EF (2007) Decomposition of leaf material. In: **Methods in stream ecology** (Eds F.R. Hauer & G.A. Lamberti), pp. 711-720. Second Edition. Academic Press, San Diego.

Boyero L; Pearson RG; Dudgeon D; Graça MAS; Gessner MO; Albariño RJ; et al. (2011) Global experiment suggests climate warming will not accelerate litter decomposition in streams but may reduce carbon sequestration. **Ecology** 92: 1839-1848.

Boyero L, Pearson RG, Dudgeon D, Ferreira V, Graça MAS; Gessner MO et al (2012) Global patterns of stream detritivore distribution: implications for biodiversity loss in changing climates. **Global Ecol Biogeogr** 21:134-141.

Cardinale BJ, Nelson K, Palmer MA (2000) Linking species diversity to the functioning of ecosystems: on the importance of environmental context. **Oikos** 91: 175–183.

Cooper LW; Grebmeier JM; Larsen IL; Egorov VG; Theodorakis C; Kelly HP; Lovvorn JR (2002) Seasonal variation in sedimentation of organic materials in the St. Lawrence Island polynya region, Bering Sea. **Mar Ecol Prog Ser** 22: 13–26.

Couceiro SEM; Hamada N; Forsberg BR; Pimentel TP; Luz SLB (2012) A macroinvertebrate multimetric index to evaluate the biological condition of streams in the Central Amazon region of Brazil. **Ecol Indic** 18:118–125.

Cummins KW; Merritt RW; Andrade PCN (2005) The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in south Brazil. **Stud Neotrop Fauna Environ** 40: 69-89.

Chará-Serna AM; Zuñiga MDC; Pearson RG; Boyero Luz (2012) Diets of leaf litter-Associated invertebrates in three tropical streams. **Annales de Limnologie** 48:139- 144.

Che Salmah MR; Al-Shami SA; Hassan AA; Madrus MR; Huda AN (2013) Distribution of detritivores in tropical forest streams of peninsular Malaysia: role of temperature, canopy cover and altitude variability. **Int J Biometeorol**

Cheshire L; Boyero L; Pearson R G (2005) Food webs in tropical Australian streams: shredders are not scarce. **Freshw Biol** 50: 748-769.

Danger AR; Robson BJ (2004) The effect of land-use on leaf litter processing by macroinvertebrates in an Australian temperate coastal stream. **Aquat Sci** 66: 296 – 304.

Das M; Royer TV; Leff LG (2007) Diversity of fungi, bacteria and actinomycetes on leaves decomposing in a stream. **Appl Environ Microbiol** 73: 756–767.

Díaz Villanueva V; Trochine C (2005) The role of microorganisms in the diet of *Verger cf. limnophilus* (Trichoptera: Limnephilidae) larvae in a Patagonian Andean temporary pond. **Wetlands** 25: 473-479.

Dobson M; Magana A; Mathooko JM; Ndegwa FD (2002) Detritivores in Kenyan highland streams: more evidence for the paucity of shredders in the tropics? **Freshw Biol** 47: 909-919.

Dodds WK (2002). Freshwater ecology: Concepts and environmental applications. Academic

Fausch KD; Baxter CV; Murakami M (2010) Multiple stressors in north temperate streams: lessons from linked forest-stream ecosystems in northern Japan. **Freshw Biol** 55: 120-134.

Felfil JM; Silva Junior MC; Rezende AV; Nogueira PE; Walter BMT, Silva MA; Encinas JI (1997). Comparação florística e fitossociológica do cerrado nas chapadas Pratinha e dos Veadeiros. Pp. 6-11. In: L. Leite & C.H. Saito (Eds.). Contribuição ao conhecimento ecológico do cerrado. Ed. Universidade de Brasília. Brasília, DF.

Ferreira V; Chauvet E (2011) Synergistic effects of water temperature and dissolved nutrients on litter decomposition and associated fungi. **Glob Chang Biol** 17: 551-564.

Ferreira V; Encalada AC; Graça, MAS (2012) Effects of litter diversity on decomposition and biological colonization of submerged litter in temperate and tropical streams. **Freshw Sci** 31: 945-962

Findlay S (2010) Stream microbial ecology. **J North Am Benthol Soc** 29: 170-181.

Fischer H; Mille-Lindblom C; Zwirnmann E; Tranvik LJ (2006) Contribution of fungi and bacteria to the formation of dissolved organic carbon from decaying common reed (*Phragmites australis*). **Archiv für Hydrobiologie** 166:79-97.

França JS; Gregório RS; De Paula J; Gonçalves JF Jr.; Ferreira FA; Callisto M (2009) Composition and dynamics of allochthonous organic matter inputs and benthic stock in a Brazilian stream. **Mar Freshwater Res** 60: 990-998.

Gessner MO (1997) Fungal biomass, production and sporulation associated with particulate organic matter in streams. **Limnetica** 13:33-44.

Gessner MO; Chauvet E; Dobson M (1999) A perspective on leaf litter breakdown in streams. **Oikos** 85: 377-384.

Gessner MO; Chauvet E (2002) A case for using litter breakdown to assess functional stream integrity. **Ecol Appl** 12: 498-510.

Giller PS; Malmqvist B (1998) *The Biology of Streams and Rivers*. Oxford University Press, Oxford, 296.

Golterman HL; Clymo RS; Ohnstad MAM (1978) *Methods for physical and chemical analysis of freshwater*. Blackwell Sci. Publisher, Oxford.

Gonçalves JF Jr, França JS; Callisto M (2006) Dynamics of allochthonous organic matter in a tropical Brazilian headstream. **Braz Arch Biol Techn** 49: 967-973.

Gonçalves JF Jr; França JS; Medeiros AO; Rosa CA; Callisto M (2006) Leaf breakdown in a tropical stream. **Int Rev Hydrobiol** 91: 164–177.

Gonçalves JF Jr; Graça MAS; Callisto M (2007) Litter decomposition in a Cerrado savannah stream is retarded by leaf toughness, low dissolved nutrient levels and low density of shredders. **Freshw Biol** 52: 1440–1451.

Gonçalves JF; Rezende RS; Martins NM; Gregório RS (2012) Leaf breakdown in an Atlantic Rain Forest stream. **Aust Ecol** 37: 807-815.

Gonçalves JF; Callisto M (2013) Organic-matter dynamics in the riparian zone of a tropical headwater stream in Southern Brasil. **Aquat Bot** 109: 8-13.

Goncalves JF; Rezende RS; Gregório RS; Valentin GC (2014) Relationship between dynamics of litterfall and riparian plant species in a tropical stream. **Limnologica** 44: 40– 48.

Gulis V; Suberkropp K (2003) Leaf litter decomposition and microbial activity in nutrient-enriched and unaltered reaches of a headwater stream. **Freshw Biol** 48:123–134.

Graça MAS (2001) The role of invertebrates on leaf litter decomposition in streams: a review. **Int Rev Hydrobiol** 86: 383-393.

Graça MAS; Canhoto C (2006) Leaf litter processing in low order streams. **Limnetica** 25:1-10.

Graça MAS; Cressa M (2010) Leaf quality of some tropical and temperate tree species as food resource for stream shredders. **Int Rev Hydrobiol** 95: 27-41.

Gregory SV; Swanson FJ; McKee WA; Cummins, KW (1991) An ecosystem perspective of riparian zones. **Bioscience** 41:540–551.

Hart SK; Hibbs DE; Perakis SS (2013) Riparian litter inputs to streams in the central Oregon Coast Range. **Freshw Sci** 32:343-358.

Hauer FR; Lamberti GA (1996). *Methods in stream ecology*. Academic. Press, San Diego

Heino J (2009) Biodiversity of aquatic insects: spatial gradients and environmental correlates of assemblage-level measures at large scales. **Freshw Reviews** 2(1):1-29.

Hering D; Johnson RK; Kramm S; Schmutz S; Szoszkiewicz K.; Verdonschot PFM (2006). Assessment of European streams with diatoms, macrophytes, macroinvertebrates and fish: a comparative metric-based analysis of organism response to stress. **Freshw Biology** 51: 1757-1785.

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

Hladyz S; Tiegs SD; Gessner MO; Giller PS; Rîşnoveanu G; Preda E; Nistorescu M; Schindler M; Woodward G (2010) Leaf-litter breakdown in pasture and deciduous woodland streams: a comparison among three European regions. **Freshw Biol** 55: 1916–1929.

Irons JG; Oswood MW; Stout JR; Pringle CM (1994) Latitudinal patterns in leaf litter breakdown: Is temperature really important? **Freshw Biol** 32: 401- 411.

Janke H; Trivinho-Strixino S (2007) Colonization of leaf litter by aquatic macroinvertebrates: a study in a low order tropical stream. **Acta limnol Bras** 19(1): 109-115

Jinggut T; Yule CM; Boyero L (2012) Stream ecosystem integrity is impaired by logging and shifting agriculture in a global megadiversity centre (Sarawak, Borneo). **Sci Total Environ** 437: 83-90.

Jonsson M., Malmqvist B, Hoffsten P (2001) Leaf litter breakdown rates in boreal streams: Does shredder species richness matter? **Freshw Biol** 46: 161-171.

Krauss GJ; Solé M; Krauss G; Schlosser D; Wesenberg D; Bärlocher F (2011) Fungi in freshwaters: ecology, physiology and biochemical potential. **Microbiol Rev** 35: 620–651

Kominosk JS; Rosemond AD (2012) Conservation from the bottom up: forecasting effects of global change on dynamics of organic matter and management needs for river networks. **Freshw Science** 31: 51-68.

Kominoski JS; Larranaga S; Richardson JS (2013) Invertebrate feeding and emergence timing vary among streams along a gradient of riparian forest composition. **Freshw Biol** 57:759-752

Koroleff F (1976) Determination of nutrients. In: Grasshoff, K. (ed.), *Methods of Sea Water Analysis*. Verlag. Chemie, Weinheim, pp. 117-181.

Lawrence D (2005) Regional-Scale Variation in Litter Production and Seasonality in Tropical Dry Forests of Southern Mexico. **Biotropica** 37(4): 561–570.

Lecerf A; Chauvet E (2008) Diversity and functions of leaf-associated fungi in human-altered streams. **Freshw Biol** 53:1658-1672.

Lecerf A; Richardson JS (2010) Litter decomposition can detect effects of high and moderate levels of forest disturbance on stream condition. **Forest Ecol Manag** 259: 2433-2443.

Leroy CJ; Marks JC (2006) Litter quality, stream characteristics and litter diversity influence decomposition rates and macroinvertebrates. **Freshw Biol** 51: 605-617.

Lewin I; Izabela Czerniawska-Kusza I, Krzysztof Szoszkiewicz K, Ławniczak A; Jusik S (2013) Biological indices applied to benthic macroinvertebrates at reference conditions of mountain streams in two ecoregions (Poland, the Slovak Republic). **Hydrobiologia** 709: 183-200.

Li Dudgeon D (2009) Effects of leaf toughness and nitrogen content on litter breakdown and macroinvertebrates in a tropical stream. **Aquat Sci** 71: 80–93

Ligeiro R; Moretti MS; Gonçalves JF Jr; Callisto M (2010) What is more important for invertebrate colonization in a stream with low-quality litter inputs: exposure time or leaf species? **Hydrobiologia** 654: 125-136.

Lima WP; Zakia MJB (2000) Hidrologia de matas ciliares. In: Rodrigues, R.R.; Leitão Filho, H.F. Matas ciliares: conservação e recuperação. São Paulo: EDUSP/ Fapesp 3: 33-44.

Mackereth FJH; Heron J; Talling JF (1978) Water Analysis: some revised methods for limnologists. Freshwater Biological Association, Scientific Publication 36.

Malmqvist B; Rundle S (2002) Threats to the running water ecosystems of the world. **Environmental Conservation** 29: 134-153.

Mathuriau C, Thomas AGB, Chauvet E (2008) Seasonal dynamics of benthic detritus and associated macroinvertebrate communities in a neotropical stream. **Fundam Appl Limnol** 171: 323–333.

Merritt RW; Cummins KW (1996): **An introduction to aquatic insects of North America**. 3rd Ed. Kendall/Hunt Publishing Company, Iowa, USA

Molinero J, Pozo J (2006) Organic matter, nitrogen and phosphorus fluxes associated with leaf litter in two small streams with different riparian vegetation: a budget approach. **Arch Hydrobiol** 166: 363–385.

Morellato LPC; Talora DC; Takahasi A; Bencke CC; Romera EC; Zipparro VB (2000) Phenology of Atlantic Rain Forest trees: a comparative study. **Biotropica** 32:811-823.

Moretti M; Gonçalves JF; Callisto M (2007) Leaf breakdown in two tropical streams: Differences between single and mixed species packs. **Limnologica** 37:250-258.

Mugnai R; Nessimian JL; Baptista DF (2010) Manual de identificação de Macroinvertebrados aquáticos do Estado do Rio de Janeiro. Techinal Books Editora, Rio de Janeiro.

McKie BG; Malmqvist B (2009) Assessing ecosystem functioning in streams affected by forest management: increased leaf decomposition occurs with-out changes to the composition of benthic assemblages. **Freshw Biol** 54: 2086–2100.

Naiman RJ & Décamps H (1997) The ecology of interfaces: Riparian zones. **Annual Review of Ecology, Evolution, and systematics**, 28, 621-658.

Nascimento, R (2002) Atlas Ambiental de Florianópolis. Instituto Larus, Florianópolis, BR.

Neto RR; Madureira LAS (2000) Caracterização de bioindicadores nos sedimentos da Lagoa do Peri, Ilha de Santa Catarina, SC. **Acta Limnol Brasil** 12:113-125.

Oliveira AFM; Meirelles ST; Salatino A (2003) Epicuticular waxes from caatinga e cerrado species and their efficiency against water loss. **An Acad Bras Ciênc** 75:431-439.

Paul MJ; Meyer JL (2000) Streams in the urban landscape. **Annu Rev Ecol Evol Syst**, Palo Alto, 32:333-365.

Pascoal C; Cássio F (2004) Contribution of fungi and bacteria to leaf litter decomposition in a polluted river. **Appl Environ Microbiol** 70: 5266–5273.

Pascoal C; Cássio F; Marvanová L (2005) Anthropogenic stress may affect aquatic hyphomycetes diversity more than leaf decomposition in a low order stream. **Arch Hydrobiol** 162: 481–496.

Pérez J; Muñoz-Dorado J; De La Rubia T; Martínez J (2002) Biodegradation and biological treatments of cellulose, hemicellulose and lignin: an overview. **Int Microb** 5:53-63.

Pérez J; Basaguren A; Enrique Descals E; Larrañaga A; Pozo J (2013) Leaf-litter processing in headwater streams of northern Iberian Peninsula: moderate levels of eutrophication do not explain breakdown rates. *Hydrobiologia* .

Raviraja NS; Nikolcheva LG; Bärlocher F (2005) Diversity of aquatic hyphomycete conidia assessed by microscopy and by DGGE. **Microbial Ecol** 49: 1-7.

Richardson JS; Shaughnessy CR; Harrison PG (2004): Litter breakdown and invertebrate association with three types of leaves in a temperate rainforest stream. **Arch Hydrobiol** 159: 309 – 325.

Richardson JS; Thompson RM (2009) **Setting conservation targets for freshwater ecosystems in forested catchments**. Pp. 244-263 In: Villard, M.-A. & BG. Jonsson (Eds.) *Setting Conservation Targets for Managed Forest Landscapes*. Cambridge University Press

Romaní AM; Fischer H; Mille-Lindblom C; Tranvik LJ (2006) Interactions of bacteria and fungi on decomposing litter: differential extracellular enzyme activities. **Ecology** 87: 2559-2569.

Silva-Junior EF; Moulton TP; Boëchat IG; Gücker B (2014) Leaf decomposition and ecosystem metabolism as functional indicators of land use impacts on tropical streams. **Ecol Indic** 36: 195-204.

Sobral M; Jarenkow JA; Brack P; Irgang B; Larocca J; Rodrigues RS (2006) **Flora Arbórea e Arborescente do Rio Grande Do Sul**, Brasil. Rima/Novo Ambiente, São Carlos.

Suberkropp, K. 1992. Interactions with invertebrates. In: **The Ecology of Aquatic Hyphomycetes**. Felix Bärlocher (ed): 118-134. Ecological Studies 94, New York, Berlin: Springer-Verlag.

Suberkropp K; Chauvet E (1995) Regulation of leaf breakdown by fungi in streams: influences of water chemistry. **Ecology** 76:1433–1445.

Suberkropp K (1998) Effect of dissolved nutrients on two aquatic hyphomycetes growing on leaf litter. **Mycol Res** 102: 998-1002.

Suberkropp K; Gulis V; Rosemond AD; Benstead JP (2010) Ecosystem and physiological scales of microbial responses to nutrients in a detritus -based stream: Results of a 5-year continuous enrichment. **Limnol Oceanogr** 55: 149-160.

Sutherland JW; Freckleton RP; Godfray HC et al. (2013) Identification of 100 fundamental ecological questions. **J Ecol** 101: 58-67.

Snyder CD; Young JA; Vilella R.; Lemarié DP (2003) Influences of upland and riparian land use patterns on stream biotic integrity. **Landscape Ecology**, Athens 18: 647-664.

Strickland JDH; Parsons TR (1960) A manual of seawater analysis. **J Fish Res Board Can** 167 311p.

Sweeney BW et al. (2004) Riparian deforestation, stream narrowing, and loss of stream ecosystem services. **Proceedings of the National Academy of Sciences** 101:14132–14137.

Tilman D (1999) "The ecological consequences of changes in biodiversity: A search for general principles." **Ecology** 80: 1455-1474.

Tilman D; Fargione J; Wolff B et al. (2001) Forecasting Agriculturally Driven Global environmental Change. **Science** 281:292

Touma BR; Encalada AC; Fornells NP (2009) Leaf Litter Dynamics and Its Use by Invertebrates in a High-Altitude Tropical Andean Stream. **Int Rev Hydrobiol** 94: 357-371.

Townsend CR, Begon M, Harper JL (2006) **Fundamentos em ecologia**. Artmed, Porto Alegre.

Tundisi JG; Tundisi TM (2010) Potencial impacts of changes in the Forest Law in relation to water resources. **Biota Neotrop** 10(4): 67-76.

Tucci C; Mendes AC (2006) **Avaliação ambiental integrada de bacia hidrográfica**. MMA; PNUD, 311p.

- Van rajj B, Andrade JC, Cantarella H, Quaggio JA (2001). **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais**. Instituto Agronômico, Campinas: 285p.
- Vannote RL; Minshall GW; Cummins KW; Sedell JR; Cushing CE (1980) The river continuum concept. **Can J Fish Aquat Sci** 37: 130-137.
- Vendrami JL; Jurinitz CF; Castanho CT; Lorenzo L; Oliveira AA (2012) Litterfall and leaf decomposition in forest fragments under different successional phases on the Atlantic Plateau of the state of Sao Paulo, Brazil. **Biota Neotrop** 12:136-143.
- Vitousek PM, Mooney HA, Lubchenco J and Melillo JM (1997) Human domination of Earth's ecosystems. **Science** 277: 494-499.
- Wantzen K M, Wagner R, Suetfeld R & Junk W J (2002) How do plant–herbivore interactions of trees influence coarse detritus processing by shredders in aquatic ecosystems of different latitudes? Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte **Limnologie** 28:815–821.
- Wantzen K M; Wagner R (2006) Detritus processing by invertebrate shredders: a neotropical-temperate comparison. **J North Am Benthol Soc** 25: 216-232.
- Wantzen KM, Yule CM, Mathooko JM, Pringle CM (2008) Organic Matter Processing in Tropical Streams. In: Dudgeon, editors. **Tropical stream ecology**. Academic Press, Oxford. pp. 44-60.
- Wallace JB; Eggert SL; Meyer JL; Webster JR (1997) Multiple trophic levels of a Forest stream linked to terrestrial litter inputs. **Science** 277:102–104.
- Webster JR; Benfield EF (1986) Vascular plant breakdown in freshwater ecosystems. **Annu Rev Ecol Syst** 17: 567-594.
- Young RG; Matthaei CD; Townsend CR (2008) Organic matter breakdown and ecosystem metabolism: functional indicators for assessing river ecosystem health. **J North Am Benthol Soc** 27: 605-625.
- Yule CM & Gomez LN (2008) Leaf litter decomposition in a tropical peat swamp forest in Peninsular Malaysia. **Wetlands Ecology and Management**.
- Zelamea M & González M (2008) Leaf fall phenology in a subtropical wet forest in Puerto Rico: from species to community patterns. **Biotropica** 40: 295–304.

Capítulo 1

Submetido para a revista Plos One

Os capítulos desta tese foram redigidos atendendo às normas específicas para teses do Programa de Pós-Graduação em Ecologia, UnB

Efeito temporal no processamento da matéria orgânica particulada grossa em riachos tropicais

Aurea L Lemes da Silva¹, Leonardo K Lisboa², Ana Emilia Siegloch³, Mauricio M Petrucio⁴ & José F Gonçalves Júnior¹

1 Laboratório de Limnologia, Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, DF, Brasil, **2** Laboratório de Ecologia de Rios e Córregos, Departamento de Ecologia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, RJ, Brasil, **3** Programa de Pós-Graduação em Ambiente e Saúde, Universidade do Planalto Catarinense, Campus Lages, Lages-SC, Brasil, **4** Laboratório de Ecologia de Águas Continentais, Departamento de Ecologia e Zoologia, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis-SC, Brasil

*e-mail: aurealuizalemes@gmail.com

Resumo

Embora o aporte de matéria orgânica alóctone apresente um papel fundamental nos processos ecossistêmicos aquáticos, poucos estudos tem avaliado como a variabilidade temporal na entrada de matéria orgânica pode afetar as taxas de decomposição foliar. O objetivo deste estudo foi quantificar o aporte de detritos foliares durante um ciclo anual e avaliar se mudanças na quantidade e na qualidade do detrito foliar entregue para o riacho modifica as taxas de decomposição foliar. Para isto nos selecionamos um trecho de 100m em um riacho de terceira ordem, onde através de baldes nos quantificamos a entrada vertical de detritos foliares para o riacho. Em intervalos mensais, os detritos acumulados dentro dos baldes foram removidos, pesados úmidos, e o balde com a maior massa foliar em cada corda foi selecionado para ser utilizado no experimento de decomposição foliar. Quinze litterbags foram incubados mensalmente e removidos após 30 dias para determinar a porcentagem de massa remanescente, composição química, ATP, ergosterol e invertebrados aquáticos. Parâmetros da água (°C, OD, pH) foram

mensurados mensalmente in situ e, em laboratório as concentrações de nitrito, nitrato, amônia, orto fosfato e a alcalinidade total foram determinadas. Os resultados demonstraram uma variação temporal no aporte de detrito foliar para o riacho e esta variação pode ser explicada por mudanças na precipitação (diminuição na biomassa) e por uma relação causal com a intensidade da radiação solar (aumento na biomassa). Da mesma forma, observamos uma variação temporal na qualidade do detrito foliar como resultado do tipo de detrito entregue para o riacho. Detritos contendo menores concentrações de lignina e celulose, e maiores concentrações de nitrogênio apresentaram uma taxa de decomposição maior quando comparado aos detritos foliares com menor concentração de nitrogênio e uma maior concentração de lignina e polifenóis. Mudanças temporais na química do detrito apresentaram uma relação direta com a colonização microbiana e dos invertebrados aquáticos e, conseqüentemente com as taxas de decomposição encontrada. Como conclusão nos encontramos uma variação mensal na entrada de matéria orgânica para o riacho como resultado de fatores climáticos regionais e características da vegetação ripária e nos concluímos que modificações no aporte do detrito foliar influencia a comunidade decompositora interferindo nas taxas de decomposição foliar.

Palavra-chaves: Vegetação ripária, queda dos detritos foliares, decomposição dos detritos, rios tropicais, Brasil

Abstract

Although the litterfall play an important role in the ecosystem processes in tropical streams, surprisingly few studies have assessed how this temporal variability might to affect the litter breakdown rates. The aim of this study was to quantify the litterfall over a yearly cycle and assess if changes in their amount and quality modify the litter breakdown rates. For this, we selected a 100-meter section in 3rd order stream where by buckets we quantify the vertical input of litterfall. At monthly intervals, the litter accumulated into the buckets was removed, weighed wet and the buckets with the highest leaf mass were used for the breakdown experiments. Fifteen litterbags were incubated monthly and removed after 30 days to determine the percentage of leaf remaining mass, chemical composition, ATP, ergosterol and aquatic invertebrates. Water parameters (e.g. °C, DO, pH) were monthly measured in situ, and at laboratory concentrations of nitrite, nitrate, ammonia, ortho-phosphate and total alkalinity were determined. The results showed a temporal variation in the input of leaf detritus to the stream and this variation can be explained by change in the precipitation (decrease in biomass) and a causal relationship with the intensity of solar radiation (increase in biomass). Similarly, we observed a temporal variation in litter quality as a result of the type of litter leaf delivered to the stream. Detritus containing lower concentrations of lignin and cellulose, and higher concentrations of nitrogen showed a higher rate of decomposition when compared to leaf litter with lower concentrations of nitrogen and a higher concentration of lignin and polyphenols. Temporal changes in the chemistry of detritus showed a direct relationship with the microbial and aquatic invertebrate colonization, and consequently with decomposition rates found. In conclusion, we found a monthly variation in the input of organic matter to the stream as a result of regional climatic factors and characteristics of riparian vegetation and we concluded that changes in the input of leaf litter influences in the decomposers community and consequently in the litter breakdown rates.

Keywords: riparian vegetation, litterfall, litter breakdown, tropical streams, Brazil

INTRODUÇÃO

Nas últimas décadas, inúmeras pesquisas têm investigado a função da vegetação ripária como fonte de energia e matéria para os ecossistemas aquáticos (Kominoski et al. 2013; Gonçalves et al. 2014). A questão central é que a vegetação ripária fornece energia e nutrientes essenciais aos ecossistemas aquáticos adjacentes (Wallace et al. 1997), principalmente para os pequenos riachos florestados. Estes dependem da entrada de matéria orgânica alóctone para efetivação de seus processos ecológicos, uma vez que o sombreamento causado pelo dossel das árvores diminui a produtividade primária destes riachos (Vannote et al. 1980). Assim, a entrada de detritos foliares passa a ser a principal fonte de matéria e energia, servindo como recurso alimentar e fornecendo abrigo e refúgio para a comunidade aquática (Graça 2001; Tank et al. 2010; Bruder et al. 2013). Desta forma, a queda do detrito foliar é um dos mais importantes eventos em pequenos riachos florestados (Zalamea & González 2008).

Os detritos foliares oriundos das diferentes espécies vegetais presentes na vegetação ripária são caracterizados por apresentarem uma elevada diversidade de compostos químicos (Kominoski et al. 2009), que variam em suas concentrações de lignina, celulose, polifenóis, nitrogênio e fósforo (Gessner & Chauvet 1994; Aerts 1995). Formados basicamente por matéria orgânica particulada, estes detritos foliares alóctones são compostos por folhas, galhos e partes reprodutivas (Benfield 1997; Abelho 2001). O aporte destes detritos alóctones depende de dois fatores principais: o tipo de vegetação ripária presente e os fatores climáticos predominantes que influenciam os padrões de senescência foliar (Touma et al. 2009). Por exemplo, florestas decíduas são altamente sazonais e, dependendo da fenologia das espécies vegetais presentes, as maiores quantidades de queda de MO ocorrem durante certos períodos do ano, geralmente entre o outono e o inverno (Abelho 2001) e a

decomposição deste material sustenta as cadeias alimentares aquáticas ao longo de todo o ano (Artmann et al. 2003). Nestas regiões, as baixas temperaturas são tidas como o principal fator na queda do detrito foliar (Zhang et al. 2014).

Nos riachos tropicais, apesar dos esforços para entender a dinâmica da matéria orgânica, ainda persiste uma carência de informações sobre como esta dinâmica influencia no funcionamento dos riachos. Nestas áreas, o período de queda foliar é mais variável, em partes, devido à alta diversidade das espécies vegetais presentes e suas respostas em função das condições ambientais locais (Wantzen et al. 2008). Por exemplo, em regiões onde existe uma estação seca bem definida, a queda do detrito foliar é um mecanismo para a conservação de água, sendo altamente sazonal, com picos frequentemente associados ao fim da estação seca (França et al. 2009; Gonçalves et al. 2014) e o início da estação chuvosa (Gonçalves et al. 2013). Entretanto, em algumas regiões, raramente há uma estação seca marcante. Nestas áreas, uma entrada contínua de MO pode ocorrer durante todo o ano com picos frequentemente associados às características da vegetação (desenvolvimento e fenologia) e a outros fatores ambientais além das fortes chuvas e ventos da região (Wantzen et al. 2008).

Diferenças temporais na produção de MO dentro de diferentes tipos de ecossistemas tem sido destaque de alguns trabalhos (Zhang et al. 2014; Hart et al. 2013). Entretanto, até o momento, nenhum estudo tem avaliado como estas diferenças podem afetar processos ecossistêmicos, tais como a decomposição foliar. A decomposição foliar é influenciada pela qualidade do detrito, atividade dos consumidores e condições ambientais (Tank et al. 2010; Kominoski & Rosemond 2012). A composição química e estrutura física dos detritos foliares influenciam a preferência dos fragmentadores e a taxa de colonização microbiana (Graça et al. 2001; Hladyz et al. 2009; Ligeiro et al. 2010). Além disto, variáveis ambientais tais como

temperatura do ar, chuvas e radiação solar podem influenciar também nos padrões temporais na queda dos detritos foliares (Zalamea & González 2008; Averti & Dominique 2011) e seu processamento (Menéndez et al. 2003). Por exemplo, alguns estudos têm encontrado rápidas taxas de decomposição foliar durante a primavera do que no outono, os quais foram atribuídos às altas temperaturas e ao aumento da densidade de invertebrados. Por outro lado, estudos têm demonstrado o efeito oposto, menores taxas de decomposição na primavera do que no outono, sendo este resultado atribuído à redução na decomposição microbiana e densidade de invertebrados (Bergfur 2007).

A compreensão de como os fatores bióticos e abióticos interfere no funcionamento dos ecossistemas aquáticos tem avançado rapidamente ao longo dos últimos anos (Sutherland et al. 2013). Entretanto, algumas questões permanecem indefinidas, principalmente nos ecossistemas tropicais. Neste trabalho, nós investigaremos as seguintes questões: (1) A entrada de detritos foliares em pequenos riachos tropicais apresenta uma variação temporal em função de fatores ambientais locais? (2) a qualidade do detrito (avaliada através da composição química) que entra nos ecossistemas aquáticos interfere nos processos de colonização por microorganismos e invertebrados aquáticos alterando as taxas de decomposição foliar? Nós trabalhamos com as seguintes hipóteses: (1) A dinâmica de MO nas zonas ripárias é influenciada pelo tipo de vegetação ripária presente e pelos fatores regionais tais como temperatura e precipitação (2) alterações na quantidade e qualidade (composição química) de matéria orgânica alóctone modifica o processo de colonização por microorganismos e invertebrados aquáticos, interferindo na decomposição foliar, um importante processo ecossistêmico em riachos florestados (Gessner et al. 1999).

MATERIAL E MÉTODOS

Área de Estudo

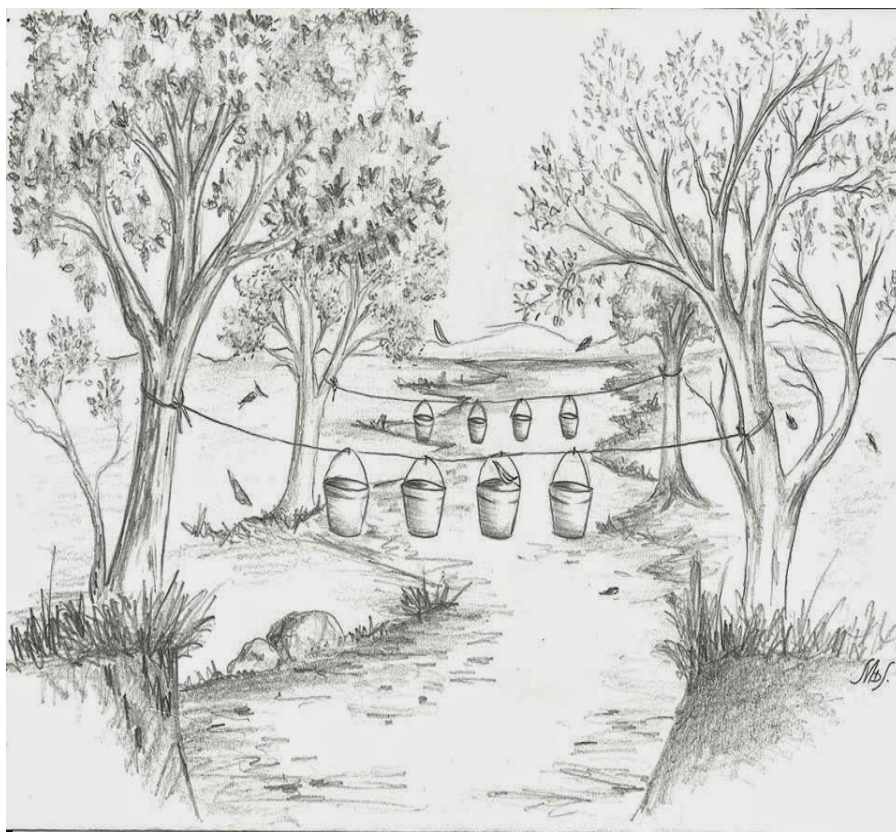
Este estudo foi realizado de Setembro de 2010 a Setembro de 2011, através de amostras mensais realizadas ao longo da zona ripária do riacho Cachoeira Grande, um riacho de 3º ordem, localizado na bacia hidrográfica da lagoa do Peri (27° 44'S e 48 ° 31'W), Florianópolis, Sul do Brasil. O riacho tem suas nascentes situadas a 280 m de altitude e se estende por 1,17 km até desaguar na Lagoa do Peri, drenando uma área de 1,66 km² (Santos et al. 1989). A região é recoberta por Floresta Ombrófila Densa em estágio avançado de regeneração, possuindo um dos fragmentos vegetais mais desenvolvidos da Ilha de Santa Catarina, podendo inclusive apresentar focos de floresta primária restritos nos altos das encostas nas regiões de nascentes (Neto & Klein, 1991). O clima é tropical úmido, com ausência de estação seca e tendo chuvas bem distribuídas ao longo do ano (1.850 mm chuva anual), embora as maiores precipitações sejam mais concentradas nos meses de primavera e verão (Outubro- Março) (Lemes-Silva et al., 2014). A temperatura muda com as estações do ano, variando de 2°C no inverno para 35°C no verão (Hennemann & Petrucio 2011). Devido à localização de difícil acesso, o riacho Cachoeira Grande é considerado como conservado.

Desenho Experimental

Dinâmica da material orgânica

A quantificação vertical dos detritos foliares para o riacho foi avaliada através de baldes inseridos a 2 metros acima da superfície da água. Noventa baldes foram distribuídos em 5 pontos amostrais, estando estes distante 20m. Em cada ponto

amostral, 18 baldes foram dispostos em três cordas, contendo seis baldes por corda, espaçados ao longo das cordas presas nas árvores, perpendiculares ao curso d'água (Fig.1 esquemático simplificado).



Gravura: Mari Dalva e Staffen

Figura 1: Figura esquemática simplificada (vista do plano) mostrando a disposição dos baldes verticais ao longo de um trecho de riacho. Em cada ponto de amostragem, 18 baldes foram dispostos em três fileiras contendo seis baldes cada, espaçados ao longo de uma corda presa ao banco do córrego, perpendicular ao curso de água.

Em intervalos mensais, os detritos acumulados nos baldes foram removidos, pesados (úmido) *in situ* e o balde com a maior massa foliar em cada corda foi utilizado no experimento de decomposição foliar (ver abaixo). O conteúdo dos outros cinco baldes restantes em cada corda foi armazenado em sacos plásticos devidamente identificados para posterior pesagem e identificação em laboratório. Em laboratório, o material foi seco em estufa a 60°C durante 72h até obter peso constante. Após este

período, as folhas foram separadas e identificadas até o menor nível taxonômico possível utilizando-se bibliografia disponível e comparações morfológicas com amostras previamente identificadas a partir de outros estudos (Sobral et al. 2006). Os dados de precipitação, intensidade do vento e as temperaturas médias do ar durante todo o período do estudo foram fornecidos pela Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina (EPAGRI).

Decomposição dos detritos foliares

O experimento de decomposição foi realizado junto com a quantificação do aporte vertical dos detritos foliares. Devido ao tamanho dos *litter bags* utilizados (15 x 15 cm; malha de 10 mm), apenas as folhas maiores que 10 mm de comprimento foram selecionadas para a utilização no experimento de decomposição foliar, uma vez que folhas menores podiam passar pela malha utilizada. As folhas selecionadas a partir dos baldes com a maior quantidade de material foliar (um balde por corda) foram inseridas dentro de *litter bags* e incubadas no riacho para decompor por 30 dias. A quantidade de material foliar inserido variou de 1 a 4 g. Após um mês de incubação, os *litter bags* foram removidos e substituídos por novos. Após a remoção, eles foram colocados dentro de sacos plásticos individuais e transportados em caixas térmicas para o laboratório. Quinze amostras mensais (cinco pontos x três *litter bags*) foram incubadas mensalmente no riacho por um período de 12 meses.

Características químicas e físicas da água

Os valores de oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, pH e temperatura da água foram mensurados *in situ* mensalmente em cada um dos cinco pontos amostrais utilizando-se uma sonda multi-parâmetro YSI Model. As concentrações de Amônia

(Koroleff 1976), Nitrato (Mackereth et al. 1978), Nitrito (Golterman et al. 1978) e Fósforo reativo (Strickland & Parsons 1960), foram determinados em laboratório a partir de amostras de água (filtrada em 0.7 µm de poro- *filtro de fibra* de vidro), coletadas em cada um dos cinco pontos amostrais. Foi coletado 1 L de água em cada ponto amostral. A alcalinidade total foi determinada através da titulação de 50-100 mL de água do riacho utilizando-se H₂SO₄ 0.02N até encontrar um pH próximo a 3.75 (APHA 2005). Medidas de profundidade local e velocidade de corrente foram obtidas em cada um dos pontos amostrais. Todas as medidas abióticas foram aferidas mensalmente.

Procedimentos em laboratório

Em laboratório, os detritos remanescentes dos *litter bags* foram lavados com água destilada com auxílio de uma peneira de 125 µm para retenção dos invertebrados associados aos detritos. Para cada *litter bag*, em todos os pontos amostrais, foram selecionados quando possível cinco folhas, e com o uso de um furador de discos (n=8, 1,5 cm de diâmetro), retirou-se três discos de cada uma, formando-se assim três conjuntos com cinco discos cada. Os discos foram obtidos a partir de áreas contínuas das folhas, evitando-se as nervuras principais. Um conjunto de discos foi utilizado para a determinação da biomassa fúngica (através da quantificação do ergosterol), o 2º foi utilizado para a determinação da biomassa microbiana total (através da quantificação do ATP) e o 3º foi utilizado para o cálculo da massa seca livre de cinzas (MSLC; secas em estufa a 60 °C por 72h, pesado e queimado a 550 °C durante 4h, e novamente pesados para determinar o teor de cinzas e MSLC restante). Para tanto, um conjunto de discos foi previamente seco em estufa por 72h a 60 °C e pesados. Posteriormente, este mesmo conjunto de discos foi incinerado por quatro horas a 550°C em mufla, sendo repesados

novamente e determinado o peso seco livre de cinzas. Para obter a proporção de matéria orgânica presente na amostra, fez-se a diferença de peso antes e após a queima. O valor obtido representa a quantidade de cinzas da amostra.

Após a remoção dos discos, os detritos restantes foram colocados em vasilhas de alumínio e secos em estufa a 60 °C por 72 h para determinação do peso seco. Posteriormente, as folhas secas foram trituradas para a caracterização da composição química. A qualidade química foi avaliada através da quantificação inicial das concentrações de lignina/celulose, polifenóis, nitrogênio, fósforo e da determinação das relações iniciais de C:P, C:N e N:P. Para determinar os conteúdos de fibra, lignina e celulose foram utilizadas 250 mg de detritos. A proporção dos compostos estruturais foi estimada a partir de remoções sucessivas de tais elementos dos detritos, após lavagem em solução de ácido detergente e de ácido sulfúrico a 72%. Os valores foram obtidos a partir de diferenças de peso, após contato das amostras com cada reagente e queima em mufla a 500 °C (overnight) (Gessner 2005). As concentrações de polifenóis totais encontrados nos detritos foram determinadas através do método de extração em acetona 70% por uma hora, a 4 °C. As amostras foram centrifugadas e uma alíquota do sobrenadante foi retirado para a leitura, realizada em espectrofotômetro (760 nm) (Bärlocher & Graça 2005).

As concentrações de fósforo foram determinadas por digestão em ácido perclórico, sulfúrico e nítrico, em placa digestora, a 300°C, tendo a leitura realizada em espectrofotômetro (882 nm). Os teores de nitrogênio foram determinados através do método de Kjeldahl, através do qual a amostra é digerida com ácido sulfúrico concentrado sob aquecimento, o que transforma todo o nitrogênio orgânico em íon amônio. Em uma etapa subsequente, a solução obtida foi alcalinizada com hidróxido de sódio concentrado e a amônia produzida nessa etapa foi destilada e captada por uma

solução de ácido bórico, que então é titulada com ácido sulfúrico padronizado (Tedesco et al. 2005). A partir dos resultados de MSLC estimou-se a quantidade do carbono através da multiplicação da MSLC por 0.53 (Wetzel 1983) e as relações de carbono: nitrogênio (C: N), de carbono: fósforo (C: P) e de nitrogênio: fósforo (N: P).

Biomassa Total da Comunidade Microbiana (ATP)

A biomassa total dos microorganismos decompositores (hifomicetos aquáticos e outros) foi determinada através da quantificação das concentrações de ATP encontradas nos detritos foliares como descrito em Abelho (2005): os discos foliares com 5ml de 1.2 N H₂SO₄ contendo 8 g/L ácido oxálico e 5mL solução tampão HEPES foram triturados ((Polytron, 1 min, posição 30) e centrifugados (Eppendorf 5430R, 20 min, 4 °C e 10,000 g). Após esse procedimento, o sobrenadante foi filtrado (Sterile Millipore, 0.2 Dm), neutralizado com NaOH e uma alíquota do extrato obtido foi colocada em tubos hidrofóbicos, na presença de uma enzima catalizadora de ATP (luciferase) e solução tampão, para a primeira leitura em luminômetro. Uma segunda leitura foi realizada, a partir de solução com concentrações conhecidas de ATP, que foi utilizada para o cálculo da concentração real de ATP presente na amostra.

Concentração de ergosterol

A determinação da biomassa de fungos associados com as folhas em decomposição foi estimada a partir da extração de ergosterol, um lipídeo exclusivo presente nas membranas destes microorganismos (Gessner 2005). O lípido foi extraído por fervura (banho-maria 60°C) em hidróxido de potássio e metanol, sendo a purificação do extrato obtida por passagem em colunas, com a ajuda de um sistema de vácuo. Após este procedimento, o ergosterol foi eluído com isopropanol e analisado por

meio de cromatografia líquida de fase reversa, usando metanol (HPLC). Os resultados foram expressos em $\mu\text{g/g}$ de MSLC e a eficiência deste processo foi testada a partir de um conjunto de discos estéreis, adicionados a uma solução onde as concentrações de ergosterol eram previamente conhecidas.

Comunidade de Invertebrados aquáticos

Os invertebrados aquáticos retidos na peneira de 125 μm foram triados e identificados com o auxílio de uma lupa (marca Zeiss) até o nível de família de acordo com Merrit & Cummins (1996) e Cummins et al. (2005). Após a identificação, os invertebrados aquáticos foram classificados em cinco grupos tróficos funcionais: Raspadores, Filtradores-coletores, Fragmentadores, Raspadores-coletores e Predadores. Os membros da família Chironomidae e da classe Annelida foram classificados como Generalistas, devido a diversidade de hábitos alimentares apresentados por este grupo, não sendo possível uma classificação específica (Higuti & Takeda, 2002, Henriques-Oliveira et al. 2003). A densidade total dos invertebrados foi calculada utilizando-se a abundância total dos invertebrados dividida pelo peso seco total das folhas. Os valores foram expressos em densidade/ g folhas.

ANÁLISE DOS DADOS

Dinâmica temporal do detrito foliar

Para verificar se houve diferenças temporais no aporte de detritos foliares para o riacho Cachoeira Grande (variável dependente) durante os meses amostrados (variável contínua) foi realizada uma análise de variância de medidas repetidas (RM-ANOVA). Quando a variável tempo diferiu estatisticamente, as diferenças entre cada tempo amostral foram determinadas a partir do teste de Tukey com correção de Bonferroni,

usando a função `glft` do pacote `multcomp` (Hothorn et al. 2008). Os dados, quando necessário, foram logaritimizadas para minimizar o efeito de diferentes unidades de medida e obter-se homogeneidade das variâncias. Análises de regressões lineares (função `lm`, pacote `stats`) foram aplicadas para verificar a existência de relações entre as variáveis locais (vento e chuva) com o aporte de detritos foliares (Zar 2010). Para verificar se as espécies vegetais que mais contribuíram em biomassa apresentaram uma variação temporal no aporte de detrito foliar para o riacho, análises de variancia (one-way ANOVA) foram aplicadas seguidas do teste de comparação múltipla (Crawley 2007). Para examinar as diferenças na quantidade de chuva, nos parâmetros de qualidade da água (condutividade, alcalinidade, pH, velocidade da água, profundidade e oxigênio dissolvido e temperatura da água) e nas concentrações de nutrientes (nitrito, nitrito, fósforo e amônia) entre os meses amostrados utilizou-se modelos lineares simples. Os dados de precipitação e vento foram transformados em variável categórica, pois para todas as réplicas (mensais) os valores obtidos eram os mesmos.

Decomposição dos detritos foliares

ANOVAs unifatoriais foram aplicadas para testar qualquer variabilidade temporal na perda de massa foliar, na composição química do detrito (nitrogênio, fósforo, lignina, celulose, polifenóis, C: N, C: P e N: P), na comunidade microbiana (ATP e ergosterol) e dos invertebrados aquáticos entre os meses do ano (Zar 2010). Quando a variável tempo diferiu estatisticamente, as diferenças entre os meses amostrados foram determinadas a partir de testes de comparação múltiplas (Crawley 2007). Para analisar o efeito da variação temporal dos detritos foliares sobre a comunidade de invertebrados aquáticos, composição química do detrito e comunidade microbiana em função dos tempos amostrais (variável categórica) foi realizada uma

análise de variância multivariada (MANOVA/Pillai teste; função manova, pacote stats para R). Esta análise pode ser utilizada quando as variáveis dependentes analisadas apresentam relações de interdependência (Scheiner 2001). Para a MANOVA, foi utilizado o teste Hotteling T2 para comparações múltiplas através do pacote ICSNP (Nordhausen et al. 2012). Todas as análises e gráficos foram realizadas na versão R-Programa 2.12.1 (Core Team 2012).

RESULTADOS

Dinâmica da matéria orgânica

O aporte de detritos foliares para o riacho Cachoeira Grande apresentou uma variação temporal durante o período de estudo (RM-ANOVA: $F_{1,12} = 19,187$; $p = < 0,0001$). Testes *pos hoc* evidenciaram que os menores aportes de detritos foliares (Fevereiro, Março e Abril: 20 g m^{-2} , $2,25 \text{ g m}^{-2}$ e 18 g m^{-2} , respectivamente) foram associados ao período de intensas chuvas ($R^2 = 0,62$; $p < 0,001$) (Março a Maio) e menores velocidade do vento ($R^2 = 0,41$; $p < 0,001$, Fig. 2) na região. Foram observados dois picos principais de aportes de detritos foliares: um na primavera (Setembro a Outubro de 2010) e o outro no inverno/primavera (Agosto a Setembro 11). Em Outubro de 2010, o aporte de detritos foliares para o riacho foi de 70 g m^{-2} e em Setembro de 2011 foi de 64 g m^{-2} .

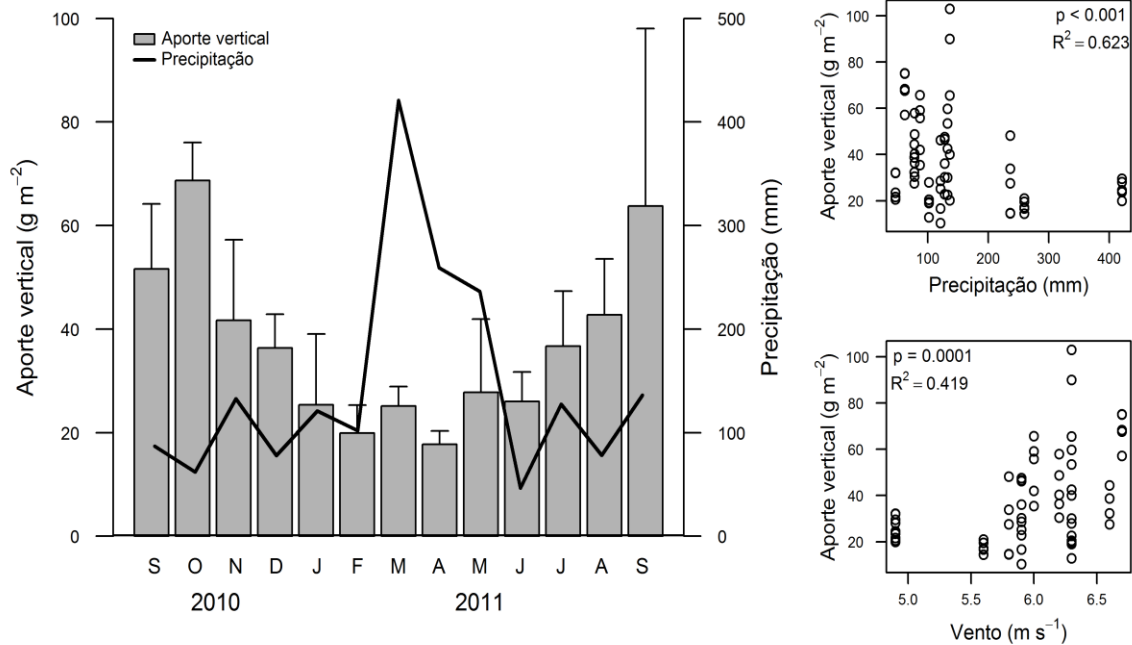


Figura 2: Relação entre as médias mensais de precipitação, ventos e queda do detrito foliar (média de entrada vertical) no córrego Cachoeira Grande entre setembro de 2010 e setembro de 2011. O valor de R^2 é resultado da regressão linear entre a queda do detrito foliar, precipitação local e vento.

Os detritos foliares identificados foram compostos por 122 espécies vegetais identificadas na zona ripária do riacho Cachoeira Grande. Sete espécies representaram mais de 70% da entrada total dos detritos foliares (Fig. 3). As espécies que mais contribuíram com detritos foliares foram *Alchornea glandulosa*, *Casearia obliqua*, *Cupania vernalis*, *Ficus eximia*, *Ficus organensis*, *Pausandra morisiana* e *Virola bicuhyba* (Lisboa et al. 2014, no prelo). *Ficus eximia*, *Ficus organensis* e *Virola bicuhyba* não apresentaram qualquer variação temporal na queda de detritos foliares durante o período de estudo, sendo denominadas de espécies não modais. As demais espécies apresentaram picos multimodais, ou seja, com dois ou três picos de quedas foliares significativos ao longo do período de estudo. *Alchornea glandulosa* apresentou os maiores picos foliares durante os meses de Dezembro 2010 e Janeiro 2011 e novamente em Setembro de 2011 ($F_{12,52} = 3,9144$; $p < 0,002$). *Casearia obliqua* teve os

maiores picos foliares em Outubro 2010 e entre Maio e Agosto de 2011 ($F_{12,52} = 3,1047$; $p < 0,022$), enquanto *Cupania vernalis* apresentou os maiores picos foliares em Dezembro 2010 e Janeiro 2011 ($F_{12,52} = 3,366$; $p < 0,011$). *Pausandra morisiana* apresentou os maiores picos foliares entre Dezembro 2010 a Março 2011 ($F_{12, 52} = 2,6802$; $p < 0,006$).

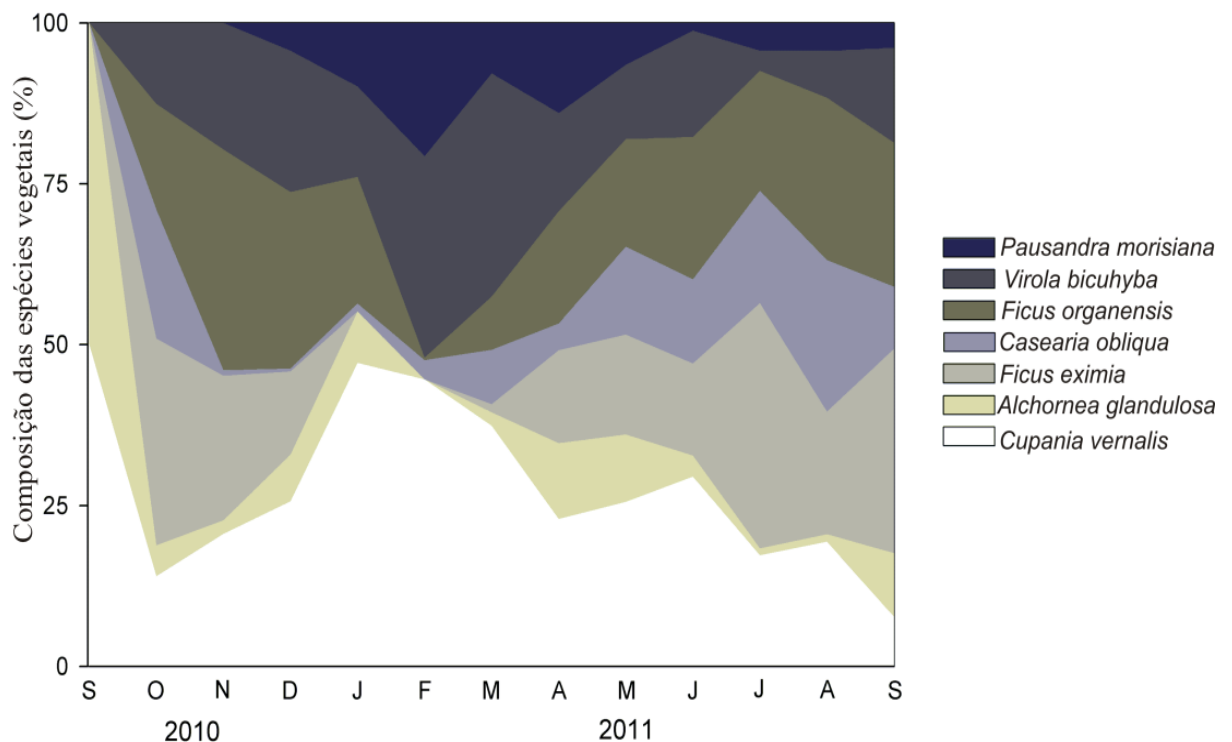


Figura 3: Contribuição total das principais espécies vegetais identificadas no trecho do riacho estudado durante o período de Setembro 2010 a Setembro 2011.

Variáveis abióticas

A intensidade de chuva durante o período amostrado variou significativamente ($F_{12,13} = 43,126$; $p = 0,0001$; Fig. 2). Esta diferença observada foi dirigida principalmente pelos maiores volumes de chuva registrados durante os meses de Março e Abril. Em Março, o volume de chuva foi de 420,9 mm e em Abril foi de 260,0 mm. Nos demais meses, a precipitação média ficou sempre abaixo de 100 mm. As variáveis

abióticas da água como condutividade ($F_{12,52} = 198,6$; $p = 0,001$), oxigênio dissolvido ($F_{12,52} = 31,890$; $p = 0,001$), temperatura ($F_{12,52} = 66,795$; $p = 0,000$), velocidade da água ($F_{12, 52} = 5,2373$; $p = 0,001$) e a alcalinidade ($F_{12, 52} = 1,9243$; $p = 0,050$) apresentaram diferenças significativas entre os meses amostrados (Tab.1).

Com relação aos nutrientes da água obsevou-se que os valores de fósforo reativo solúvel foi maior nos meses de Junho ($6 \mu\text{g L}^{-1}$) e Julho ($12 \mu\text{g L}^{-1}$) ($F_{12,39} = 14,87$; $p < 0,001$) e manteve-se abaixo de $4,5 \mu\text{g L}^{-1}$ nos outros meses amostrados. A concentração de nitrito na água também variou significativamente ao longo dos meses estudados ($F_{12,39} = 455,6$; $p = 0,0001$). Os maiores valores foram observados nos meses de Junho ($3,0 \mu\text{g L}^{-1}$) e Julho ($2,7 \mu\text{g L}^{-1}$). Assim como, os valores de nitrato, que apresentaram as maiores concentrações no mês de Agosto ($250 \mu\text{g L}^{-1}$; $F_{12,39} = 18,71$; $p = 0,000$). A concentração de amônia na água variou mensalmente de $8,5 \mu\text{g L}^{-1}$ no mês de Novembro para $30 \mu\text{g L}^{-1}$ no mês de Junho, mas nenhum padrão claro pode ser observado ($F_{12,39} = 0,9926$; $p = 0,4731$).

Tabela 1: Valores médios e desvio padrão das características físicas e químicas da água e da composição química dos detritos foliares incubados no riacho Cachoeira Grande no período de Setembro 2010 a Setembro 2011. OD= oxigênio dissolvido (mg L^{-1}), Cond = Condutividade ($\mu\text{s cm}^{-1}$), T=temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$), Alc= Alcalinidade (mEq L^{-1}), Prof= profundidade (cm), V= velocidade da água (m/s), Nitrito ($\mu\text{g L}^{-1}$), Nitrato ($\mu\text{g L}^{-1}$), Amônia ($\mu\text{g L}^{-1}$) e P = fósforo ($\mu\text{g L}^{-1}$).

Composição química do detrito: C= carbono (%), N= nitrogênio (%), P= fósforo (%), Cel= Celulose (%), Lig= Lignina (%) e pol= Polifenóis (%).

	<u>Características da água do riacho</u>											<u>Composição química do detrito</u>								
	pH	OD	Cond	T	Alc	Prof	V	Nitrito	Nitrato	Amônia	P	C	N	P	C:N	C:P	N:P	Cel	Lig	Pol
Set	7,3	8,3	82,6	18,1	0,37	17,3	5,3	0,2	151,0	9,2	2,2	0,5	1,2	0,2	45,8	306,7	7,3	24,0	15,5	1,6
Out	6,8	8,1	73,1	18,4	0,12	22,8	6,4	0,2	150,7	10,9	2,4	0,3	1,6	0,1	20,7	254,5	11,7	40,0	17,2	1,9
Nov	7,3	7,6	90,6	19,9	0,13	23,0	6,6	0,1	125,1	8,5	2,4	0,5	1,5	0,1	37,2	568,2	16,4	33,0	37,1	3,9
Dez	6,5	6,8	108,1	21,0	0,09	20,8	3,8	2,2	56,1	13,0	4,5	0,5	2,0	0,1	23,9	397,3	19,3	12,5	11,4	3,1
Jan	7,3	8,2	62,1	22,9	0,14	23,0	4,7	2,3	20,9	15,4	4,9	0,1	1,7	0,2	5,3	58,3	12,1	42,2	25,5	3,4
Fev	7,4	8,3	61,3	22,8	0,10	23,8	5,1	2,1	30,3	14,4	5,2	0,1	1,6	0,1	5,9	34,7	17,1	57,2	19,7	4,9
Mar	7,4	9,7	49,7	19,8	0,07	25,7	2,5	0,2	125,1	19,4	2,0	0,2	1,7	0,2	15,5	126,5	11,2	41,0	22,1	2,9
Abr	6,6	9,5	62,3	19,1	0,05	20,6	6,5	0,1	100,0	15,8	2,1	0,0	1,2	0,2	1,7	15,0	7,4	63,0	19,5	4,0
Mai	6,6	9,3	58,5	16,0	0,07	20,7	10,5	0,2	139,2	9,6	3,1	0,1	1,1	0,2	17,6	71,8	6,4	62,1	26,6	4,0
Jun	7,1	9,4	55,2	13,5	0,07	20,9	8,0	3,0	10,90	30,1	6,3	0,2	0,9	0,2	23,4	95,8	4,3	44,0	32,7	4,2
Jul	7,1	10,2	55,9	16,9	0,07	22,2	6,8	2,7	12,3	14,4	12,3	0,1	0,9	0,2	23,5	83,5	5,5	27,0	34,5	6,2
Ago	6,5	10,4	53,0	16,3	0,20	29,4	3,3	0,2	250,0	19,4	4,2	0,3	0,7	0,2	51,0	164,2	4,5	30,7	19,0	4,5
Set	6,9	9,5	59,2	18,6	0,09	14,2	6,6	0,2	127,1	22,0	2,0	0,5	0,3	0,2	55,0	247	7,0	23,0	15,5	5,2
Média	7,0	8,8	67,1	18,7	0,12	22,0	5,90	1,02	99,6	15,4	4,1	1,2	1,30	0,5	25,2	187,0	10,0	38,0	22,9	3,7
DP	0,34	1,04	16,3	2,5	0,1	3,5	2,0	1,2	70,0	5,8	2,8	0,2	0,20	0,05	5,0	46,9	1,4	15,5	8,0	1,2

Coefficientes de decomposição foliar e composição química do detrito

A perda de massa foliar (ANOVA, $F_{1,12} = 9,866$; $p = 0,0005$) e o coeficiente de decomposição (k) apresentaram diferenças significativas entre os meses estudados (ANOVA: $F_{1,12} = 3,991$; $p = 0,0005$, Fig. 4). O valor médio do coeficiente de decomposição dos detritos foliares variou de 0,020 em Dezembro para 0,094 d^{-1} em Agosto. Os maiores valores obtidos de k (Fevereiro a Abril: $k = 0,097 \pm 0,025$; $0,044 \pm 0,019$; $0,094 \pm 0,04$, respectivamente) coincidiram com os meses em que foram observadas as maiores perdas de massa foliar nos *litter bags*.

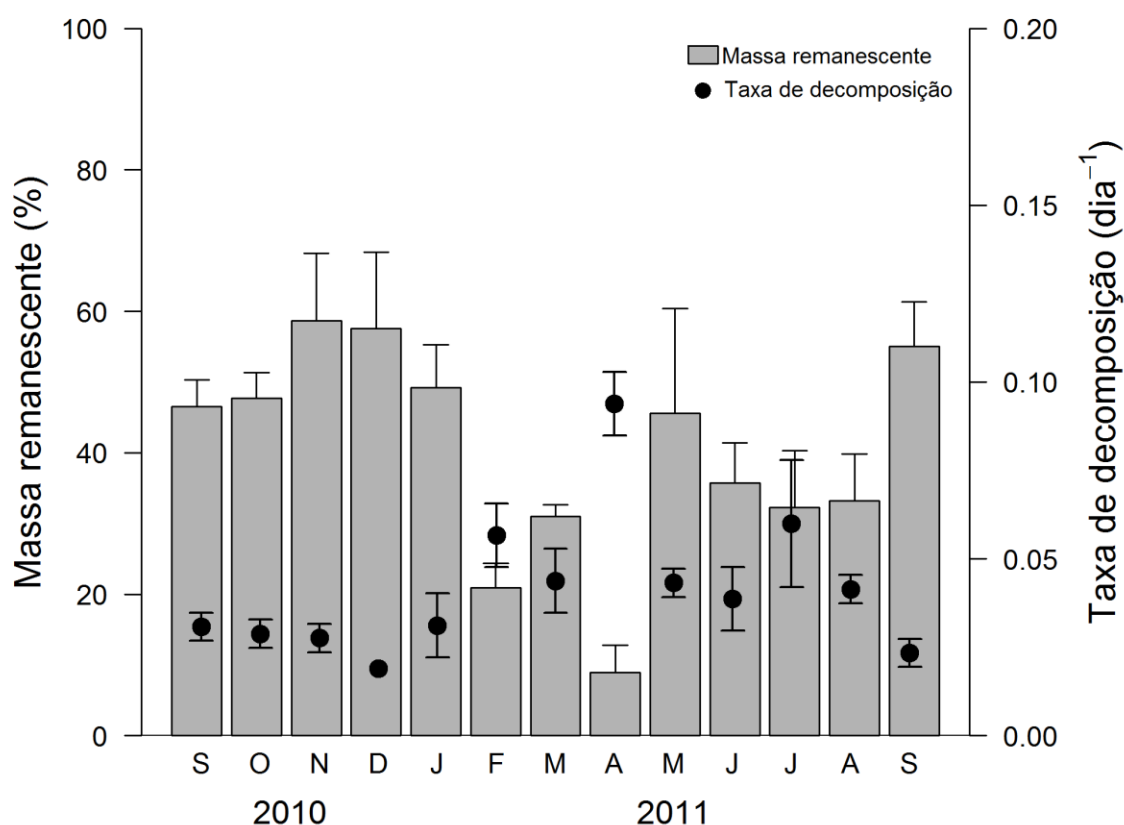


Figura 4: Valores médios (\pm EP) da massa remanescente (%) e das taxas de decomposição (k) dos detritos foliares incubados no riacho Cachoeira Grande no período de Setembro 2010 a Setembro de 2011.

Análises de variância demonstraram que a qualidade química dos detritos foliares diferiu entre os meses amostrados (Tabela 1). Os valores de fósforo ($F_{12, 50} = 3,57$; $p = 0,0007$), Nitrogênio ($F_{12,50} = 2,01$; $p = 0,044$), lignina ($F_{11,50} = 2,2543$; $p = 0,0028$), celulose ($F_{11,50} = 2,84$; $p = 0,0067$), e polifenóis ($F_{11,50} = 3,51$; $p = 0,0013$) apresentaram uma variação temporal, bem como os teores de carbono ($F_{12, 52} = 10,14$; $p = 0,0007$) e as relações C: N ($F_{12, 37} = 3,09$; $p = 0,0041$) e C: P ($F_{12,43} = 4,81$; $p = 0,0005$). A relação N:P foi a única variável que não apresentou uma variação temporal ao longo do período estudado ($F_{12, 32} = 1,85$; $p = 0,0851$). Os maiores valores de lignina ($37,0 \pm 8,0 \text{ g}^{-1}$ massa seca), nitrogênio ($2,0\% \text{ g}^{-1}$ massa seca) e fósforo ($0,1\% \text{ g}^{-1}$ massa seca) foram observados em Novembro, Dezembro e Janeiro, respectivamente. As concentrações de celulose e polifenóis apresentaram valores mais elevados em Abril, Maio e Julho. Por outro lado, as menores concentrações de lignina ($11,5 \pm 2,0 \text{ g}^{-1}$ massa seca), nitrogênio ($0,72\% \text{ g}^{-1}$ massa seca), fósforo ($0,1\% \text{ g}^{-1}$ massa seca), celulose ($12,4 \pm 1,4 \text{ g}^{-1}$ massa seca) e polifenóis ($1,56 \pm 0,3 \text{ g}^{-1}$ massa seca) foram observados em Dezembro, Agosto, Fevereiro e Setembro, respectivamente. Com relação aos valores médios de carbono ($55,2 \pm 19$), e das relações C: P (568 ± 92) e C: N ($0,55 \pm 0,2$) os maiores valores observados ocorreram nos meses de Novembro e Setembro.

Através dos resultados de uma MANOVA foi possível observar o efeito significativo da composição química do detrito foliar sobre as taxas de decomposição durante os meses amostrados (Tab 2). O resultado das análises de contrastes destacou principalmente os meses em que os valores dos componentes químicos dos detritos foliares apresentaram-se mais elevados. Entre todos os parâmetros químicos analisados, especificamente, verificou-se uma relação positiva do nitrogênio ($r = 0,26$; $p = 0,048$) e da lignina ($r = 0,30$, $p = 0,032$) sobre as taxas de decomposição foliar. Observou-se

também a relação negativa entre a relação C: P ($r = -0,27$; $p = 0,049$) e as taxas de decomposição foliar.

Tabela 2: Sumário dos resultados da MANOVA para os dados de composição química do detrito foliar. Valores de K, nitrogênio, fósforo, lignina, celulose, polifenóis, C: N, C: P e N: P em conjunto constituíram o vetor dependente.

Manova	DF	Pillai trace	F	p	
Intercept	1	0,98	113,7	0,0001	
Meses	12	3,91	1,34	0,0383	
Residual	21				
<u>Análise múltipla de contraste</u>					
Meses	T.2	P	Meses	T.2	p
Out - Mar	27.36	0,0352	Dez - Mai	21,29	0,0152
Out - Jun	25.99	0,0374	Dez - Jul	27,61	0,0003
Out - Jul	14.46	0,0262	Jan - Jul	11,71	0,0349
Dez - Fev	19.95	0,0484	Mai - Jul	19,61	0,0169

*Significativo para $p < 0.05$. Out= Outubro, Jan=Janeiro, Fev= Fevereiro, Mar= Março, Mai= Maio, Jun= Junho, Jul= Julho, Dez= Dezembro.

Comunidade microbiana e biomassa fúngica

As concentrações de ATP encontradas nos detritos em decomposição diferiram significativamente entre os meses estudados (ANOVA: $F_{12,45} = 16,508$; $p = 0,0002$), oscilando de de 418 nmoles/g MSLC em Janeiro 11 para 64 nmoles/g MSLC em Maio. Dois picos principais foram observados (teste de Tukey, $p = 0,01$ e $p = 0,03$): O primeiro pico, nos meses mais quentes (Setembro /10 de Abril /11) e o segundo, no período com as temperaturas mais baixas (Maio a Setembro de 2011). Os valores de ergosterol também oscilaram ao longo do período de estudo (ANOVA: $F_{12,45} = 2,9601$;

$p = 0,0017$). A maior concentração foi observada em Julho (490 $\mu\text{g/g}$ MSLC) e a menor em Março (230 $\mu\text{g/g}$ MSLC; Tukey teste, $p = 0,04$). Através dos resultados da MANOVA foi possível observar que a interação entre a biomassa fúngica, comunidade microbiana e as taxas de decomposição foliar em função dos meses amostrados apresentou resultados significativos (MANOVA / Pillai: $F_{12,45} = 1,2631$; $p = < 0,001$, Tab.3). Testes de comparações múltiplas (com correção de Bonferroni) destacou esta interação significativa entre as variáveis em praticamente todos os meses amostrados (Tab.3).

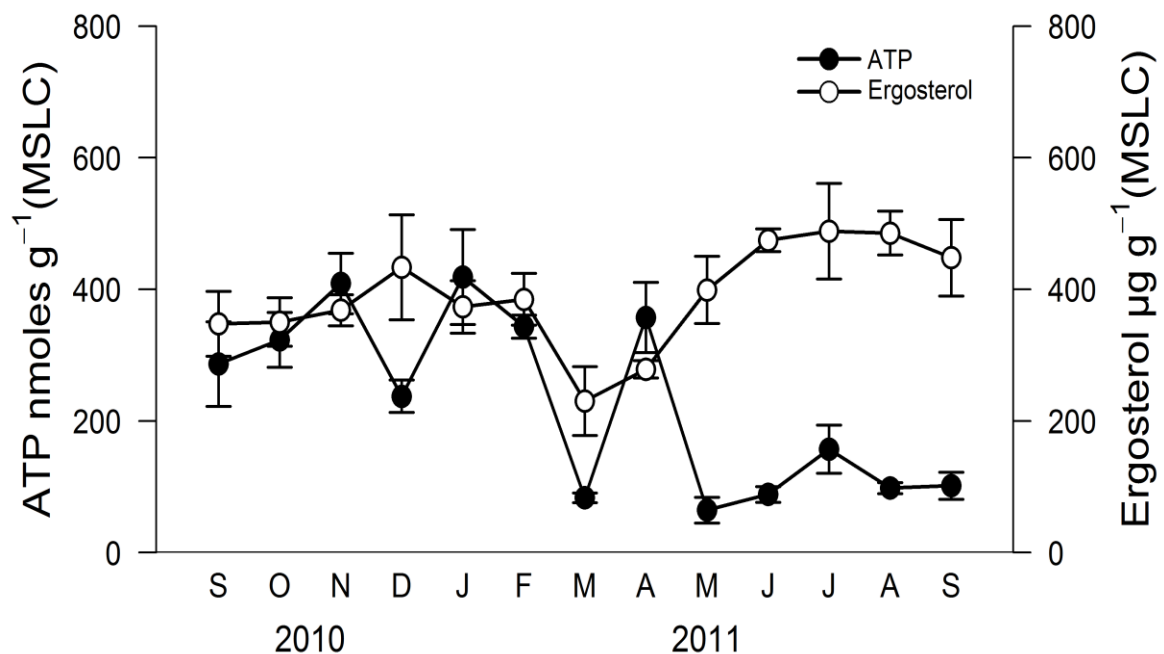


Figura 5: Valores mensais estimados (média \pm EP) de biomassa microbiana total (nmoles/g MSLC) e biomassa fúngica ($\mu\text{g/g}$ MSLC) nos detritos foliar incubados no riacho Cachoeira Grande, durante o período de Setembro de 2010 a Setembro de 2011.

Tabela 3: Sumário dos resultados da MANOVA e da análise de contraste para a comunidade microbiana e a taxa de decomposição em função dos meses amostrados. Os valores *K*, ATP e ergosterol em conjunto constituem o vetor dependente.

Manova	DF	Pillai trace	F	p
Intercept	1	0,9546	330,7	<0,0001
Meses	12	1,2631	2,975	<0,0001
Residual	45			

	Teste de comparações múltiplas- T ² Hotteling
Setembro	Abril*/Maio*/Junho**
Outubro	Abril**/Junho*/Julho*/Agosto*/ Dezembro**
Novembro	Abril*/Maio**/Junho**/Julho*/Agosto**
Dezembro	Fevereiro*/Março*/ Abril***/ Maio***/Junho*/ Julho**
Janeiro	Maio**/Junho**/Agosto**
Fevereiro	Abril**/Maio***/Junho***/Julho**/Agosto**
Março	Maio**/Junho**/Agosto**
Abril	Maio*/ Agosto*

*p < 0.05, ** p < 0.01, *** p < 0.001

Comunidade de invertebrados aquáticos

Durante o período de estudo foram coletados e identificados um total de 3909 invertebrados associados aos detritos foliares divididos em 33 táxons. Chironomidae (34%), Hydropsychidae (9%) e Leptophlebiidae (7%) foram os táxons que apresentaram as maiores densidades, por outro lado, Elmidae (6%), Hydroptilidae (6%), Leptoceridae (5%) e Calamoceratidae (5,5%) apresentaram densidades mais baixas. Juntos estes táxons representaram aproximadamente 72% do total dos invertebrados encontrados nos detritos foliares (Tab.4).

A densidade total dos invertebrados aquáticos (ANOVA: $F_{12,168} = 8,50$; $p = 0,0001$) e a riqueza taxonômica (ANOVA, $F_{12,168} = 6,2$ $p = 0,0001$) variaram significativamente durante os meses amostrados. As maiores densidades foram registradas nos meses de Maio (76 ± 26 ind/g) e Junho (44 ± 15 ind/g) e as menores nos

meses de Novembro (9 ± 2 ind/g), Dezembro (7 ± 3 ind/g) e Abril (13 ± 6 ind/g). Os maiores valores de riqueza foram registrados nos meses de Setembro 2010, Outubro 2010 e Março 2011, e os menores valores foram observados nos meses de Fevereiro e Abril 2011 (Figura 6).

O resultado das regressões lineares múltiplas entre a riqueza taxonômica e a densidade total dos invertebrados aquáticos em função das variáveis ambientais indicou que das onze variáveis selecionadas, apenas quatro apresentaram um efeito significativo com a densidade total e, apenas cinco foram relacionadas com a riqueza taxonômica dos invertebrados aquáticos no riacho. A densidade total foi correlacionada com pH, temperatura, velocidade e concentração de fósforo na água (Tabela 5; $\text{Adj-R}^2 = 0,55$; $p = 0,001$), enquanto a temperatura da água, teor de oxigênio dissolvido, condutividade, pH e concentração fósforo foram relacionadas com a riqueza taxonômica ($\text{Adj R}^2 = 0,53$; $p = 0,008$).

Tabela 4: Valores médios (e desvio padrão) da densidade total de invertebrados aquáticos associados aos detritos foliares no riacho Cachoeira Grande.

Taxóns	FFG	Densidade total
Chironomidae	P/CC/CF/R	13,5 ± 1,5
Hydropsychidae	Fil-Co	3,0 ± 0,43
Hydroptilidae	Fil-Co	2,5 ± 0,48
Dixidae	Fil-Co	1,0 ± 0,22
Simullidae	Fil-Co	1,3 ± 0,27
Philopotamidae	Fil-Co	0,9 ± 0,20
Polycentropodidae	Fil-Co	0,7 ± 0,17
Elmidae	Ra	2,3 ± 0,30
Leptoceridae	Ra-Co/Ra	1,9 ± 0,30
Leptophlebiidae	Ra-Co	2,7 ± 0,41
Oligochaeta	Ra-Co	1,2 ± 0,28
Baetidae	Ra-Co	1,0 ± 0,22
Leptohyphidae	Ra-Co	0,4 ± 0,10
Calamoceratidae	Fr	2,6 ± 0,26
Trichodactylidae	Fr	0,6 ± 1,71
Aeglidae	Fr	0,5 ± 0,14
Hyalellidae	Fr	0,5 ± 0,11
Coenagrionidae	P	0,5 ± 0,19
Dicteriadidae	P	0,4 ± 0,13
Ceratopogonidae	P	0,4 ± 0,10
Megapodagrionidae	P	0,9 ± 0,20
Perlidae	P	0,7 ± 0,15
Libellulidae	P	0,6 ± 0,21
Empididae	P	1,0 ± 0,22
Calopterigidae	P	1,0 ± 0,21
Outros		1,5 ± 0,70

FFG: grupos funcionais; Fil-Co: Filtrador-coletor; Ra: Raspadores; Ra-Co: Raspador-coletor; Fr: Fragmentadores; P: predadores.

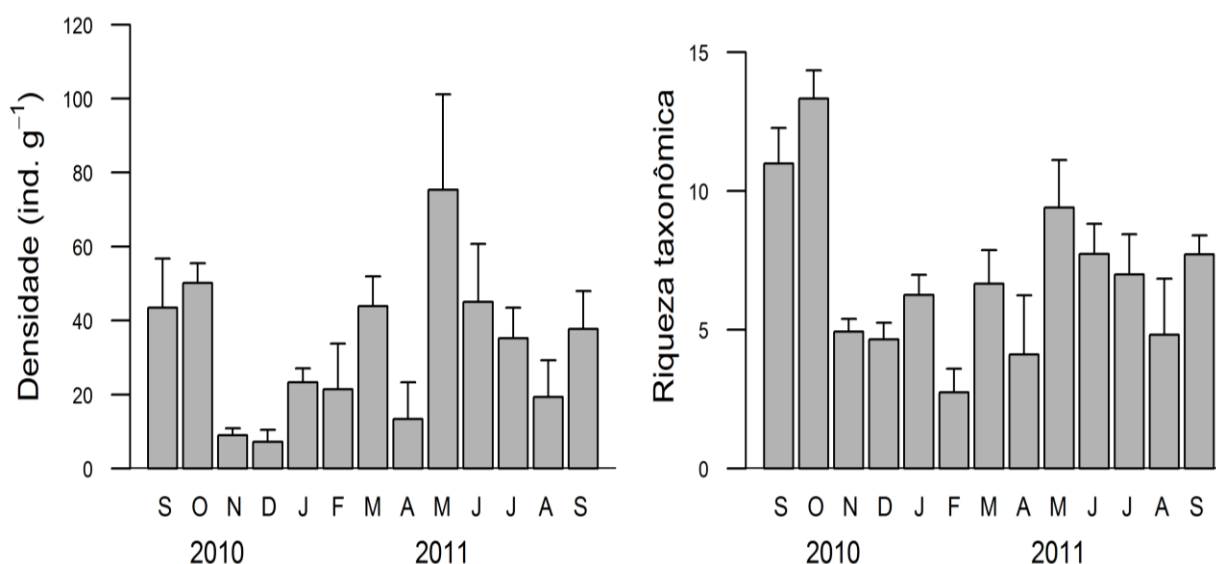


Figura 6: Densidade total e riqueza taxonômica mensal (média \pm desvio padrão) dos invertebrados aquáticos associados aos detritos foliares incubados no riacho Cachoeira Grande.

Tabela 5: Modelos de regressão linear múltipla dos parâmetros ambientais locais *versus* a densidade total e riqueza taxonômica de invertebrados aquáticos associados aos detritos foliares presentes no riacho Cachoeira Grande.

	Densidade total		Riqueza taxonômica	
	Valor t	p	Valor de t	p
Intercept	1,827	0,0767	3,777	0,0005
pH	-2,346	0,0251*	-2,484	0,0179*
Condutividade	-1,280	0,2094	-2,473	0,0183*
OD (mg L ⁻¹)	-0,018	0,9859	-1,995	0,0539*
Temperatura (°C)	-2,198	0,0350*	-4,365	0,0001*
Profundidade (m)	0,680	0,5010	-0,523	0,6043
Velocidade (m s ⁻¹)	-2,198	0,0350*	-1,798	0,0808
Alcalinidade (mEq L ⁻¹)	-1,269	0,2132	0,052	0,9591
Nitrito (µg L ⁻¹)	1,329	0,1929	1,700	0,0979
Nitrato (µg L ⁻¹)	1,389	0,1742	0,214	0,8319
Fósforo (µg L ⁻¹)	-2,517	0,0169*	-2,363	0,0238*
Amônia (µg L ⁻¹)	0,919	0,3648	-0,603	0,5507
Resumo do modelo	Adj-R ² =0,55; F _{11,33} =3,666; p=0,001		Adj-R ² =0,53; F _{11,35} =3,597; p=0,0018	

* Significativo para $p < 0,05$

A estrutura da comunidade de invertebrados aquáticos quando classificados quanto aos grupos tróficos funcionais (GTF), diferiu significativamente entre os meses amostrados (Tab.6). Os grupos funcionais mais abundantes nos detritos foliares incubados foram compostos principalmente por Generalistas, os quais representaram mais de 46% da comunidade total, seguidos por Filtradores-coletores (19%), Raspadores-Coletores (16%) e Fragmentadores (8%). As maiores densidades observadas foram de Filtradores-coletores (30 ± 8 ind/g), Raspadores (8 ± 2 ind/g), Fragmentadores e os Raspadores-coletores (20 ± 5 ind/g), sendo os maiores valores observados no mês de Maio (Fig. 7).

O resultado das regressões lineares múltipla entre a taxa de decomposição foliar e a presença dos grupos funcionais, densidade total e riqueza taxonômica indicou que, somente os Fragmentadores, Raspadores-coletores, densidade total e densidade taxonômica dos invertebrados aquáticos apresentaram um efeito significativo com as taxas de decomposição (Tabela 7; $\text{Adj-R}^2 = 0,23$; $p = 0,0357$).

Tabela 6: Resultados das análises de variância dos grupos funcionais de alimentação durante os meses de amostragem.

Grupos Funcionais	GL	F	p
Generalistas	12	2,8046	0,0015
Filtradores-coletores	12	3,8774	0,0002
Raspadores	12	3,5013	0,0011
Predadores	12	4,8686	0,0006
Raspadores-coletores	12	3,5907	0,0080
Predadores	12	5,6976	0,0002
Fragmentadores	12	4,8689	0,0061

*Significativo para $p < 0,05$

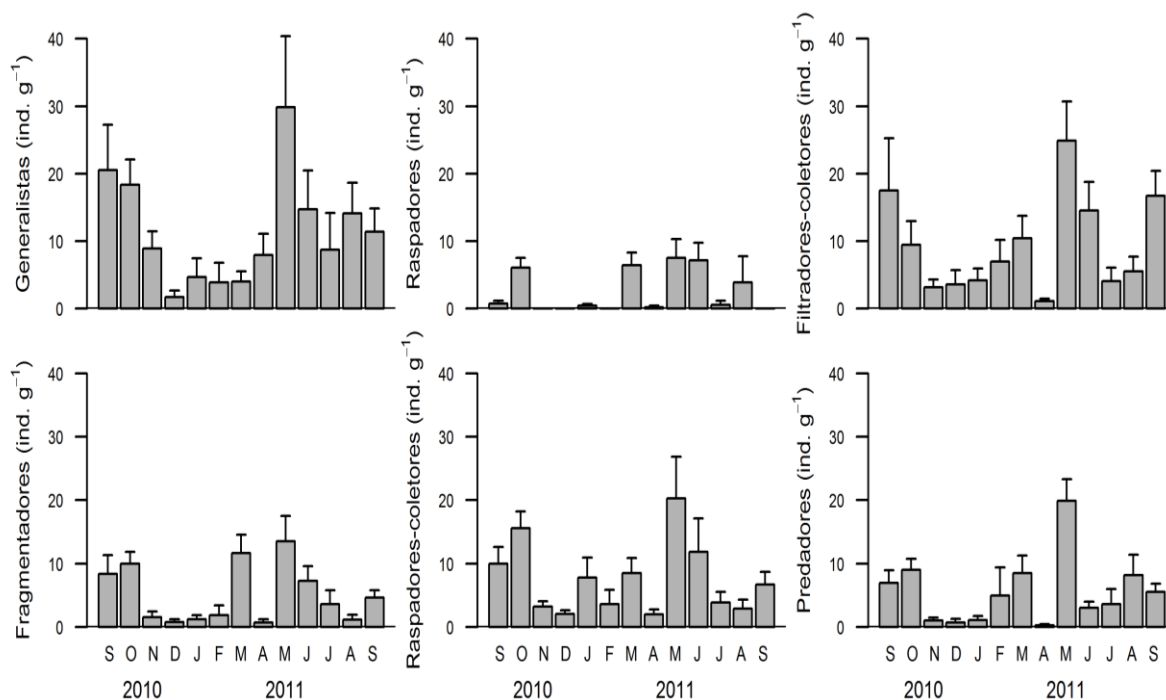


Figura 7: Média (\pm SE) da densidade de grupos funcionais colonizadoras de folhas durante o processo de decomposição no córrego Cachoeira Grande.

Tabela 7: Resultados das análises de regressão múltipla da taxa de decomposição vs a densidade total, a riqueza taxonômica e os grupos funcionais de alimentação no riacho Cachoeira Grande.

	t-values	p
Intercept	13,445	0,0001*
Fragmentadores	1,914	0,0500*
Filtradores-coletores	0,623	0,5359
Raspadores-coletores	-2,182	0,0337*
Generalistas	-0,360	0,7205
Densidade	-2,632	0,0111*
Riqueza	3,198	0,0238*
Resumo do modelo	Adj-R ² =0,23; F _{6,51} =2,478; p = 0,0357	

* Significativo para $p < 0,05$.

DISCUSSÃO

Aporte vertical de detritos foliares

Neste estudo, evidenciou-se uma variação temporal no aporte de detritos foliares para o riacho Cachoeira Grande, a qual pode ser atribuída principalmente aos fatores ambientais regionais (chuva e temperatura) e ao período de senescência da vegetação ripária, corroborando assim com a nossa primeira hipótese. Em geral, o aporte anual de detritos foliares em uma floresta madura é relativamente constante na ausência de distúrbios antrópicos (Sampaio et al. 1993). Entretanto, distúrbios naturais tais como, chuva, secas e ventos têm se destacados por aumentar as taxas de queda foliar sendo, portanto, relacionados às variações interanuais (Magana 2001). Dado que a região sul do Brasil está inserida em uma área tropical úmida (Myers et al. 2000), a presença de chuvas é constante ao longo do ano, com as maiores e médias intensidades concentradas nos meses de Março, Abril e Maio. Durante este período, o volume de chuva registrado foi anormal na região (muito elevado) e coincidiu com os menores aportes de detritos foliares para o riacho. Similar ao encontrado neste estudo, Magana (2001) também encontrou uma relação entre a chuva e a queda do detrito foliar. No entanto, ao contrário dos resultados encontrados por Magana (2001), a chuva no nosso estudo representou uma redução no aporte de detritos foliares para o riacho, dado que a uma menor quantidade de detritos foliares foi observada.

Os maiores aportes de detritos foliares foram registrados em dois períodos: Setembro - Outubro/10 e Agosto-Setembro/11, os quais são tipicamente os períodos de menor intensidade de chuvas na região. Este padrão é geralmente consistente com alguns estudos realizados em florestas tropicais úmidas (Sanchez et al. 2008; Zhang et al. 2014), mas é menos consistente com os estudos desenvolvidos no Cerrado brasileiro

que encontrou os maiores picos de queda foliar predominantemente no final da estação seca (França et al. 2009, Gonçalves & Callisto de 2013, Gonçalves et al. 2014). Estas diferenças temporais no aporte de detritos foliares entre diferentes regiões foram explicados por Scheer et al. (2009), que demonstraram uma tendência nas florestas tropicais de que as maiores quantidades de detritos sejam produzidas nos meses mais secos, uma resposta fisiológica à escassez de água. Entretanto, quando o ambiente tem menor restrição hídrica, o período de maior produção de detritos foliares passa a ser na estação chuvosa. Nas florestas tropicais úmidas, a alta umidade relativa do ar (Skov, 2000) e o constante suprimento de água nas proximidades dos riachos, fornecem condições para o crescimento das árvores que podem então alterar o momento de perda foliar (Wantzen et al. 2008).

Alguns estudos têm demonstrado que, quando a disponibilidade de água não é um fator limitante (como na região de estudo), outro fator considerado estreitamente relacionado com a queda dos detritos foliares é irradiância (Wang et al. 2003; Zelamea, 2008). Apesar de não ser analisado neste estudo, curiosamente, observamos uma relação causal entre a radiação solar e o aporte de detritos foliares para o riacho. Durante os períodos de maior radiação solar, Agosto e Setembro (Tonetta et al. 2014, comunicação pessoal) observou-se que a produção foliar é aumentada e, como consequência, maiores aportes foliares podem ser observados. O aumento da taxa fotossintética deverá diminuir a longevidade da folha e, por conseguinte ocorrerá a queda foliar, o que pode ser observado durante períodos de intensa radiação solar (Morellato et al. De 2000, Zelama et al., 2008). Um segundo pico da radiação solar foi observado na estação chuvosa, entre Fevereiro e Abril 11. Este pico é menor, provavelmente devido à nebulosidade (maior durante a estação chuvosa), o que implica em menor radiação solar e, conseqüentemente, menor produtividade primária. Outro estudo em uma floresta

Atlântica no Brasil (Morellato et al., 2000) também encontrou uma correlação positiva entre a queda dos detritos foliares, a temperatura e o comprimento do dia, sugerindo que a produção de detritos ocorre quando a atividade fotossintética é mais alta.

Em adição aos fatores ambientais, as características fenológicas da vegetação ripária também influenciam na dinâmica da matéria orgânica. Isto foi particularmente evidente no presente estudo. Entre os 122 taxa identificados, somente sete (*Alchornea glandulosa*, *Casearia obliqua*, *Ficus eximia*, *Virola bicuhyba*, *Cupania vernalis*, *Ficus organensis*, *Pausandra morisiana*) foram identificados como as principais espécies vegetais contribuintes de material foliar para o riacho Cachoeira Grande (Lisboa et al., *in press*). Os principais padrões de variação temporal no aporte dos detritos foliares foram observados em *Cupania vernalis*, *Pausandra morisiana*, *Alchornea glandulosa* e *Casearia obliqua*. A maioria destas espécies vegetais apresentou um padrão temporal trimodal, com picos de queda foliar geralmente ocorrendo em diferentes meses. *Cupania vernalis*, *Pausandra morisiana* e *Alchornea glandulosa* apresentaram picos de queda foliar, principalmente nos meses quentes (Dezembro, Janeiro, Fevereiro e Março). *Casearia obliqua* não apresentou um padrão específico na queda de detritos foliares, e as maiores quedas foram observadas nos meses de Outubro, Maio e Agosto. Esta variação temporal na entrada de detritos foliares durante alguns meses parece ser compensada por um aumento ou manutenção na queda do detrito foliar por outras espécies, como a *Ficus eximia*, *Ficus organensis* e *Virola bicuhyba* que apresentaram quedas foliares ao longo do ano, sem qualquer padrão temporal. Estes resultados sugerem que as espécies vegetais identificadas apresentaram diferenças ecológicas e fenológicas contribuindo com a entrada de MO para o riacho em diferentes momentos, resultando em um padrão constante de entrada vertical ao longo do ano. Gonçalves &

Callisto et al. (2013) também observaram este padrão, onde diferentes espécies perdem as folhas em épocas distintas.

Algumas espécies vegetais características das zonas ripárias da Amazônia e do Cerrado foram amostradas junto com as espécies de Mata Atlântica. *Alchornea* e *Casearia* são gêneros comuns em diferentes tipos de vegetação. Esta é uma situação comum nas zonas ripárias das florestas tropicais, funcionando como corredores ecológicos que permitem a dispersão de espécies vegetais e animais entre diferentes biomas (Felfili et al. 2000; Meio et al. 2003). Desta forma, a conexão de espécies de diferentes biomas pode influenciar a dinâmica do detrito foliar, uma vez que isso pode aumentar a variedade fenológica da espécie presente e, conseqüentemente, a queda das folhas. É provável que a variação temporal nos regimes de queda foliar pode ter implicações importantes para os processos ecológicos dentro dos riachos (Webster et al. 1990). O efeito temporal na entrada de matéria orgânica pode ser agravado se o tipo de detrito foliar que entra nos riachos for composto por detritos impalatáveis (menor qualidade). O tipo de detrito proveniente da vegetação ripária apresenta uma ampla variedade de compostos químicos, devido às suas propriedades estruturais e físico-químicas (Cabrini et al. 2013). A distribuição temporal na quantidade de matéria orgânica, como um resultado de variação, distribuição e abundância de tipos de vegetação ripária interferem na distribuição dos organismos que utilizam este recurso (Frost et al. 2006; Chauvet 2005). Assim, influenciam as taxas de decomposição foliar e funcionamento do ecossistema (Lecerf et al. 2007, Riipinen et al. 2009; Hladysz et al. 2009). Diante disso, fica evidente a relação direta entre os ecossistemas terrestres e aquáticos, onde qualquer modificação nos ecossistemas ripários afetaria o metabolismo dos riachos (Ligeiro et al. 2010).

Processo de Decomposição Foliar

Considerando-se a variação temporal no aporte de detritos foliares para o riacho Cachoeira Grande, não é de surpreender que nós tenhamos observado também variações mensais nos coeficientes de decomposição foliar. Em nosso estudo, os valores médios dos coeficientes de decomposição foliar ($k = 0,0418 \pm 0,0207$) foram considerados rápidos de acordo com a classificação de Webster e Benfield (1986) e Gonçalves et al. (2013), e mais rápido ainda quando comparamos aos valores obtidos em estudos com detritos misturados, conforme apresentado em Bruder et al. (2013). Entretanto, este padrão (rápido) não é consistente quando observamos mensalmente os valores de k . Em Fevereiro, Março e Abril, as taxas de decomposição foliar foram consideravelmente maiores, devido a uma substancial perda de massa foliar. Neste período, a mistura de detritos foliares analisada apresentou menores concentrações de lignina e celulose, e maiores concentrações de nitrogênio. *Cupania vernalis*, *Virola bicuhyba* e *Pausandra morisiana* foram as espécies vegetais que mais contribuíram em biomassa neste período. O gênero *Cupania* pertence à família Sapindaceae, cujos indivíduos têm como características elevadas concentrações de nitrogênio nas folhas (Marafiga et al. 2012), o que pode torná-las mais atraente para a alimentação dos invertebrados (Hättenschwiler & Vitousek, 2000).

Nos meses de Setembro 2010, Janeiro, Março e Setembro/2011 a perda de massa foliar foi menor (menores valores de k). Neste período, a composição química dos detritos foliares misturados apresentou menores concentrações de nitrogênio e maiores concentrações de lignina e polifenóis. A mistura de detrito foliar foi composta principalmente por folhas de *Alchornea glandulosa* e *Casearia obliqua*. Embora não tenhamos realizado análises espécie-específicas, nós encontramos que a qualidade do

detrito destas espécies pode apresentar algumas características químicas que retardam o processo de decomposição, tais como a presença de compostos fenólicos em *Alchornea glandulosa* (Conegero et al. 2003). Polifenóis e taninos são, em geral, negativamente relacionadas com a colonização por microorganismos (Gonçalves et al. 2006; Foucreau et al. 2013), que necessitam de mais tempo de condicionamento para tornar o detrito foliar palatável para os fragmentadores (Swan e Palmer 2006), retardando assim as taxas de decomposição foliar.

As diferenças nas taxas de decomposição foliar são dirigidas principalmente pela composição química do detrito em uma escala local (Aerts, 1997; Rezende et al. 2014). Assim, nossos resultados indicaram que a qualidade química dos detritos foliares é um dos mais importantes fatores responsáveis pela variação temporal nas taxas de decomposição foliar no riacho Cachoeira Grande. Este resultado é consistente com outros estudos realizados que reportaram os efeitos da qualidade química dos detritos foliares sobre as taxas de decomposição (Brunner et al. 2013; Lecerf et al. 2011; Gonçalves et al. 2012) e suportam também a afirmação de que as folhas das espécies tropicais são quimicamente diversas mudando de acordo com o tempo e as espécies vegetais em uma escala local (Aerts, 1997).

Entre as variáveis ambientais que afetam as taxas de decomposição e que esperase mudar em função da escala temporal, a temperatura da água é um fator crucial por causa de seu efeito sobre as taxas metabólicas (Irons et al. 1994). Neste estudo, nós encontramos as maiores taxas de decomposição foliar no período mais quente do ano (Fevereiro-Abril), sugerindo condições ambientais mais favoráveis nesse período do que nos outros meses (Setembro-Janeiro/10; Maio-Setembro/11). O aumento na temperatura da água (temperatura média mensal: 13-23°C) pode ter estimulado as atividades microbianas com a conseqüente diminuição na massa foliar. Curiosamente,

observou-se também que as maiores taxas de decomposição foliar foram acompanhadas pelos maiores picos de fungos aquáticos (observados pelos valores ergosterol) comparados com os valores de biomassa microbiana total no mesmo período. A preferência dos microorganismos para decompor certas frações químicas provenientes de determinadas espécies vegetais podem ter contribuído para as diferenças observadas nos valores de k . Esta informação corrobora com a idéia de que os hifomicetos aquáticos são os microorganismos que apresentam uma função chave no processo de decomposição foliar (Pascoal et al. 2008; Gessner et al. 2010, Ferreira & Chauvet, 2011).

A variabilidade temporal nas taxas de decomposição foliar também pode ser relacionada com a fauna de invertebrados aquáticos (Ferreira et al. 2013). Os invertebrados aquáticos, principalmente os fragmentadores, são amplamente reconhecidos como importantes agentes na decomposição foliar (Graça, 2001), os quais tem sido relacionados com a sua densidade, biomassa (Hieber & Gessner, 2002), riqueza (Mckie et al. 2009) ou a presença de taxa chave (Dangles et al. 2004). Em nosso estudo, as mudanças temporais na comunidade dos invertebrados aquáticos foram diretamente relacionadas com o aporte dos detritos foliares para o riacho, assim, sob o controle indireto da chuva. O declínio do MO nos períodos de maior intensidade de chuva (Janeiro-Abril), provavelmente afetou os organismos aquáticos que dependem diretamente dos detritos foliares para sua alimentação ou habitat, induzindo mudanças na densidade das comunidades aquáticas. De fato, os dados apresentados aqui apresentaram diferenças significativas na riqueza de espécies, densidade e representação de grupos funcionais entre os meses estudados.

Muitos invertebrados aquáticos têm seus ciclos de vida associados ao aporte dos detritos foliares (Mathuriau et al. 2008), e estudos têm demonstrado que a mudança

temporal na quantidade ou qualidade da detritos foliares pode interferir na composição e na estrutura da comunidades aquáticas dependentes deste recurso, afetando assim o funcionamento do ecossistema (Graça, 2001). Estas diferenças temporais na estrutura dos invertebrados aquáticos podem explicar as mudanças no funcionamento dos ecossistemas através do processo de decomposição foliar. A análise de regressão múltipla entre as taxas de decomposição foliar e a estrutura dos invertebrados aquáticos indicou que durante os meses estudados, somente os fragmentadores e coletores-raspadores foram relacionados com o processo de decomposição foliar no riacho Cachoeira Grande. Estes resultados foram evidentes, uma vez que encontramos fragmentadores, coletores e raspadores em todos os meses amostrados apresentando diferentes densidades durante o período de estudo. Durante os meses de Março e Maio observou-se as maiores abundâncias de fragmentadores, coincidentemente neste período foram obtidas as maiores taxas de decomposição foliar. Nos outros meses, a abundância de fragmentadores foi menor, prevalecendo, principalmente, os Raspadores-Coletores e Filtradores-coletores. A redução na quantidade de detritos foliares disponível pode levar a uma queda na abundância de fragmentadores e mudanças na estrutura das cadeias alimentares (Wallace et al. 1999; Ferreira & Canhoto, 2014). Assim, os resultados aqui obtidos sugerem que as alterações temporais na queda do detrito foliares podem ter impulsionado as mudanças nas assembléias de invertebrados aquáticos, com as consequentes alterações no processamento foliar.

Conclusão: Nossos dados demonstraram que o aporte de detritos foliares nas florestas tropicais úmidas pode apresentar uma variação temporal, mesmo em locais onde as características climáticas parecem ser constantes, sem a presença de uma estação seca severa. Neste estudo, observou-se uma variação temporal na entrada do detrito foliar e

esta variação pode ser explicada por mudanças na precipitação e por uma relação causal com a intensidade da radiação solar. Nossos resultados também destacam a importância das características fenológicas das espécies vegetais, sugerindo que os eventos da queda foliar é resultado de uma complexa interação entre as variáveis ambientais e fatores fisiológicos. Além disso, ao contrário de outros estudos, nós unimos a dinâmica do aporte de detrito foliar com um processo ecossistêmico funcional, mostrando que mudanças temporais no aporte e na qualidade dos detritos foliares entregue para os riachos modificam os processos de colonização por microrganismos e invertebrados aquáticos, interferindo nas taxas de decomposição foliar. Observou-se também que a mistura de detrito foliar contendo principalmente folhas de *Cupania vernalis* parece ser mais palatável (detritos de alta qualidade) para os organismos decompositores (taxas de degradação mais altas), do que a mistura de detrito foliar contendo principalmente *Alchornea glandulosa* e *Casearia obliqua*, as quais parecem ser de qualidade inferior devido aos menores coeficientes de decomposição foliar encontrado.

AGRADECIMENTOS

Os autores gostariam de agradecer a Danilo Funke (FLORAM / Peri Lago Parque Municipal) e ao Laboratório de Biologia e Cultivo de Peixes de Água Doce (LAPAD) pelo apoio logístico. Agradecemos também a Jéssica Pires e Rafael Schmitt, que nos auxiliaram no processamento das amostras. Os autores também são gratos à Universidade de Brasília e a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo apoio financeiro e a bolsa de estudo fornecida para o primeiro autor, aluno do Pós-Graduação Programa de Ecologia. Este trabalho foi financiado pela CAPES por meio dos projetos PROCAD NF (processo n.º. 173/2010) e PNADB (Processo n.º. 517/2010). Somos gratos ao PELD/CNPq (n.º 558233/2009-0), FAPEMIG (n.º APQ-00274-12), EMBRAPA (ECOVALORAÇÃO - chamada 01/2011 - macroprograma 2), e a Universidade de Brasília (DPP; N. 121366/2011), pelo apoio financeiro para o Grupo de Pesquisa AquaRiparia no Departamento de Ecologia.

REFERÊNCIAS

- Abelho M (2001) From litterfall to breakdown in streams: a review. *The Scientific World* 1: 656-680.
- Abelho M (2005) Extraction and quantification of ATP as a measure of microbial biomass. In: M.A.S Graça, F Bärlocher and MO Gessner, editors. *Methods to Study Litter Decomposition*. Springer. pp. 223–229
- Aerts R (1997) Climate, leaf litter chemistry and leaf litter decomposition in terrestrial ecosystems: a triangular relationship. *Oikos* 79: 439-449.
- American Public Health Association (1998) *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 20th ed. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation, Washington, DC.
- Artmann U, Waringer JA, Schagerl M (2003) Seasonal dynamics of algal biomass and allochthonous input of coarse particulate organic matter in a low-order sandstone stream (Weidlingbach, Lower Austria). *Limnologica* 33: 77-91
- Averti I, Dominique N (2011). Litterfall, accumulation and decomposition in forest groves established on Savannah in the Plateau Teke, Central Africa. *J Environ Sci Technol* 4: 601-610.
- Benfield EF (1997) Comparison of litterfall input to streams. *J N Am Benthol Soc* 16:104-108.
- Bergfur J (2007) Seasonal variation in leaf-litter breakdown in nine boreal streams: implications for assessing functional integrity. *Fundam Appl Limnol* 169: 319–329.
- Bruder A, Schindler MH, Moretti MS, Gessner MO (2014) Litter decomposition in a temperate and a tropical stream: the effects of species mixing, litter quality and shredders. *Freshw Biol* 59: 438–449.
- Cabrini R, Canobbio S, Sartori L, Fornaroli R, Mezzanotte V (2013) Leaf packs in impaired streams: the influence of leaf type and environmental gradients on breakdown rate and invertebrate assemblage composition. *Water Air Soil Pollut* 224:1697.
- Caruso MML (1990) O desmatamento na Ilha de Santa Catarina de 1500 aos dias atuais. Ed. da UFSC, Florianópolis, Brasil.
- Conejero LS, Ide RM, Nazari AS, Sarragiotto MH (2003) Constituintes químicos de *Alchornea glandulosa* (Euphorbiaceae). *Quim. Nova* 26: 825-827.
- Cummins KW, Merritt RW, Andrade PCN (2005) The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in south Brazil. *Stud Neotrop Fauna Environ* 40: 69-89.
- Crawley MJ (2007) *The R Book*. England: John Wiley & Sons Ltd.
- Dang, C.K., Gessner, M.O., Chauvet, E (2007) Influence of conidial traits and leaf structure on attachment success of aquatic hyphomycetes on leaf litter. *Mycologia* 99, 24-32.
- Dangles O, Gessner MO, Guerold F, Chauvet E (2004) Impacts of stream acidification on litter breakdown: implications for assessing ecosystem functioning. *J Appl Ecol* 41: 365–378.

- Dodds W K (2002). *Freshwater ecology: Concepts and environmental applications*. Academic
- Ellison AM, Bank MS, Clinton BD, Colburn EA, Elliott K, Ford CR, Foster DR, Kloeppel BD, Knoepp JD, Lovett GM, Mohan J, Orwig DA, Rodenhouse NL, Sobczak WV, Stinson KA, Stone JK, Swan CM, Thompson J, Von Holle B, Webster JR, 2005. Loss of foundation species: consequences for the structure and dynamics of forested ecosystems. *Front Ecol Environ* 3: 479–486.
- Felfili JM, Ribeiro JF, Fagg CW, Machado JWB. (2000). *Cerrado: Manual para recuperação de Matas de Galerias*. Planaltina: EMBRAPA Cerrados
- Ferreira V, Canhoto C (2014) Effect of experimental and seasonal warming on litter decomposition in a temperate stream. *Aquat Sci* 76: 155–163.
- Ferreira V, Lírio AV, Rosa J, Canhoto C (2013) Annual organic matter dynamics in a small temperate mountain stream. *Ann. Limnol. - Int J Lim* 49: 13–19.
- Ferreira V, Chauvet E (2011) Synergistic effects of water temperature and dissolved nutrients on litter decomposition and associated fungi. *Glob Chang Biol* 17: 551-564.
- França JS, Gregório RS, De Paula J, Gonçalves JF Jr, Ferreira FA, Callisto M (2009) Composition and dynamics of allochthonous organic matter inputs and benthic stock in a Brazilian stream. *Mar Freshwater Res* 60: 990-998.
- Frost PC, Larson JH, Johnston CA, Young KC, Maurice PA, Lamberti, GA, Bridgham SD (2006) Relationships of DOC and its chemistry in streams from a Lake Superior watershed with watershed land cover and geomorphology. *Aquatic sciences* 68:40-51.
- Gessner MO, Swan CM, Dang CK, McKie BG, Bardgett RD, Wall DH, Haettenschwiler S (2010) Diversity meets decomposition. *Trends Ecol Evolut* 25: 372-380
- Gessner MO (2005) Ergosterol as a measure of fungal biomass. In: M. A. S Graça, F Barlocher and M. O Gessner, editors. *Methods to Study Litter Decomposition*. Dordrecht: Springer. pp. 189–195.
- Gessner MO, Chauvet E, Dobson M (1999) A perspective on leaf litter breakdown in streams. *Oikos* 85: 377-384.
- Gessner MO, Chauvet E (1994) Importance of stream microfungi in controlling breakdown rates of leaf litter. *Appl Environ Microbiol* 59: 502-507.
- Gonçalves JF Jr., Rezende RS, Gregório RS, Valentin GC (2014) Relationship between dynamics of litterfall and riparian plant species in a tropical stream. *Limnologica* 44:40-48.
- Gonçalves JF Jr., Callisto M (2013) Organic-matter dynamics in the riparian zone of a tropical headwater stream in Southern Brasil. *Aquatic Botany* 109: 8-13.
- Goncalves JF Jr, Martins RT, Ottoni BMP and Couceiro SRM (2013) Uma visão sobre a decomposição foliar em sistemas aquáticos brasileiros. In: Namada N, Nessimian JL, Querino RB, editors. *Insetos aquáticos: biologia, ecologia e taxonomia*.
- Gonçalves JF Jr., Rezende RS, Martins NM, Gregorio RS (2012) Leaf breakdown in an Atlantic Rain Forest stream. *Aust Ecol* 37: 807–815.

- Gonçalves JF Jr, França JS, Callisto M (2006) Dynamics of allochthonous organic matter in a tropical Brazilian headstream. *Braz Arch Biol Techn* 49: 967-973.
- Golterman HL, Clymo RS, Ohnsta DMAM (1978) *Methods for chemical analysis of freshwater*. Oxford: Blackwell Scientific Publications.
- Graça MAS, Barlocher F, Gessner MO (2005) *Methods to Study Litter Decomposition*. Dordrecht: Springer.
- Graça MAS (2001) The role of invertebrates on leaf litter decomposition in streams – A review. *Int Rev Hydrobiol* 86: 383-393.
- Haapala A, T. Muotka, T, Markkola A (2001) Breakdown and macroinvertebrate and fungal colonization of alder, birch, and willow leaves in a boreal forest stream. *J N Am Benthol Soc* 20: 395–407
- Hart SK, David EH, Steven SP (2013) Riparian litter inputs to streams in the central Oregon Coast Range. *Freshw Sci* 32:343–358.
- Hladyz S, Gessner MO, Giller PS, Pozo J, Woodward G (2009) Resource quality and stoichiometric constraints on stream ecosystem functioning. *Freshw Biol* 54: 957–970.
- Hättenschwiler S, Vitousek PM (2000) The role of polyphenols in terrestrial ecosystem nutrient cycling. *Tree* 15: 238-243.
- Hieber M, Gessner MO (2002) Contribution of stream detritivores, fungi, and bacteria to leaf breakdown based on biomass estimates. *Ecology* 83:1026–1038.
- Hothorn T, Bretz F, Westfall P (2008) Simultaneous inference in general parametric models. *Biom J* 50: 346-363.
- Irons JG, Oswood MW, Stout JR, Pringle CM (1994) Latitudinal patterns in leaf litter breakdown: Is temperature really important? *Freshw Biol* 32: 401- 411.
- Kominoski JS, Shah JJF, Canhoto C, Fischer DG, Giling DP, et al. (2013) Forecasting functional implications of global changes in riparian plant communities. *Front Ecol Environ* 11: 423-43.
- Kominoski JS, Hoellein TJ, Kelly JJ, Pringle, CM (2009). Does mixing litter of different qualities alter stream microbial diversity and functioning on individual litter species? *Oikos* 118: 457- 463.
- Koroleff F (1976) Determination of nutrients. In: K Grasshoff, editor editors. *Methods of sea water analysis*. Verlag Chemie Weinheim. pp. 117–181.
- Lecerf A, Marie G, Kominoski JS, LeRoy CJ, Bernadet C, Swan C (2011) Incubation time, functional litter diversity and habitat characteristics predict litter mixing effects on decomposition. *Ecology* 92:160-169
- Lecerf A, Risnoveanu G, Popescu C, Gessner MO, Chauvet E (2007) Decomposition of diverse litter mixtures in streams. *Ecology* 88: 219-227.
- Lecerf E, Dobson M, Dang CK, Chauvet E (2005) Riparian plant species loss alters trophic dynamics in detritus-based stream ecosystems. *Ecology* 86: 432–442

- Lemes-Silva AL, Pagliosa PP, Petrucio MM (2014) Inter- and intra-guild patterns of food resource utilization by chironomid larvae in a subtropical coastal lagoon. *Limnology* 15:1-12.
- Ligeiro R, Moretti MS, Gonçalves JF Jr, Callisto M (2010) What is more important for invertebrate colonization in a stream with low-quality litter inputs: exposure time or leaf species? *Hydrobiologia* 654:125-136.
- Mackereth FJH, Heron J, Talling JF (1978) *Water Analysis: some revised methods for limnologists*. Freshwater Biological Association, Scientific Publication 36.
- Magana A E M (2001) Litter inputs from riparian vegetation to streams: a case study of the Njoro River, Kenya. *Hydrobiologia* 458:141-149.
- Marafija JS, Viera M, Szymczak DA, Schumache MV, Peter Trüby P (2012) Deposição de nutrientes pela serapilheira em um fragmento de Floresta Estacional Decidual no Rio Grande do Sul. *Rev Ceres* 59: 765-771.
- Mathuriau C, Thomas AGB, Chauvet E (2008) Seasonal dynamics of benthic detritus and associated macroinvertebrate communities in a neotropical stream. *Fundam Appl Limnol* 171: 323–333.
- Méio BB, Freitas CV, Jatobá L, Silva MEF, Ribeiro J F, Henriques RPB (2003) Influência da flora das florestas Amazônica e Atlântica na vegetação do cerrado sensu stricto. *Rev bras Bot* 26: 437 - 444.
- Menéndez M, Hernández O, Comín FA (2003) Seasonal comparisons of leaf processing rates in two Mediterranean rivers with different nutrient availability *Hydrobiologia* 495: 159-169.
- Merrit RW, Cummins KW (1996) *An introduction to the aquatic insects of North America*. Dubuque: Kendall/Hunt Publishing Company.
- Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, Fonseca GAB, Kents, J (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-845.
- Morellato LPC, Haddad CFB (2000). Introduction: The Brazilian Atlantic Forest. *Biotropica* 32:786-792.
- McKie BG, Schindler M, Gessner MO, Malmqvist B (2009) Placing biodiversity and ecosystem functioning in context: environmental perturbations and the effects of species richness in a stream field experiment. *Oecologia* 160: 757–770.
- Neto ABC, Klein RM (1991) Mapeamento temático do município de Florianópolis: Vegetação - síntese temática. IPUF, Florianópolis, Brasil.
- Nordhausen K., Sirkia S., Oja H., Tyler DE (2012). ICSNP: Tools for Multivariate Nonparametrics. R package version 1.0-9.
- Pascoal C, Cássio F (2008) Linking fungal diversity to the functioning of freshwater ecosystems. In: Sridhar KR, Bärlocher F, Hyde KD, editors. *Novel Techniques and Ideas in Mycology*. Fungal Diversity Research Series, Fungal diversity Press, Hong Kong.
- Pérez J., Basaguren A., Enrique Descals E., Larrañaga A., Pozo J. (2013) Leaf-litter processing in headwater streams of northern Iberian Peninsula: moderate levels of eutrophication do not explain breakdown rates. *Hydrobiologia* DOI 10.1007/s10750-013-1610-x.

Rezende RS, Petrucio MM, Gonçalves JF Jr (2014) The Effects of Spatial Scale on Breakdown of Leaves in a Tropical Watershed. PLoS ONE 9(5): e97072.doi:10.1371/journal.pone.0097072.

R development core team (2012).R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.ISBN 3-900051-07-0.

Riipinen MP., Fleituch T, Hladyz S, Woodward G, Giller PS, Dobson M (2010) Invertebrate community structure and ecosystem functioning in European conifer plantation streams. *Freshwater Biol* 55: 346-359.

Sampaio EVSB, Dall'olio A, Nunes KS, Pinto EE (1993) A model of litterfall, litter layer losses and mass transfer in a humid tropical forest at Pernambuco, Brazil. *J Trop Ecol* 9: 291-301.

Sanches L, Valentini CMA, Júnior OBP, Nogueira JS, Vourlitis GL, Biudes MS, Silva CJ, Bambi P, Lobo FA (2008). Seasonal and inter annual litter dynamics of a tropical semideciduous forest of the southern Amazon Basin, Brazil. *J Geophys Res* 113: 04-07.

Sobral M, Jarenkow JA, Brack P, Irgang B, Larocca J, Rodrigues RSS (2006) Flora arbórea e arborescente do Rio Grande do Sul, Brasil. São Carlos, RIMA/Novo Ambiente.

Sutherland WJ, Freckleton RP, Godfray HCJ, Beissinger SR, Benton T, et al. (2013) Identification of 100 fundamental ecological questions. *J Ecol* 101: 58–67.

Scheer MB, Gatti G, Wisniewski C, Mocoichinski AY, Cavassani AT, Lorenzetto A, Putini F. (2009) Patterns of litter production in a secondary alluvial Atlantic Rain Forest in southern Brazil. *Rev bras Bot* 32: 805-817.

Scheiner S (2001) MANOVA: multiple response variables and multi-species interactions. In: Scheiner S, Gurevitch J, editors, *Design and Analysis of Ecological Experiments*. Oxford University Press; Oxford pp 99–115.

Skov F (2000). Distribution of plant functional attributes in a managed forest in relation to neighbourhood structure. *Plant Ecol* 146: 121–130.

Strickland JDH, Parsons TR (1960) *A manual of seawater analysis*. Ottawa: Fisheries Research Board of Canada. 188 p.

Tank JL, Rosi-Marshall EJR, Griffiths NA, Entekin SA, Stephen ML (2010) A review of allochthonous organic matter dynamics and metabolism in streams. *J N Am Benthol Soc* 29:118–146.

Tedesco MJ, Gianello C, Bissanica Bohnen H, Volkweiss SJ (1995) *Análises de solo, plantas e outros materiais*. Porto Alegre: UFRGS. 188 pp.

Touma BR, Encalada AC, Fornells NP (2009) Leaf Litter Dynamics and Its Use by Invertebrates in a High-Altitude Tropical Andean Stream. *Int Rev Hydrobiol* 94: 357–371.

Wallace JB, Eggert SL, Meyer JL, Webster JR (1999) Effects of resource limitation on a detrital-based ecosystem. *Ecol Monogr* 69:409-442.

Wang HQ, Hall CAS, Scatena F, Fetcher N, Wei W (2003). Modeling the spatial and temporal variability in climate and primary productivity across the Luquillo Mountains, Puerto Rico. *For Ecol Manage* 179: 69–94.

Wantzen KM, Yule CM, Mathooko JM, Pringle CM (2008) Organic Matter Processing in Tropical Streams. In: Dudgeon, editors. Tropical stream ecology. Academic Press, Oxford. pp. 44-60.

Vannote RL, Minshall GW, Cummins KW, Sedell JR, Cushing CE (1980) The river continuum concept. *Can J Fish Aquat Sci* 37: 130–137.

Webster JR, Benfield EF (1986) Vascular plant breakdown in freshwater ecosystems. *Annu Rev Ecol Evol Syst* 17: 567 - 94.

Webster JR, Golladay SW, Benfield EF, D'angelo D J, Peters GT (1990) Effects of forest disturbance on particulate organic matter budgets of small streams. *J N Am Benthol Soc* 9:120–140.

Wetzel RG (1983) *Limnology*. Saunders College Publishing, Philadelphia, PA

Wieder WR, Cleveland CC, Townsend AR (2009) Controls over leaf litter decomposition in wet tropical forests. *Ecology* 90: 3333-3341.

Zar JH (2010) *Biostatistical analysis*. Fifth editors, Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey.

Zhang H, Yuan W, Dong W, Liu S (2014) Seasonal patterns of litterfall in forest ecosystem worldwide. *Ecol Complex*: n/a-n/a.

Zelamea M, González G (2008) Leaf fall Phenology in a Subtropical Wet Forest in Puerto Rico: From Species to Community Patterns. *Biotropica* 40: 295–304.

Capítulo 2

Capítulo submetido à revista Science of the Total Environment

Moderados níveis de impactos antrópicos podem alterar o processo de decomposição
foliar em riachos tropicais

^{a*} Aurea Luiza Lemes da Silva, ^b Mauricio Mello Petrucio & ^c José Francisco Gonçalves Jr.

^{a,c} Universidade de Brasília, Departamento de Ecologia, Campus Darcy Ribeiro, Brasília-DF 70910-900, Brasil.

^b Departamento de Zoologia e Ecologia, Universidade Federal de Santa Catarina, Campus Universitário, s/n, Trindade, Florianópolis-SC 88040-970, Brasil

Abstract

Recent studies have devoted considerable efforts to determine in which intensity modification in natural landscape can affect the ecological process in streams. Our study evaluated whether the litter breakdown process can be used to detect moderate levels of human impacts in tropical streams. For this we selected two streams in a tropical rainforest at southern Brazil (reference and impacted) and hypothesized that even a moderate level of human impact can impair the ecological process and that the lower litter breakdown rates would be found in the impacted streams due to the combined effects of removal of riparian vegetation, elevated water temperature and high nutrients concentration in the water. We collected senescent leaves from the riparian vegetation in the reference streams and incubated in both streams. We calculated *k value* (the negative exponential model) in each stream. We characterized initial litter chemistry, estimated the fungal biomass and total microbial biomass and examined invertebrate community composition and structure. The litter breakdown rate was faster in reference stream. During the litter processing, the fungal biomass was more important in the reference stream whereas the microbial community (bacteria) were more important in the impacted stream. The aquatic invertebrate (shredders) influenced on the *k values* in reference stream that showed higher taxa richness, but lower abundance than impacted stream. The litter breakdown showed the negative relationship with the phosphorus in the water in both streams. Variations in dissolved oxygen concentration can be influenced in the microbial community in the stream consequently in the litter breakdown rates. Our results indicated that streams are extremely sensitive even moderate level changes on natural landscape and that litter breakdown is a functional efficient measure in tropical streams.

Palavras-chave: Ecossistemas processos litter breakdown, tropical streams, ecological integrity, Brazil

Resumo

Estudos recentes têm dedicado consideráveis esforços para determinar em que intensidade as modificações ambientais podem afetar os processos ecológicos nos riachos. Neste estudo nos avaliamos se o processo de decomposição foliar pode ser usado para detectar níveis moderados de impactos antrópicos em riachos tropicais. Para isto nos selecionamos dois riachos tropicais no sul do Brasil (referência e impactado) e hipotetizamos que mesmo um nível moderado de modificações antrópicas pode prejudicar os processos ecológicos e que uma menor taxa de decomposição foliar deverá ser encontrada no riacho impactado devido aos efeitos combinados da modificação da vegetação ripária e aumento na temperatura e concentração de nutrientes na água. Nós coletamos folhas senescentes oriundas da vegetação ripária do riacho referência e incubamos em ambos os riachos. Nós calculamos o valor de K e caracterizamos a composição química inicial, estimamos a biomassa dos fungos, biomassa microbiana total e identificamos a composição dos invertebrados aquáticos em ambos os riachos. Nossos resultados demonstraram que as taxas de decomposição foliar foram mais rápidas no riacho referência quando comparado ao impactado. A biomassa dos fungos foi mais importante no riacho referência enquanto a comunidade microbiana (principalmente bactérias) foi mais importante no riacho impactado. Análises de regressões múltiplas indicaram que os fragmentadores influenciaram nas taxas de decomposição no riacho referência, que apresentou uma maior riqueza de taxa, porém uma menor abundância quando comparado ao riacho impactado. As diferenças nos valores de oxigênio podem ter influenciado as taxas de decomposição foliar no riacho impactado, como consequência de mudanças na comunidade decompositora. Nossos resultados destacam a sensibilidade dos ambientes aquáticos as modificações ambientais e demonstram que a decomposição foliar foi uma medida eficiente para detectar as modificações antrópicas nos riachos, indicando seu uso em programas de biomonitoramento.

Palavras-chave: Processos ecossistêmicos, decomposição foliar, riachos tropicais, vegetação ripária, integridade ecológica, Brasil.

Moderados níveis de impactos antrópicos podem alterar o processo de decomposição foliar em riachos tropicais

Destaques

- 1- Nós comparamos a integridade ecológica de riachos sob influencia antrópica *versus* riacho referência no sul do Brasil.
- 2- Usamos a taxa de decomposição foliar como indicador funcional.
- 3- Avaliamos os efeitos biológicos e físicos-químicos sobre as taxas de decomposição foliar
- 4- Níveis moderados de impactos antropicos influenciaram as taxas de processamento do detrito foliar.

INTRODUÇÃO

É cada vez mais reconhecido que os ecossistemas mundiais vêm sofrendo mudanças em suas dinâmicas ecológicas e processos ecossistêmicos (Marris, 2011), e que muitos destes, principalmente rios e riachos, vêm sendo alterados e afetados por atividades humanas há centenas ou mesmo milhares de anos (Gill et al., 2009; Doughty, 2010). Desde 2000, mais de 40 milhões de hectares de floresta primária foram desmatadas (Fao, 2010) e 5,8 milhões de hectares de florestas tropicais são convertidos anualmente para fins agrícolas (Mayaux et al., 2005). Mudança no uso da terra, principalmente através da conversão de grandes áreas para plantio e pastagens, são as maiores causadoras de perdas de biodiversidade nas florestas tropicais (Sala et al., 2000; Jovem & Collier, 2009).

Embora os efeitos do desmatamento sobre os ecossistemas tropicais têm recebido relativamente pouca atenção nos últimos anos, cada vez mais estudos evidenciam que a conversão de florestas para uso agrícola tem impactos negativos em riachos tropicais (Freeman et al., 2007). Em ecossistemas lóticos, a redução ou perda da vegetação ripária, é uma das modificações antrópicas mais comum e, apresenta consequências óbvias para os processos ecossistêmicos associados (Woodward, 2009). Em uma escala de bacia hidrográfica, mudanças na vegetação ciliar geralmente vêm acompanhadas de mudanças na temperatura local, na hidrologia do riacho, morfologia do leito, e na quantidade e qualidade de detritos foliares que entram nos ecossistemas aquáticos (Broadmeadow & Nisbet, 2004; Woodcock & Huryn, 2007). Como consequência, tem se observado alterações na qualidade da água e estrutura das comunidades aquáticas (Castella et al., 2008; Dolédec e Statzner, 2010), com provável interferência na manutenção nos processos ecossistêmicos (Fausch et al., 2010).

Quantificar a influência dos distúrbios antrópicos sobre a integridade ecológica dos riachos é difícil, devido a um conjunto de fatores tais como, complexidade, origem, tipo e modo de propagação do distúrbio (Young et al., 2008). Uma abordagem comum, recentemente utilizada para medir e quantificar os distúrbios antrópicos em riachos é através do uso de indicadores estruturais e funcionais, os quais juntos oferecem informações complementares (Gessner & Chauvet, 2002; Castela et al., 2008; Silva-Júnior & Moulton, 2011). Avaliação em nível de comunidade utilizando invertebrados aquáticos é, sem dúvida, a abordagem mais comum em estudos sobre a integridade estrutural em ecossistemas aquáticos (Maxted et al., 2002; Ferreira et al., 2004; Alba-Tercedor et al., 2006). Entretanto, recentemente tem visto uma necessidade no uso de indicadores a níveis ecossistêmicos (Gessner & Chauvet, 2002; Dangles et al., 2004; Silva-Júnior et al., 2014).

A decomposição dos detritos foliares é um componente essencial nos ecossistemas aquáticos e terrestres e tem sido proposta como uma eficiente medida de indicadores funcionais em riachos (Gessner & Chauvet, 2002; Lecerf & Richardson, 2010; Jingtut et al., 2012). A taxa na qual o detrito foliar é decomposto representa uma resposta integrada da degradação microbiana, alimentação por invertebrados fragmentadores e variáveis ambientais (temperatura, pH e oxigênio dissolvido) e física (abrasão e lixiviamento) (Gessner & Chauvet, 2002; Young et al., 2008). Desta forma, qualquer impacto nos organismos aquáticos será refletido no processo. Entretanto, alterações no funcionamento dos ecossistemas não necessariamente refletem em mudanças estruturais, se a comunidade aquática permanecer inalterada, como mostrado em Mckie & Malmqvist (2009) e Pérez (2013).

A qualidade do detrito foliar, atividade dos consumidores e os fatores ambientais são os principais fatores que influenciam as taxas de decomposição foliar em riachos florestados (Gessner et al., 1999; Gessner & Chauvet, 2002; Gonçalves et al., 2006; Gonçalves et al., 2012) e muitos destes são alterados devido as atividade antrópicas (Young et al., 2008; Vörösmarty et al., 2010). Alterações na vegetação ripária geralmente vêm com perceptíveis mudanças na quantidade/qualidade de detritos foliares fornecido para os riachos. Este impacto é particularmente significativo, uma vez que, os detritos foliares oriundos da vegetação ripária são um dos mais importantes recursos de matéria e energia para os riachos florestados (Webster et al., 1999). Mudanças na vegetação ripária irão alterar o fluxo de energia e nutrientes na base da cadeia alimentar, causando impactos no funcionamento dos ecossistemas aquáticos (Woodward, 2009; Chadwick et al., 2012).

O objetivo deste trabalho foi avaliar as consequências das modificações antrópicas sobre a integridade ecológica de pequenos riachos tropicais. Para isso, nos selecionamos dois riachos com diferentes complexidades ambientes: um inserido dentro de uma área preservada e o outro inserido dentro de uma área sob influências antrópicas, tais como a modificação da vegetação ripária e enriquecimento por nutrientes orgânicos. As hipóteses testadas foram: (1) que mesmo níveis moderados de impacto antrópico podem prejudicar as condições (bióticas e abióticas) dos riachos, (2) e que efeitos negativos (inibição) na taxa de decomposição foliar e estrutura da comunidade aquática (baixa riqueza) deverão ocorrer no riacho impactado, devido ao efeito combinado da remoção da vegetação ripária, elevação na concentração de nutrientes e temperatura da água. Nós testamos estas hipóteses através de medidas na taxa de decomposição foliar (como um indicador funcional) e resposta integrada da comunidade microbiana, invertebrados aquáticos (como indicador funcional) e variáveis

físicas e químicas da água (isto é, temperatura, pH, oxigênio dissolvido, concentração de nutrientes) nos dois pequenos riachos tropicais. Dentro do processo de decomposição os hifomicetos aquáticos e os invertebrados fragmentadores são os principais agentes decompositores (Hieber & Gesner, 2002; Findlay, 2010; Boyero et al., 2011) e são um link crucial entre os ecossistemas aquáticos e terrestres (Wallace et al., 1997). Desta forma, a redução na entrada de detritos foliares associado as mudanças na saúde dos riachos, pode reduzir a biodiversidade dos hifomicetos aquáticos (através da eliminação de espécies sensíveis) e a biomassa dos fragmentadores que utilizam este detrito como principal recurso alimentar. A subsequente perda dos hifomicetos aquáticos (Ferreira & Chauvet, 2011) e fragmentadores pode potencialmente afetar a taxa de processamento do detrito, conseqüentemente, prejudicando o processo de decomposição foliar (Sponseler & Benfield, 2001).

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

Para o presente estudo foram selecionados dois riachos inseridos na bacia hidrográfica da lagoa do Peri, localizada ao sul da Ilha de Santa Catarina, dentro da Área de Proteção do Parque Municipal da Lagoa do Peri (27°42'30"S - 48°30'00"W e 27°46'30"S - 48°33'30"W) a aproximadamente 24 km do centro de Florianópolis, SC. A região é caracterizada por apresentar vegetação de Floresta Ombrófila Densa em estágio avançado de regeneração, possuindo um dos fragmentos vegetais mais desenvolvidos da Ilha de Santa Catarina (Caruso, 1990), podendo inclusive abrigar focos de floresta primária restrita ao alto das encostas nas regiões de nascentes (Neto & Klein, 1991). Na região litorânea, observa-se uma vegetação típica de restinga. O clima é subtropical, com ausência de estação seca e tendo chuvas bem distribuídas ao longo do ano (1.850

mm chuva anual), embora as maiores precipitações sejam mais concentradas nos meses de primavera e verão (Outubro- Março) (Lemes-Silva et al., 2014). A temperatura anual muda com as estações do ano, variando de 10°C no inverno para 35 °C no verão (Hennemann & Petrucio, 2011). Variação temporal nos valores de chuva e temperatura durante o período de estudo podem ser observadas na Figura (1).

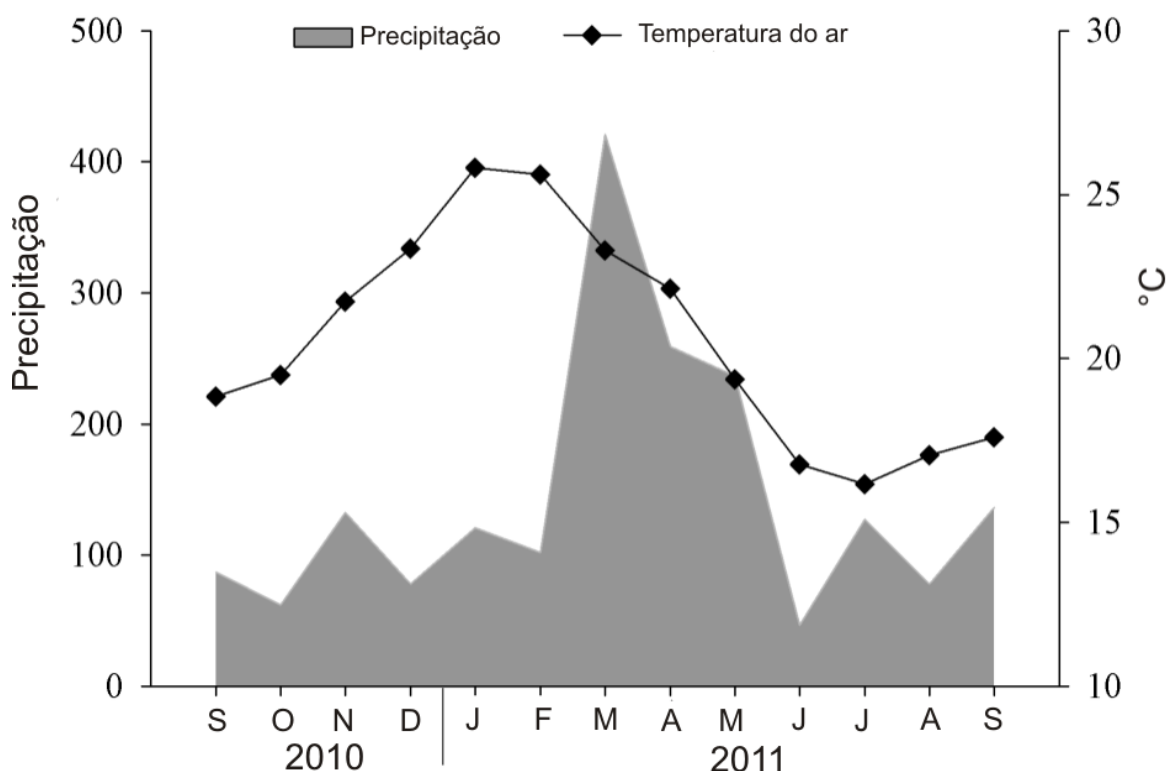


Figura 1. Valores médios mensais de precipitação acumulada e temperatura do ar aferidos de setembro de 2010 a setembro de 2011.

A Mata Atlântica foi considerada pela International Union for Conservation of Nature (IUCN) como um *hot-spot* de biodiversidade mundial (Myers et al., 2000), caracterizada por apresentar uma alta diversidade de espécies, um grande número de espécies endêmicas e uma alta vulnerabilidade (Myers et al., 2000). Além disso, é também considerado um dos biomas mais ameaçados do mundo, devido as expansão das pastagens e atividades agrícolas (Morellato & Haddad, 2000). As áreas selecionadas

estão inseridas dentro de uma área de proteção ambiental, o Parque Municipal da Lagoa do Peri, os quais inclui (1) uma área totalmente conservada coberta por densa vegetação de mata Atlântica e (2) uma área com moderados níveis de impactos antrópicos devido à presença de famílias tradicionais nativas que ocupavam a região antes da criação da reserva.

Preparação dos *litter bags*, instalação e processamento das amostras.

Este estudo foi realizado de Setembro de 2010 a Setembro de 2011. Foi utilizado o método dos *litter bags* para estudar o processo de decomposição do detrito foliar e a estrutura da comunidade de invertebrados aquáticos em riachos apresentando diferentes estados de conservação ambiental. Em cada riacho (impactado e referência) foi selecionado um trecho de 100 metros, os quais foram divididos em cinco pontos amostrais, distante 20 metros um do outro.

No riacho referência, folhas oriundas da vegetação ripária foram coletadas nos cinco pontos amostrais ao longo do trecho selecionado. Em cada ponto amostral, 18 baldes, (25 cm de diâmetro x 26 de profundidade) foram espalhados em três cordas (6 baldes/corda) a aproximadamente 2 metros de altura, perpendicular ao curso de água. O fundo dos baldes foi perfurado para evitar acúmulo de água da chuva. Em intervalos mensais, o detrito acumulado nos baldes foi retirado, pesado (peso úmido) em campo, e os dois baldes com as maiores massas foliares foram selecionados, colocados em *litter bags* (15 x 15 cm; 10 mm de abertura de malha) e incubados nos riachos para decompor por 30 dias. O balde contendo a maior massa foliar foi incubado no riacho referência e o segundo balde contendo a segunda maior massa foliar foi incubado no riacho impactado. A quantidade de material foliar inserido dentro dos *litter bags* variou de 1 a 4 g, dependendo da quantidade de folhas coletadas dentro dos baldes. Após um mês de

incubação, os *litter bags* foram removidos e substituídos por novos. Após a remoção, os *litter bags* foram colocados dentro de sacos plásticos individuais e transportados em caixas térmicas para o laboratório. Quinze amostras mensais (cinco pontos x três *litter bags*) foram incubadas em cada riacho.

Características químicas e físicas da água

Os valores de oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, pH e temperatura da água foram mensurados *in situ* em cada um dos cinco pontos amostrais utilizando uma sonda multi-parâmetro YSI Model. Amônia (Koroleff, 1976), Nitrato (Mackereth et al., 1978), Nitrito (Golterman et al., 1978) e fósforo reativo (Strickland & Parsons, 1960) foram determinados em laboratório a partir de amostras de água (filtrada em 0.7 µm de poro- filtro de fibra de vidro), coletadas em cada um dos cinco pontos amostrais. Foi coletado um litro de água em cada ponto amostral. A alcalinidade total foi determinada através da titulação de 50-100 mL de água do riacho utilizando H₂SO₄ 0.02N até encontrar um pH final de 3.75 (APHA, 2005). Medidas de profundidade local e velocidade de corrente foram obtidas em cada um dos pontos amostrais. Todas as medidas abióticas foram mensuradas mensalmente em cada um dos riachos.

Processamentos em laboratório

Os detritos remanescentes dos *litter bags* foram lavados com água destilada sob peneira de 125 µm, para retenção dos invertebrados aquáticos associados aos detritos. Os invertebrados retidos na peneira foram separados e preservados em álcool 70 % para posterior análise e identificação. Após a identificação, os invertebrados foram classificados em cinco grupos tróficos funcionais segundo a classificação de Merritt & Cummins (1996) e Cummins et al., (2005) tais como: fragmentadores (invertebrados cuja alimentação seja composta principalmente por detritos vegetais e madeiras menores

de 1 mm), raspadores (invertebrados que se alimentam de matéria orgânica particulada fina e algas), predadores (invertebrados que alimentam-se principalmente de detritos de origem animal) e coletores (invertebrados que se alimentam de matéria orgânica particulada grossa e fina). Foram classificados como Generalistas os membros da família Chironomidae e da classe Annelida. A densidade total foi calculada utilizando-se a abundância dos invertebrados aquáticos dividida pelo peso seco total das folhas. Os valores foram expressos em densidade/ g folhas.

Quando possível, foi selecionado de cada *litter bags* cinco folhas de onde retirou-se três discos foliares, com o uso de um furador de rolhas (n=8; 1,5 cm de diâmetro), formando-se assim três conjuntos com cinco discos cada. Os discos foram obtidos a partir de áreas contínuas das folhas, evitando-se as nervuras centrais. Um conjunto de discos foi utilizado para a determinação da biomassa fúngica (através da quantificação do ergosterol), o segundo conjunto de discos foi utilizado para a determinação de biomassa microbiana total (através da quantificação do ATP), e o terceiro conjunto foi utilizado para o cálculo da massa seca livre de cinzas (MSLC; secas em estufa a 60 °C por 72 h, pesado, queimado a 550 °C durante 4h, e novamente pesados para determinar o teor de cinzas e MSLC restante).

Após a remoção dos discos, os detritos restantes foram colocados em vasilhas de alumínio e secos em estufa a 60 °C por 72 h para determinação do peso seco. Posteriormente, as folhas foram trituradas para a caracterização da composição química do detrito foliar. Foram aferidas as porcentagens iniciais de lignina, celulose, fósforo, nitrogênio e polifenóis totais estimados de acordo com Gessner 2005.

Microorganismos

Biomassa Total da Comunidade Microbiana (ATP)

Para a quantificação da biomassa total dos microorganismos decompositores (hifomicetos aquáticos e outros) nós utilizamos a metodologia descrita em Abelho (2005): os discos foliares com 5ml de 1.2 N H₂SO₄ contendo 8 g/L ácido oxálico e 5mL solução tampão HEPES foram triturados, durante um minuto (Polytron, posição 30) e centrifugados (Eppendorf 5430R, 20 min, 4 °C e 10,000 g). Após esse procedimento, o sobrenadante foi filtrado (Sterile Millipore, 0.2 Dm), neutralizado com NaOH e uma alíquota do extrato obtido foi colocada em tubos hidrofóbicos, na presença de uma enzima catalizadora de ATP (luciferase) e solução tampão, para a primeira leitura em luminômetro. Uma segunda leitura foi realizada, a partir de solução com concentrações conhecidas de ATP, que foi utilizada para o cálculo da concentração real de ATP presente na amostra.

Concentração de ergosterol

A determinação da biomassa de fungos associados com as folhas em decomposição foi estimada a partir do teor de ergosterol, um lipídeo exclusivo presente nas membranas destes microorganismos (Gessner 2005). Os conjuntos de discos foram inseridos em tubos contendo 10 ml de metanol e armazenado em geladeira a 4 ° C. O ergosterol foi extraído por fervura (banho-maria 60 °C) em hidróxido de potássio e metanol, sendo então a purificação do extrato obtida por passagem em colunas, com a ajuda de um sistema de vácuo. Após este procedimento, o ergosterol foi eluído com isopropanol e analisado por meio de cromatografia líquida de fase reversa, usando metanol (HPLC). Os resultados foram expressos em µg/g de MSLC e a eficiência deste

processo foi testada a partir de um conjunto de discos estéreis, adicionados a uma solução onde as concentrações de ergosterol eram previamente conhecidas.

Análises estatísticas

Diferenças nas variáveis da água, composição química do detrito, comunidade microbiana e grupos funcionais (variáveis dependentes) entre os riachos (variável categórica) foram testados através de modelos lineares com testes de permutações, utilizando a função *lmp* do pacote “*lmp*”. Esta abordagem é análoga a uma ANOVA convencional, exceto que os valores de *p* são obtidos através da permutação dos dados, em vez de serem derivadas a partir de testes F (testes de permutação para modelos lineares em R, Robert E. Wheeler). Ordenação dos gradientes espaciais de acordo com as variáveis abióticas da água entre os riachos (Tabela 1) foi realizada utilizando-se a Análise de Componentes Principais (PCA) após a padronização das variáveis abióticas utilizadas (Legendre e Legendre, 1998).

A taxa de decomposição foliar (*k* values) foi calculada usando o modelo exponencial negativo de porcentagem de perda de massa ao longo do tempo ($W_t = W_0 e^{-kt}$), onde (W_t = peso remanescente ao longo do tempo; W_0 é a massa inicial; *k* é a taxa de decomposição) (Webster & Benfield, 1986). Além disto, para simultaneamente verificar a importância das variáveis bióticas e abióticas na taxa de decomposição, nos utilizamos uma análise de regressão linear. A taxa de decomposição foi utilizada como uma variável dependente. A interpretação da regressão linear foi baseada nos parâmetros derivados de uma análise de regressão múltipla, onde o coeficiente de determinação (R^2) representa a porcentagem da variável resposta que pode ser explicada através das variáveis preditoras e o valor de *p* representa o nível de significância do modelo (Zar, 2010). O efeito do tipo de riacho na estrutura dos invertebrados aquáticos

que colonizaram as folhas também foi testado. Primeiro, curvas de acúmulo de espécies foram construídas para cada riacho (impactado e referência) utilizando-se os dados de riqueza total. Para a construção das curvas nos utilizamos o estimador de Mau Tau, que representa o número observado de espécies aleatorizando a ordem de acumulação seqüencial. O método fornece 95% de intervalo de confiança e permite a comparação estatística direta de riqueza entre os conjuntos de amostras (Colwell et al., 2004). Além disso, o esforço amostral pode ser avaliado a partir do ponto em que as curvas de acumulação de espécies estabilizarem. Segundo, o índice de Bray Curtis que foi utilizado para medir a similaridade entre os riachos com base na composição e abundância dos grupos funcionais. Para descrever os padrões das assembléias, foi realizado um Escalonamento Multidimensional não-Métrico (nMDS) sobre a matriz de similaridade, usando a função metaMDS. A mesma matriz foi usada para testar se modificações ambientais interferem na estrutura das comunidades aquáticas via análise PERMANOVA (Permutational multivariate analyses of variance), com a função Adonis. Todas as análises foram executadas no programa R studio (R Development Core Team, 2010).

RESULTADOS

Análises físicas e químicas da água dos riachos

As variáveis físicas e químicas da água diferiram significativamente entre os riachos, exceto os valores de pH (Tabela 1). Os valores médios de condutividade (84,0 *versus* 66,3 $\mu\text{S}/\text{cm}$), velocidade (8,1 *vs* 5,8 m/s) e temperatura da água (24,7 *vs* 18,3 °C) foram maiores na riacho impactado do que no riacho referência. Por outro lado, os valores médios de oxigênio dissolvido foram maiores nos riacho referência do que no impactado (8,9 *vs* 8,3 mg/L). A concentração de nutrientes na água foi menor no

referência do que no impactado. Os valores médios variaram de 81,43 µg/L para 112,47 µg/L para o nitrato, 4,14 µg/L para 9,28 µg/L para fósforo reativo solúvel, e 13,33 µg/L para 25,54 µg/L para a amônia. Este padrão não foi observado para os valores de nitrito que variou de 1,09 µg/L no riacho referência para 0,04 µg/L no riacho impactado.

Tabela 1. Valores Mínimos (min.), máximo (Max.) e média (\pm DP) das variáveis físicas e químicas da água mensuradas nos riachos estudados no período de Setembro de 2010 a Setembro de 2011. $p < 0,05$ indica as variáveis que diferiram significativamente entre os riachos.

Variáveis	referência		impactado		<i>p</i>
	Min-Max	Média \pm DP	Min-Max	Média \pm DP	
pH	6,0 - 8,0	7,0 \pm 0,4	6,0 - 8,0	7,03 \pm 0,3	0,587
Condutividade ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	48,0 - 90,0	66,3 \pm 1,9	70,0 - 116,0	84,0 \pm 1,2	0,001
Oxigênio dissolvido (mg L^{-1})	6,0 - 11,0	8,9 \pm 0,14	6,0 - 12,0	8,3 \pm 0,14	0,007
Alcalinidade (meq L^{-1})	0,0 - 1,0	0,1 \pm 0,01	0,0 - 0,0	0,2 \pm 0,01	0,002
Temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$)	13,0 - 23,0	18,0 \pm 2,7	13,0 - 26,0	24,7 \pm 4,1	0,000
Velocidade da água (m s^{-1})	1,0 - 16,0	5,8 \pm 0,31	2,0 - 21,0	8,1 \pm 0,5	0,001
Profundidade (cm)	10,0 - 45,0	22,3 \pm 6,7	11,0 - 30,0	20,6 \pm 4,1	0,024
Amônia ($\mu\text{g L}^{-1}$)	0,0 - 0,0	15,2 \pm 1,2	1,0 - 56,0	19,2 \pm 2,2	0,006
Fósforo ($\mu\text{g L}^{-1}$)	1,0 - 13,0	4,1 \pm 0,3	1,0 - 16,0	9,3 \pm 0,9	0,009
Nitrito ($\mu\text{g L}^{-1}$)	0,0 - 0,0	1,0 \pm 0,17	0,0 - 3,0	0,04 \pm 0,1	0,007
Nitrato ($\mu\text{g L}^{-1}$)	10,0 - 79,0	81,4 \pm 9,7	7,0 - 253,0	112,0 \pm 8,6	0,004

O resultado da análise de componentes principais mostrou que as variáveis abióticas analisadas apresentaram-se separadamente nos dois primeiros eixos da PCA, os quais juntos condensaram mais de 50,2 % da variação total (Fig. 2). O primeiro eixo da PCA explicou 30,6% dos dados ambientais e separou as variáveis em um gradiente como indicado pelo rank da correlação de Spearman entre os scores dos eixos e a profundidade ($r_s = 0,58$), nitrito ($r_s = 0,67$;), oxigênio dissolvido ($r_s = 0,74$;), concentração de fósforo ($r_s = 0,70$;), velocidade da água ($r_s = 0,43$; condutividade ($r_s = 0,79$) e nitrato ($r_s = 0,55$). O segundo eixo explicou apenas 19,5% dos dados ambientais

e discriminou as amostras em verão e inverno como indicado pelos valores significativos da correlação de Spearman com a temperatura da água ($r_s = -0,77$); pH ($r_s = -0,43$); Amônia ($r_s = -0,41$) e alcalinidade ($r_s = -0,60$).

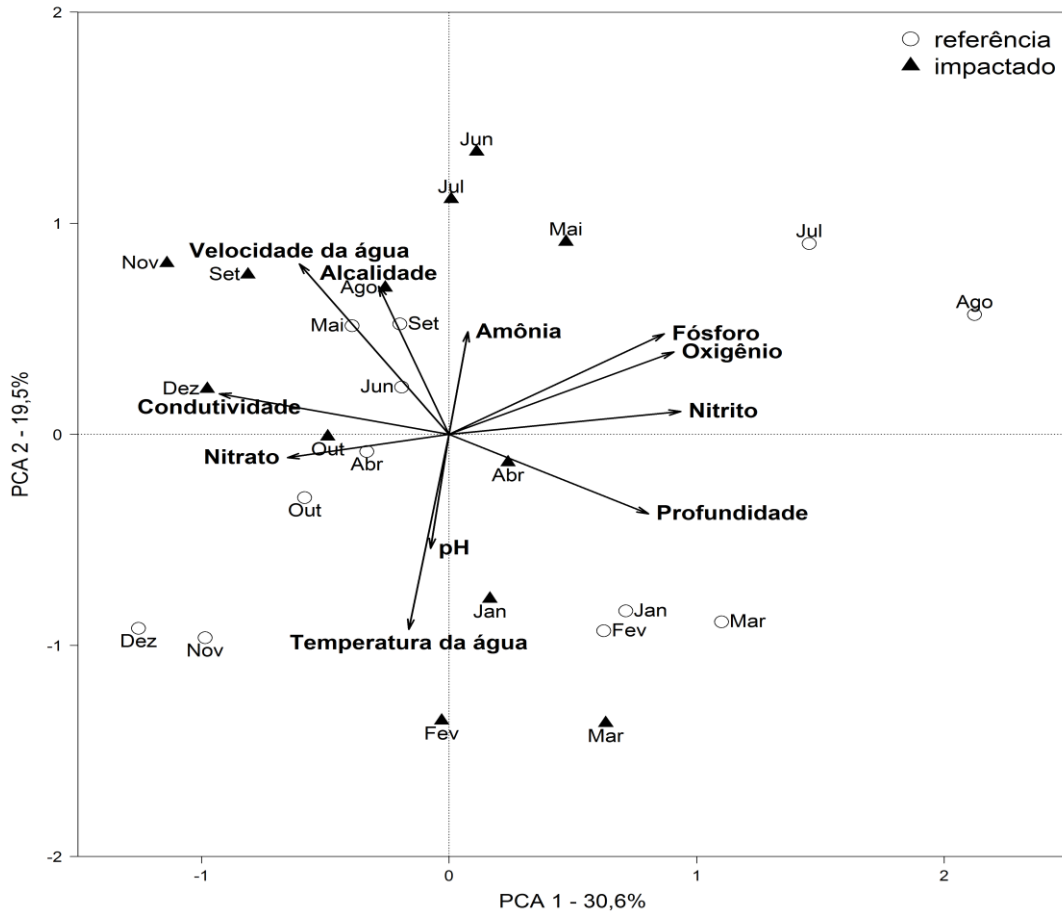


Figura 2. Análise de componentes principais com as variáveis abióticas da água aferidas nos riacho impactado e referência durante o período de Setembro 2010 a Setembro 2011. A direção das setas reflete a variação máxima de cada variável. As variáveis utilizadas nesta análise estão na tabela 1. Jan = janeiro, fev = Fevereiro, Mar = março, abr = Abril, Mai = maio, Jun = junho, Jul = julho, Ago = agosto, Set = setembro, Out = Outubro, Nov = novembro e Dez = dezembro.

Perda de massa e taxa de decomposição foliar

Os valores de massa remanescente ($F_{1,293} = 4,8569$; $p = 0,028$) e taxa de decomposição dos detritos foliares estudados ($F_{1,293} = 6,1352$; $p = 0,013$) diferiram significativamente entre os riachos. A quantidade de massa remanescente das folhas incubadas no riacho referência (média \pm DP: 40% \pm 8,9 g) foi menor quando comparado

ao riacho impactado (média \pm DP: 46% \pm 15,7 g). Conseqüentemente, a taxa de decomposição foi maior no riacho referência ($k = 0,041 \pm 0,020$) do que no riacho impactado ($k = 0,0324 \pm 0,008$; Fig. 3).

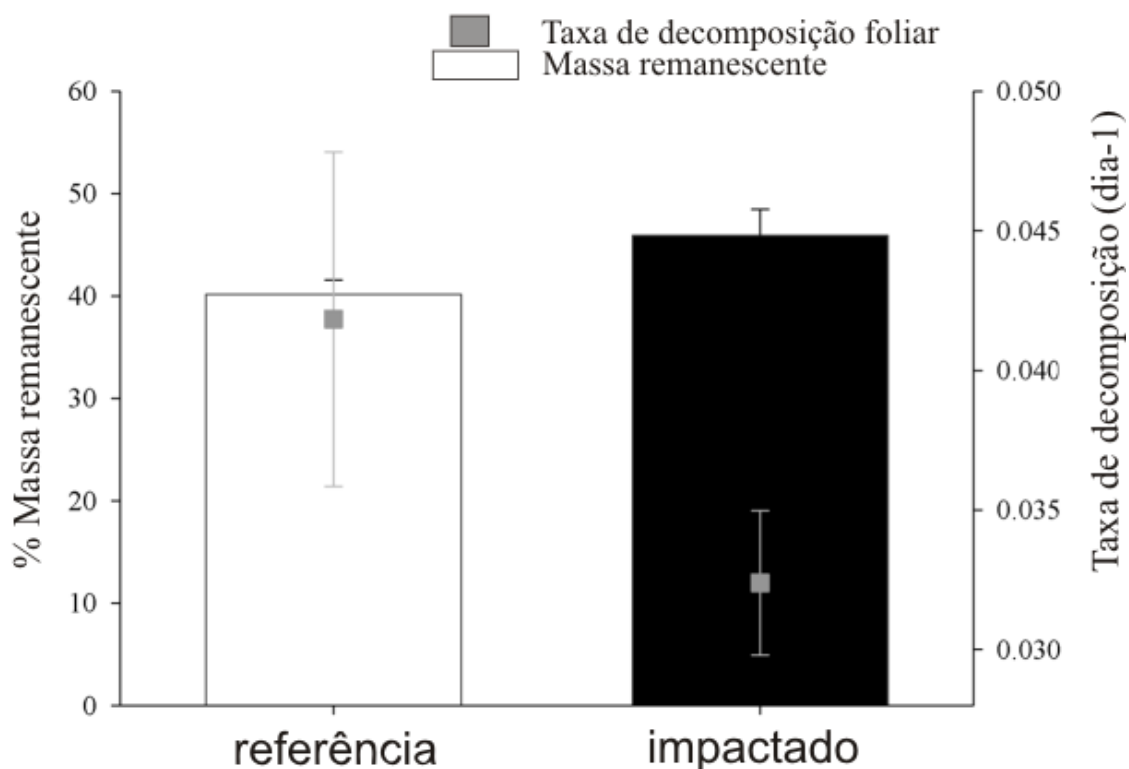


Figura 3. Massa remanescente (média \pm DP) e taxa de decomposição dos detritos foliares incubados nos riachos referência e impactado.

A análise de regressão múltipla entre a taxa de decomposição foliar e as variáveis preditoras (Tabela 2) mostrou que dentre as quatorzes variáveis bióticas e abióticas selecionadas, somente sete apresentaram uma relação significativa com os coeficientes de decomposição foliar no riacho referência. A taxa de decomposição aumentou com os valores de pH ($r = 1,82$; $p = 0,028$), condutividade ($r = 1,60$; $p = 0,000$), oxigênio dissolvido ($r = 1,75$; $p = 0,024$), ATP ($r = 0,15$; $p = 0,009$), concentração de ergosterol ($r = 0,05$; $p = 0,048$), nitrito ($r = 1,00$; $p = 0,035$) e presença de fragmentadores ($r = 0,87$; $p = 0,050$), e diminuiu com a concentração de fósforo na

água ($r = -1,42$; $p = 0,012$). No riacho impactado, das 14 variáveis selecionadas somente a concentração de fósforo na água foi significativamente correlacionado ($r = -0,63$; $p = 0,027$) com a taxa de decomposição.

Tabela 2. Resultado da análise de regressão múltipla entre variáveis bióticas e abióticas versus as taxas de decomposição foliar. $p < 0,05$ indica que as variáveis diferiram significativamente entre os riachos.

	Slope	referência		Slope	impactado	
		F	<i>p</i>		F	<i>p</i>
Amônia ($\mu\text{g L}^{-1}$)	0,13	0,15	0,695	-0,73	0,23	0,635
Nitrato ($\mu\text{g L}^{-1}$)	0,39	2,80	0,106	0,01	0,04	0,828
Nitrito ($\mu\text{g L}^{-1}$)	1,00	4,90	0,035	-0,02	0,40	0,533
Fósforo ($\mu\text{g L}^{-1}$)	-1,42	7,62	0,012	-0,63	6,12	0,027
ATP	0,15	7,96	0,009	-0,89	0,57	0,462
Ergosterol	0,05	4,07	0,048	0,75	0,21	0,648
Fragmentadores (den gr^{-1})	0,87	4,06	0,050	0,13	0,08	0,771
Alcalinidade (meq L^{-1})	-0,21	0,69	0,411	0,30	0,01	0,911
Condutividade ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	1,60	19,6	0,000	0,03	0,42	0,524
Profundidade (cm)	0,49	0,55	0,461	-0,47	3,76	0,074
Oxigênio dissolvido (mg L^{-1})	1,75	5,66	0,024	0,28	1,31	0,272
pH	1,82	5,41	0,028	0,35	0,89	0,362
Temp. água ($^{\circ}\text{C}$)	1,91	0,29	0,592	-0,27	1,23	0,282
Intercepto	-20,53			-1,52		
R ²	0,71			0,54		
R ² ajustado	0,55			0,04		
DF residual	0,50			0,56		
Valor de <i>p</i>	0,0004			0,43		

Composição química dos detritos foliares

A análise da composição química inicial dos detritos indicou que os detritos foliares incubados no riacho impactado apresentaram maiores concentrações de fósforo ($0,23 \pm 0,06$ vs $0,17 \pm 0,04$; $p = 0,009$) e lignina ($53,6 \pm 6,0$ vs $40,7 \pm 4,9$; $p = 0,003$) quando comparados aos detritos foliares incubados no riacho referência. Entretanto, este padrão não se manteve para os valores de celulose ($22,5 \pm 2,5$ vs $23,5 \pm 2,5$; $p =$

0,8861) e polifénóis totais (2.70 ± 0.4 vs 3.71 ± 0.4 , $p = 0.0008$) que apresentaram maiores valores no riacho referência quando comparado ao impactado.

Comunidade microbiana

A biomassa microbiana total (concentração de ATP) associada às folhas em decomposição variou significativamente entre os riachos estudados ($F_{1,259} = 24,625$; $p = 0,0001$; Fig. 4). No riacho referência, o pico médio de ATP foi de 223 nmol/g MSLC e no riacho impactado foi de 331 nmol/g MSLC. A biomassa de fungos (verificada através da concentração de ergosterol) nas folhas em decomposição (Fig. 4) também diferiu entre os riachos ($F_{1,27} = 11,189$; $p = 0,0096$). Os maiores picos foram observados no riacho referência (385 μg ergosterol/g MSLC) e os menores picos no riacho impactado (325 μg ergosterol/g MSLC).

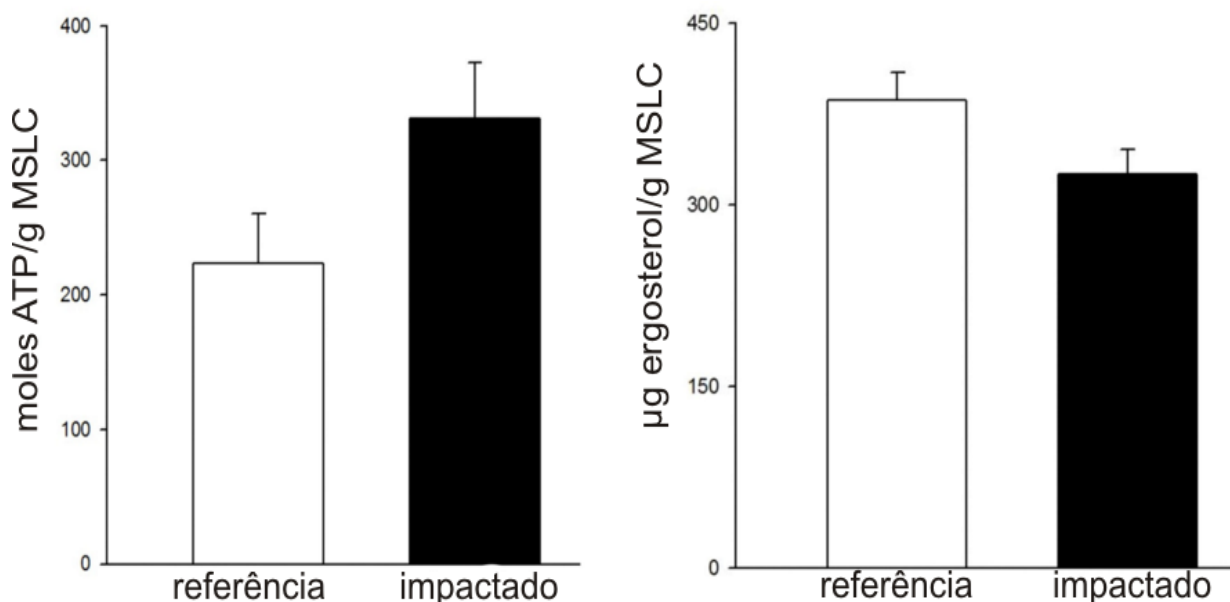


Figura 4. Valores médios (\pm DP) da biomassa microbiana total (ATP) e biomassa fúngica (como a concentração de ergosterol) nos detritos foliares incubado nos riachos referência e impactado.

Comunidade de invertebrados aquáticos e grupos funcionais de alimentação

A densidade e a riqueza total dos invertebrados aquáticos foram significativamente relacionadas às características dos dois riachos. Durante o processo de decomposição do detrito foliar, a densidade total foi maior no riacho impactado (4900 ind./massa foliar) do que no riacho referência (3910 ind./massa foliar; Fig. 5), entretanto, a riqueza total de taxa foi maior no riacho referência (31 taxa) do que no impactado (26 taxa). Chironomidae e Oligochaeta foram predominantes nos detritos foliares incubados nos riachos referência e impactado. Por outro lado, no riacho referência em adição a presença de Chironomidae, outros grupos de invertebrados aquáticos foram predominantes, tais como Hidropsychidae, Lephtholebiidae, Hidroptilidae, Leptoceridae e Calamoceratidae (Tabela 3).

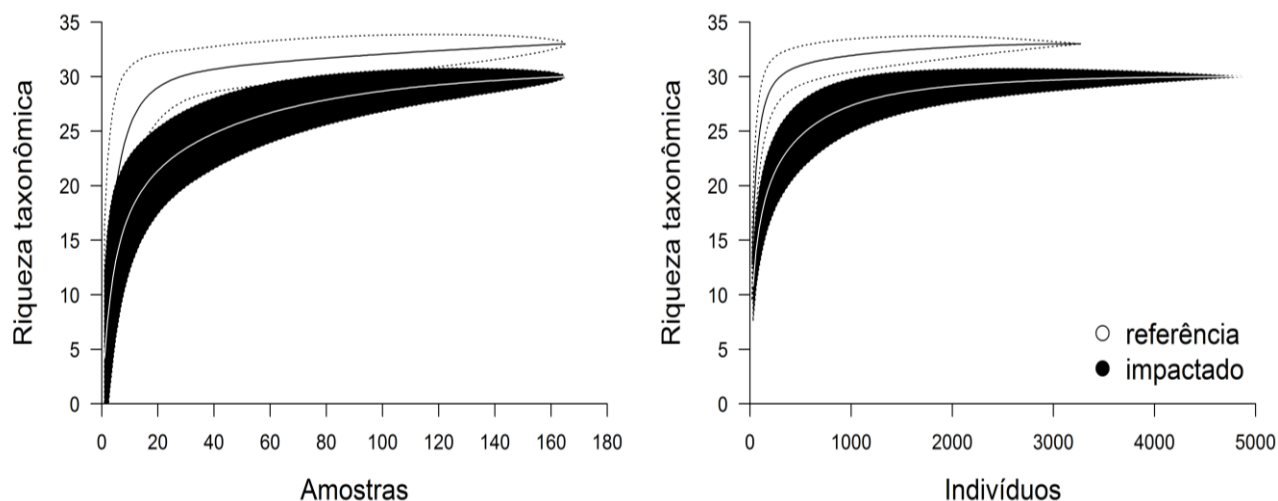


Figura 5. Análise de rarefação comparando a riqueza de taxa de invertebrados aquáticos encontrado nos detritos foliares incubados no riacho referência e impactado.

A distribuição e abundância dos grupos tróficos funcionais foi significativamente diferente entre os riachos (Fig. 6 e Tabela 4). A abundância relativa

dos raspadores (162 vs 117 ind.g/ MSLC), fragmentadores (430 vs 117 ind.g/MSLC) e predadores (250 vs 36 ind.g/ MSLC) foi maior no riacho referência do que no impactado. No riacho impactado, generalistas (1665 vs 740 ind.g/MSLC), Coletores-filtradores (541 vs 304 ind.g/MSLC) e coletores-catadores (388 vs 296 ind.g/MSLC) apresentaram uma abundância maior do que no riacho referência.

A análise de nMDS demonstrou uma separação na estrutura dos grupos funcionais entre os riachos (Fig. 7). Todos os grupos formados foram validados de acordo com a PERMANOVA (Pseudo-F = 4,095; p (perm) = 0,0001) que demonstrou diferenças significativas na estrutura e composição dos grupos funcionais de acordo com as características de cada riacho estudado.

Tabela 3. Classificação taxonômica e grupo funcional trófico (GFT), densidade média (indivíduos/g) e média + desvio padrão (\pm) por taxa de invertebrados aquáticos presentes nos detritos foliares ao longo do período de incubação, nos dois riachos (referência e impactado).

	GFT	referência	impactado
Chironomidae	Ge	3,5 \pm 0,4	9,3 \pm 2,4
Philopotamidae	Co-Fil	0,9 \pm 0,1	0,0 \pm 0,0
Simullidae	Co-Fil	1,3 \pm 0,2	3,9 \pm 1,3
Hidropsychidae	Co-Fil	3,0 \pm 0,4	3,2 \pm 0,7
Hidroptilidae	Ga	2,3 \pm 0,4	1,6 \pm 0,5
Leptoceridae	Fr	1,9 \pm 0,2	0,3 \pm 0,1
Calamoceratidae	Fr	1,6 \pm 0,2	0,6 \pm 0,2
Elmidae	Co-Ca /Rs	2,3 \pm 0,3	1,5 \pm 0,3
Dixidae	Co-Ca	1,0 \pm 0,2	0,0 \pm 0,0
Oligochaeta	Co-Ca	1,2 \pm 0,2	7,4 \pm 1,7
Leptophlebiidae	Co-Ca	2,8 \pm 0,4	0,8 \pm 0,2
Baetidae	Co-Ca	1,0 \pm 0,2	0,9 \pm 0,2
Empididae	Pr	0,9 \pm 0,2	0,8 \pm 0,2
Megapodagrionidae	Pr	0,8 \pm 0,1	0,1 \pm 0,0
Calopterigidae	Pr	1,0 \pm 0,2	0,6 \pm 0,1
Outros		0,4 \pm 0,0	0,1 \pm 0,0

Ge = generalista, Co-Fil = coletores-filtradores, Ca = Catadores, Fr = fragmentadores, Rs = raspadores,

Ca-Co = coletor-catador, Pr = predadores

Tabela 4. Resultado dos modelos lineares e abundância média dos invertebrados aquáticos de acordo com os grupos funcionais de alimentação presentes nos detritos foliares ao longo do período de incubação, nos dois riachos (referência e impactado). $p < 0.05$ indica que os grupos diferiram significativamente entre os riachos.

Grupos funcionais	referência	impactado	valor de F	<i>p</i>
Generalistas	740 ± 61	1665 ± 411	5,22	0,0298
Filtradores-coletores	304 ± 78	541 ± 21	6,47	0,0114
Raspadores	162 ± 145	117 ± 109	5,62	0,0183
Fragmentadores	162 ± 58	117 ± 86	8,55	0,0036
Raspadores-coletores	296 ± 78	388 ± 233	51,59	0,0003
Predadores	106 ± 20	36 ± 11	99,50	0,0002

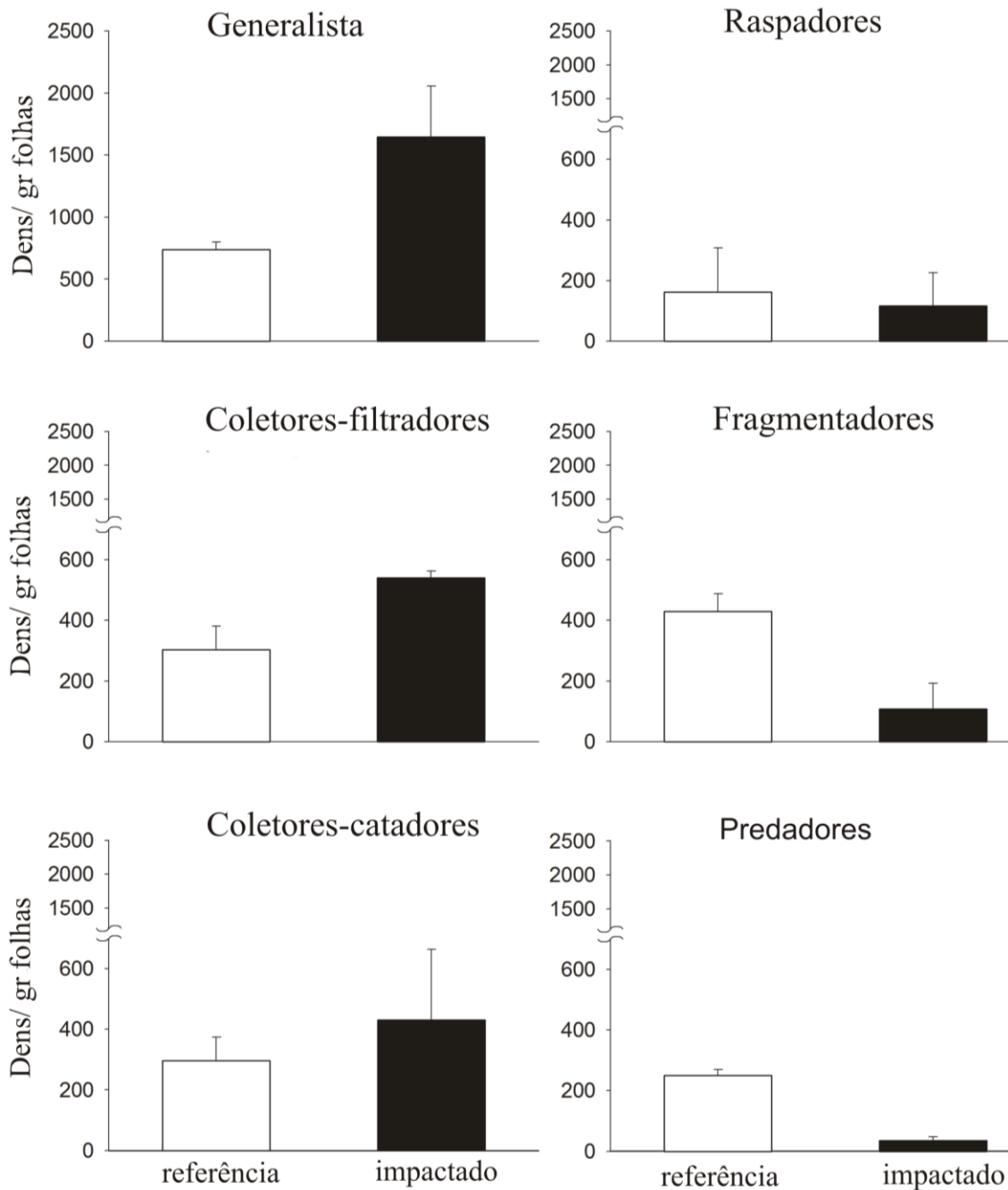


Figura 6. Densidade média (indivíduos/g) (média + desvio padrão (\pm)) dos grupos tróficos funcionais presentes nos detritos foliares ao incubação nos riachos referência e impactado.

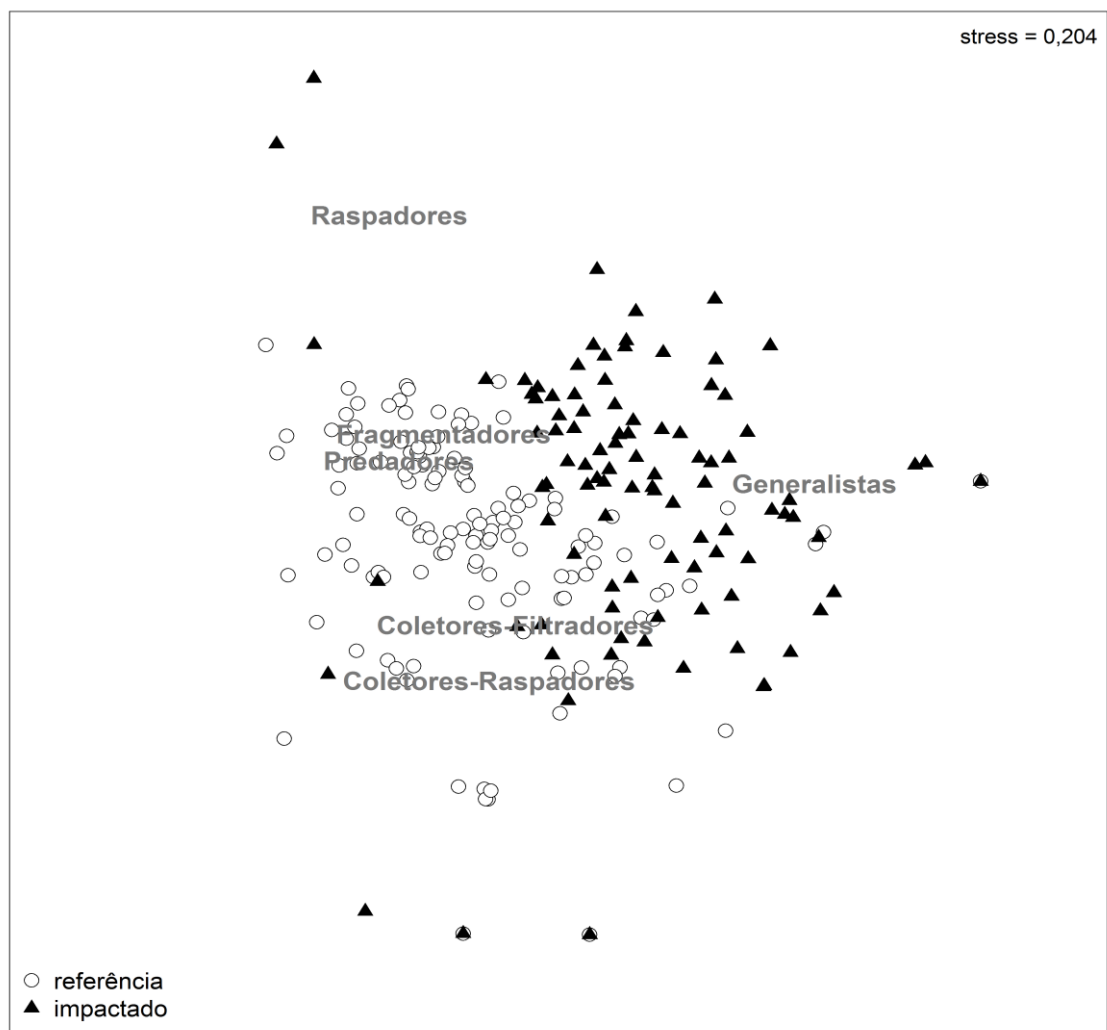


Figura 7. Escalonamento Multidimensional não-métrico (NMDS) dos grupos tróficos funcionais identificados nos detritos foliares incubados nos riacho referência e impactado.

DISCUSSÃO

Este estudo fornece uma contribuição para o uso do coeficiente de decomposição foliar como uma ferramenta para avaliar a integridade ecológica dos ecossistemas aquáticos. Nossos resultados demonstraram que a decomposição dos detritos foliares foi sensível para detectar às diferenças no tipo de riachos, mostrando que mesmo um nível moderado de influência antrópica pode causar alterações no funcionamento dos

ecossistemas aquáticos, suportando nossa primeira hipótese. Entretanto, nosso estudo destaca alguns aspectos que devem ser levados em consideração quando utiliza-se a decomposição foliar como uma medida ambiental para avaliar a integridade ecológica dos ecossistemas aquáticos. A decomposição foliar pode responder de diferentes formas aos fatores ambientais de acordo com as características climáticas da região, o que complica a sua utilização como indicador ecológico universal (Pozo et al., 2011; Pérez et al., 2011). Alguns estudos têm encontrado diferentes respostas no uso do coeficiente de decomposição foliar como medida funcional de integridade ecológica. Alguns foram inconclusivos (Danger e Robson, 2004; Riipinen et al., 2010), enquanto outros apresentaram resultados divergentes. Por exemplo, McKie e Malmqvist (2009) encontraram em uma área impactada, as maiores taxas de decomposição foliar, resultado oposto encontrado em nosso estudo e por Kreutzweiser et al. (2008). As diferenças observadas entre estes estudos podem ser reflexos dos diferentes métodos experimentais utilizados, da idade e do nível de modificação da floresta, ou na estrutura biótica e abiótica dos riachos antes das modificações ambientais (Lecerf et al, 2007; Riipinen et al., 2010).

Entre as variáveis ambientais que podem interferir na decomposição do detrito foliar e que devem ser levadas em consideração quando se usa o coeficiente de decomposição foliar como uma medida funcional, a temperatura, oxigênio dissolvido e a concentração de nutrientes na água são fatores importantes, devido ao seu efeito sobre as taxas metabólicas (Irons et al., 1994; Young, 2009; Encalada, 2010). Em termos gerais, o aumento da temperatura da água, devido as modificações na vegetação ripária leva a um aumento da atividade microbiana e dos invertebrados fragmentadores, aumentando assim a decomposição (Barlocher & Graça, 2002). Neste estudo, a temperatura da água foi maior no riacho impactado, embora tenhamos encontrado uma

menor taxa de decomposição foliar, ao contrário do reportado por Mickie e Malmqvist (2009), aceitando assim parcialmente a nossa segunda hipótese. Provavelmente, outros fatores devem ter mascarado os efeitos do aumento da temperatura da água, ou este aumento não foi suficiente para provocar mudanças nos processos ecológicos.

No riacho impactado, a redução da vegetação ripária associada à entrada de esgoto doméstico levou a um aumento na alcalinidade, condutividade, temperatura e concentração de nutrientes (nitrato, fósforo e amônia) na água, por outro lado, observou-se uma diminuição na concentração de oxigênio dissolvido. O aumento na concentração de nitrogênio e fósforo na água, em áreas impactadas, pode estimular a atividade microbiana, consequentemente aumentando as taxas de decomposição foliar (Robinson e Gessner, 2000). Entretanto, nossos resultados demonstraram uma relação negativa entre os valores de k e a concentração de fósforo na água, em ambos os riachos. Este resultado é difícil de explicar, uma vez que, relações positivas entre o fósforo e as taxas de decomposição foliar são mais frequentes na literatura (Gulis et al., 2006; Mckie & Malmqvist, 2009). Entretanto, acredita-se que (1) a correlação observada pode ser um indicativo de ausência da relação entre a taxa de decomposição e a concentração de fósforo na água (2) ou a concentração de fósforo na água, do riacho estudado, pode não ser um fator limitante para a atividade dos microrganismos decompositores (3) e/ou fatores adicionais não mensurados em nosso estudo, como íons importantes (zinco, cálcio, magnésio) pode também afetar a atividade dos decompositores. Resultados semelhantes foram encontrados por Baldy et al. (2007) em riachos com menores concentrações de fósforo na água e maiores concentrações de nitrato.

Embora nenhuma relação significativa tenha sido encontrada entre a taxa de decomposição foliar e a comunidade microbiana no riacho impactado, observou-se

uma relação antagônica entre a biomassa de fungos (hifomicetos aquáticos) e a comunidade microbiana (provavelmente bactérias) nos detritos foliares, sendo a comunidade microbiana total mais abundante do que biomassa fúngica durante o processo de decomposição foliar. Nós sugerimos duas explicações: (1) as interferências antrópicas no canal do riacho podem ter resultado em um menor fluxo de água e velocidades de corrente, resultando assim em uma turbulência limitada e, portanto, criando um hábitat desfavorável para os hifomicetos aquáticos (Medeiros et al, 2009) e (2) as menores concentrações de oxigênio dissolvido na coluna d' água pode ter afetado a atividade dos hifomicetos aquáticos, promovendo a ação de outros microorganismos decompositores, tais como as bactérias (O'Connell et al, 2000; Quintão et al., 2013). Esses fatores podem explicar as menores taxas de decomposição foliar observado no riacho impactado, os quais concordam com os estudos apontando para um papel menor das bactérias na decomposição foliar (Hieber & Gessner, 2002; Pascoal & Cássio, 2004; Pascoal et al., 2005).

No riacho referência onde a biomassa fúngica foi maior, a taxa de decomposição foliar foi mais rápida. A combinação da qualidade ambiental (representado pela qualidade da água e conservação do riacho), a comunidade microbiana (presença dos fungos hifomicetos) e comunidade aquática (principalmente atividades dos fragmentadores) provavelmente influenciaram nas taxas de decomposição foliar. Os resultados obtidos neste estudo são consistentes com a literatura (Lecerf et al., 2010, Jigutti et al., 2012), que destaca que mesmo pequenas modificações antrópicas podem levar a mudanças significativas no funcionamento do ecossistema (Ferreira & Chauvet, 2011).

Invertebrados aquáticos

A estrutura e composição dos invertebrados aquáticos durante o processamento foliar foi diferente entre os dois riachos. A presença de invertebrados aquáticos em cada riacho foi relacionada com a sua capacidade de se adaptar as mudanças na qualidade ambiental. Em geral, houve uma redução na riqueza taxonômica coincidindo com um aumento da dominância de espécies tolerantes, principalmente Chironomidae no riacho impactado enquanto no riacho referência, a presença de espécies sensíveis, tais como Plecoptera, Ephemeroptera e Trichoptera é sugerida como bons indicadores da qualidade ambiental.

A densidade relativa dos invertebrados, quando classificados quanto aos grupos tróficos funcionais (GTF), também foi um fator que causou diferenças nas taxas de decomposição entre os riachos. Com relação à integridade estrutural nos processos ecossistêmicos, nossos resultados estão de acordo com estudos publicados que afirmam que grupos funcionais específicos podem ter um forte impacto nos ecossistemas aquáticos (Jonsson et al, 2001; Sponseller & Benfield, 2001; Hutchens & Wallace, 2002). Por exemplo, em nosso estudo, os fragmentadores foram bons indicadores estruturais da integridade do ecossistema. No riacho referência, onde a abundância dos fragmentadores foi alta, o coeficiente de decomposição dos detritos foliares foi mais alto, contrastando com o baixo coeficiente de decomposição no riacho impactado. Embora mesmo moderado, as mudanças antrópicas no riacho impactado podem ter conseqüências na integridade do ecossistema. Mudanças no canal do riacho e na estrutura da vegetação ripária podem levar a uma intensa sedimentação no leito do riacho. Um estudo recente demonstrou que os fragmentadores podem ser eliminados através da sedimentação (Yule et al., 2010). Este fato ficou evidente no riacho impactado, onde o substrato e o detrito foliar foram cobertos com sedimentos finos.

A densidade de filtradores-coletores e raspadores-coletores foi particularmente alta no riacho impactado, provavelmente por causa da disponibilidade de matéria orgânica particulada fina e sedimentos finos (Cummins et al, 2005; Ligeiro et al, 2010). A maior abundância destes grupos podem ter atraído predadores, principalmente larvas de Odonata, explicando assim, a presença ainda que baixa deste grupo no riacho impactado. Raspadores também foram encontrados no riacho impactado. Em sistemas tropicais, os raspadores podem atuar indiretamente, como trituradores quando eles raspam o biofilme da superfície dos substratos (Wantzen e Wagner, 2006, Rezende et al., 2010). No entanto, nosso estudo não demonstrou nenhuma evidência de participação de raspadores na decomposição do detrito foliar em ambos os riachos.

Em resumo, nossos resultados chamam a atenção para a fragilidade dos processos ecológicos em ecossistemas impactados. No nosso estudo, a taxa de decomposição foliar foi eficiente para detectar, mesmo que graus moderados de perturbação antrópica, indicando seu uso em programas de biomonitoramento. Sutherland et al. (2013) destacam a importância da inclusão de novas ferramentas na avaliação ambiental. Desta forma os métodos utilizados neste estudo para interpretar diferenças locais são simples e não requerem alto nível de especialização e nem altos investimentos (Gessner e Chauvet, 2002; Young et al., 2008). Embora, podemos destacar que os alguns parâmetros associados com as comunidades microbianas e de invertebrados aquáticos requerem conhecimentos técnicos e taxonômicos específicos.

AGRADECIMENTOS

Os autores gostariam de agradecer a Danilo Funke (FLORAM / Parque Municipal da Lagoa do Peri) e o Laboratório de Biologia e Cultivo de Peixes de Água Doce (LAPAD) pelo apoio logístico. A Jéssica Pires, Leonardo K Lisboa e Ana Emília

Siegloch que nos ajudaram no processamento das amostras. Os autores também são gratos à Universidade de Brasília e da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo apoio financeiro e pela bolsa de estudo oferecida ao primeiro autor. Este trabalho foi financiado pela CAPES por meio dos projetos PROCAD NF (processo n.º. 173/2010) e PNADB (Processo n.º. 517/2010). Somos gratos ao PELD / CNPq (n.º. 558233/2009-0), FAPEMIG (n.º. APQ-00274-12), EMBRAPA (ECOVALORAÇÃO - chamada 01/2011 - macroprograma 2), e a Universidade de Brasília (DPP; N. 121366/2011), pelo apoio financeiro para o Grupo de Pesquisa AquaRiparia no Departamento de Ecologia.

REFERÊNCIAS:

- Abelho, M., 2005. Extraction and Quantification of ATP as a Measure of Microbial Biomass, In: Graça, M.A.S., Bärlocher, F., Gessner, M.O. (Ed.), *Methods to Study Litter Decomposition: A Practical Guide*. Springer, Dordrecht, pp. 223-229.
- Alba-Tercedor, J., Jáimez-Cuéllar, P., Alvarez, M., Avilés, J., Bonada, N., Casas, J., Mellado, A., Ortega, M., Pardo, I., Prat, N., Rieradevall, M., Robles, S., Sáinz-Cantero, C.E., Sánchez-Ortega, A., Suárez, M.L., Toro, M., Vidal-Abarca, M.R., Vivas, S., Zamora-Munoz, C., 2006. Caracterización del estado ecológico de ríos mediterráneos ibéricos mediante el índice IBMWP. *Limnetica* 21, 175-186.
- APHA (American Public Health Association), 1998. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 20th ed. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation, Washington, DC.
- Baldy, V., Gobert, V., Guerold, F., Chauvet, E., Lambrigot, D., Charcosset, J.Y., 2007. Leaf litter breakdown budgets in streams of various trophic status: effects of dissolved inorganic nutrients on microorganisms and invertebrates. *Freshwater Biol.* 52, 1322-1335.
- Bärlocher, F., Graça, M.A.S., 2002. Exotic riparian vegetation lowers fungal diversity but not leaf decomposition in Portuguese streams. *Freshwater Biol.* 47, 1123-1135.
- Boyero, L., Pearson, R.G., Dudgeon, D., Graça, M.A.S., Gessner, M.O., Albariño, R.J., Ferreira, V., Yule, C.M., Boulton, A.J., Arunachalam, M., Callisto, M., Chauvet, E., Ramiírez, A., Chará, J., Moretti, M., Gonçalves, J.F. Jr., Helson, J.E., Chará -Serna, A.M., Encalada, A.C., Davies, J.N., Lamothe, S., Cornejo, A., Li, A.O.Y., Buria, L.M., Villanueva, V.D., Zúniga, M.C., Pringle, C.M. Global distribution of a key trophic guild contrasts with common latitudinal diversity patterns. *Ecology* 92, 1839-1848.
- Broadmeadow, S., Nisbet, T.R., 2004. The effects of riparian forest management on the freshwater environment: a literature review of best management practice. *Hydrol Earth Syst Sc.* 8, 286-305.

- Casas, J.J., Larrañaga, A., Menéndez, M., Pozo, J., Basaguren, A., Martínez, A., Pérez, J., González, J.M., Mollá, S., Casado, C., Descals, E., Roblas, N., López-González, J. A., Valenzuela, J.L., 2013. Leaf litter decomposition of native and introduced tree species of contrasting quality in headwater streams: How does the regional setting matter? *Sci. Total Environ.* 460, 197- 208.
- Castela, J., Ferreira, V., Graça, M.A.S., 2008. Evaluation of stream ecological integrity using litter decomposition and benthic invertebrates. *Environ Pollut.* 153, 440-449.
- Colwell, R.K., Mao, C.X., Chang, J., 2004. Interpolating, extrapolating, and comparing incidence-based species accumulation curves. *Ecology* 85, 2717-27
- Cummins, K.W., Merritt, R.W., Andrade, P.C.N., 2005. The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in south Brazil. *Stud Neotrop Fauna Environ.* 40, 69-89.
- Danger, A.R., Robson, B.J., 2004. The effects of land use on leaf-litter processing by macroinvertebrates in an Australian temperate coastal stream. *Aquat Sci.* 66, 296-304.
- Dangles, O., Gessner, M.O., Guerold, F., Chauvet, E., 2004. Impacts of stream acidification on litter breakdown: implications for assessing ecosystem functioning. *J. Appl. Ecol.* 41, 365-378.
- Dolédec, S., Statzner, B., 2010. Responses of freshwater biota to human disturbances: contribution of J-NABS to developments in ecological integrity assessments. *J. North Am. Benthol. Soc.* 29, 286-311.
- Doughty, C.E., Wolf, A., Field, C.B., 2010. Biophysical feedbacks between the Pleistocene megafauna extinction and climate: The first human-induced global warming? *Geophys. Res. Lett.* 37, L15703.
- 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 Biol.* 55, 1719-1733.
- Fausch, K. D., Baxter, C.V., Murakami, M., 2010. Multiple stressors in north temperate streams: lessons from linked forest-stream ecosystems in northern Japan. *Freshwater Biol.* 55, 120-134.
- Ferreira, V., Graça, M.A.S., Feio, M.J., Mieiro, C., 2004. Water quality in the Mondego river basin: pollution and habitat heterogeneity. *Limnetica* 23, 295-306.
- Ferreira, V., Chauvet, E., 2011. Synergistic effects of water temperature and dissolved nutrients on litter decomposition and associated fungi. *Glob Chang Biol.* 17, 551-564.
- Findlay, S., 2010. Stream microbial ecology. *J. North Am. Benthol. Soc.* 29, 170-181.
- Food and Agriculture Organisation (FAO), 2010. Global Forest Resources Assessment 2010: Main Report. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy
- Freeman, M.C., Pringle, C.M., Jackson, C.R., 2007. Hydrologic connectivity and the contribution of stream headwaters to ecological integrity at regional scales. *J. Am. Water Resource Assoc.* 43, 5-14.

- Gessner, M.O., 2005. Ergosterol as a measure of fungal biomass. In: Graça, M.A.S., Bärlocher, F., Gessner, M.O. (Ed.), *Methods to Study Litter Decomposition: A Practical Guide*. Springer, Dordrecht, pp. 189-195.
- Gessner, M.O., Chauvet, E., 2002. A case for using litter breakdown to assess functional stream integrity. *Ecol. Appl.* 12, 498-510.
- Gessner, M.O., Chauvet, E., Dobson, M., 1999. A perspective on leaf litter breakdown in streams. *Oikos* 85, 377-384.
- Gill, J.L., Williams, J.W., Jackson, S.T., Lininger, K.B., Robinson, G.S., 2009. Pleistocene megafaunal collapse, novel plant communities, and enhanced fire regimes in North America. *Science*. 326, 1100-1103.
- Gonçalves, J.F., Rezende, R.S., Martins, N.M., Gregório, R.S., 2012. Leaf breakdown in an Atlantic Rain Forest stream. *Aust Ecol.* 37, 807-815.
- Gonçalves, J.F., França, J.S., Medeiros, A.A.O., Rosa, C.A., Callisto, M., 2006. Leaf breakdown in a tropical stream. *Int Rev Hydrobiol* 91, 164-177.
- Gonçalves, J.F., Graça, M.A.S., Callisto, M., 2006. Leaf-litter breakdown in 3 streams in temperate, Mediterranean, and tropical Cerrado climates. *J. North Am. Benthol. Soc.* 25, 344-355.
- Golterman, H.L., Clymo, R.S., Ohnstad, M.A.M., 1978. *Methods for physical and chemical analysis of freshwater*. Blackwell Sci. Publisher, Oxford
- Gulis, V., Ferreira, V., Graça, M.A.S., 2006. Moderate stream eutrophication stimulates leaf litter decomposition and associated fungi and invertebrates. *Freshwater Biol.* 51, 1655-1669.
- Gulis V, Suberkropp K (2003). Leaf litter decomposition and microbial activity in nutrient-enriched and unaltered reaches of a headwater stream. *Freshw Biol* 48: 123–134.
- Hennemann, M., Petrucio, M.M., 2011. Spatial and temporal dynamic of trophic relevant parameters in a subtropical coastal lagoon in Brazil. *Environ Monit Assess.* 181, 347-61.
- Hieber, M., Gessner, M.O., 2002. Contribution of stream detritivores, fungi, and bacteria to leaf breakdown based on biomass estimates. *Ecology* 83, 1026-1038.
- Hutchens, J.J.Jr., Wallace, B., 2002. Ecosystem linkages between southern Appalachian headwater streams and their banks: leaf litter breakdown and invertebrate assemblages. *Ecosystems* 6, 80-91.
- Irons, J.G., Oswood, M.W., Stout, J.R., Pringle, C.M., 1994. Latitudinal patterns in leaf litter breakdown: Is temperature really important? *Freshwater Biol.* 32, 401- 411.
- Jinggut, T. Yule, C.M., Boyero, L., 2012. Stream ecosystem integrity is impaired by logging and shifting agriculture in a global megadiversity centre (Sarawak, Borneo). *Sci Total Environ.* 437, 83-90.
- Jonsson, M., Malmqvist, B., Hoffsten, P., 2001. Leaf litter breakdown rates in boreal streams: Does shredder species richness matter? *Freshwater Biol.* 46, 161-171.
- Kreutzweiser, D.P., Good, K.P., Chartrand, D.T., Scarr, T.A., Thompson, D.G., 2008. Are leaves that fall from imidacloprid-treated maple trees to control Asian longhorned beetles toxic to non-target decomposer organisms? *J. Environ. Qual.* 37, 639–646.

Koroleff, F., 1976. Determination of nutrients. In: Grasshoff, K. (ed.), *Methods of Sea Water Analysis*. Verlag. Chemie, Weinheim, pp. 117-181.

Lecerf, A., Richardson, J.S., 2010. Litter decomposition can detect effects of high and moderate levels of forest disturbance on stream condition. *Forest Ecol Manag* 259, 2433-2443.

Lecerf A; Chauvet E (2008) Diversity and functions of leaf-associated fungi in human-altered streams. *Freshw Biol* 53:1658-1672.

Lecerf, A., Risnoveanu, G., Popescu, C., Gessner, M.O., Chauvet, E., 2007. Decomposition of diverse litter mixtures in streams. *Ecology* 88, 219-227.

Lecerf A; Usseglio-Polatera P; Charcosset JY; Didier Lambrigot D; Eric Chauvet E (2006) Assessment of functional integrity of eutrophic streams using litter breakdown and benthic macroinvertebrates. *Arch Hydrobiol* 165: 105–112.

Legendre, P., Legendre, L., 1998. *Numerical Ecology. Developments in Environmental Modelling*. Elsevier Science BV, Amsterdam.

Lemes-Silva, A.L., Pagliosa, P.P., Petrucio, M.M., 2014. Inter- and intra-guild patterns of food resource utilization by chironomid larvae in a subtropical coastal lagoon. *Limnology* 15, 1-12.

Ligeiro, R., Moretti, M.S., Gonçalves, J.F.Jr., Callisto, M., 2010. What is more important for invertebrate colonization in a stream with low-quality litter inputs: exposure time or leaf species? *Hydrobiologia*, 654, 125-136.

Mackereth, F.J.H., Heron, J., Talling, J.F., 1978. *Water Analysis: some revised methods for limnologists*. Freshwater Biological Association, Scientific Publication 36.

Marris, E., 2011. *Rambunctious Garden: Saving Nature in a Post-Wild World* Bloomsbury Publishing Plc, USA.

Maxted, J.R., Barbour, M.T., Gerritsen, J., Poretti, V., Primrose, N., Silvia, A., Penrose, D., Renfrow, R., 2002. Assessment framework for mid-Atlantic coastal plain streams using benthic macroinvertebrates. *J. North Am. Benthol. Soc.* 19, 128-144.

Mayaux, P., Holmgren, P., Achard, F., Eva, H., Stibig, H., Branthomme, A., 2005. Tropical forest cover change in the 1990s and options for future monitoring. *Philos Trans R Soc Lond B.* 360, 373-384.

Medeiros, A.O., Pascoal, C., Graça, M.A.S., 2009. Diversity and activity of aquatic fungi under low oxygen conditions. *Freshwater Biol.* 54, 142–149.

Merritt, R.W., Cummins, K.W., 1996. *An introduction to the aquatic insects of North America*. Dubuque: Kendall/Hunt Publishing Company

Mille-Lindblom C; Fischer H; Tranvik LJ (2006) Litter-associated bacteria and fungi – a comparison of biomass and communities across lakes and plant species. *Freshw Biol* 51:730-741.

Morellato, L.P.C., Haddad, C.F.B., 2000. Introduction: The Brazilian Atlantic Forest. *Biotropica* 32, 786-792.

McKie, B.G., Malmqvist, B., 2009. Assessing ecosystem functioning in streams affected by forest management: increased leaf decomposition occurs with-out changes to the composition of benthic assemblages. *Freshwater Biol.* 54, 2086–2100.

- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G, Fonseca, G.A.B, Kents, J., 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403, 853-845.
- O'Connell, M., Baldwin, D.S., Robertson, A.I., Rees, G., 2000. Release and bioavailability of dissolved organic matter from floodplain litter: influence of origin and oxygen levels. *Freshwater Biol.* 45, 333-344.
- Oksanen, J., Blanchett, F.G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P.R, O'Hara, R.B., Simpson, G.L., Solymos, P., Stevens, M.H.M., Wagner, H., 2012. *Vegan: community Ecology Package. R Package 2.0.3* Downloaded from <http://CRAN.R-project.org/package=vegan> on 9 May 2012.
- Pascoal, C., Cássio, F., 2004. Contribution of fungi and bacteria to leaf litter decomposition in a polluted river. *Appl Environ Microbiol.* 70, 5266-5273.
- Pérez, J., Menéndez, M., Larranaga, S., Pozo, J., 2011. Inter- and intra-regional variability of leaf litter breakdown in reference headwater streams of northern Spain: Atlantic versus Mediterranean streams. *Int. Rev. Hydrobiol.* 96, 105–117.
- Pérez, J., Basaguren, A., Enrique Descals, E., Larrañaga, A., Pozo, J., 2013. Leaf-litter processing in headwater streams of northern Iberian Peninsula: moderate levels of eutrophication do not explain breakdown rates. *Hydrobiologia* DOI 10.1007/s10750-013-1610-x
- Pozo, J., Casas, J., Menéndez, M., Mollá, S., Arostegui, I., Basaguren, A., Salinas, M.J., 2011. Leaf-litter decomposition in headwater streams: a comparison of the process among four climatic regions. *J. North Am. Benthol. Soc.* 30, 935–950
- Quintão, J.M.B, Rezende, R.S. Gonçalves, J.F., 2013. Microbial effects in leaf breakdown in tropical reservoirs of different trophic status. *Freshw Sci.* 32, 933-950.
- R Development Core Team, 2012. *R: a language and environment for statistical computing.* Vienna: R Foundation for Statistical Computing.
- Rezende, R.S., Gonçalves, J.F, Petrucio, M.M., 2010. Leaf breakdown and invertebrate colonization of *Eucalyptus grandis* (Myrtaceae) and *Hirtella glandulosa* (Chrysobalanaceae) in two Neotropical lakes. *Acta Limnol. Bras.* 22, 23–34.
- Riipinen, M.P., Fleituch, T., Hladyz, S., Woodward, G., Giller, P.S., and Dobson, M., 2010. Invertebrate community structure and ecosystem functioning in European conifer plantation streams. *Freshwater Biol.* 55, 346-359.
- Robinson, C.T., Gessner, M.O., 2000. Nutrient addition accelerates leaf breakdown in an alpine springbrook. *Oecologia*, 122, 258-263.
- Romaní AM; Fischer H; Mille-Lindblom C;Tranvik LJ (2006). Interactions of bacteria and fungi on decomposing litter: differential extracellular enzyme activities. *Ecology* 87: 2559-2569
- Sala, O.E., Chapin, F.S., Armesto, J.J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., Huenneke, L.F., Jackson, R.B., Kinzig, A., Leeman. S.R., Lodge, D.M., Mooney, H.A., Oesterheld, M., Poff, N.L., Sykes M.T., Walker B.H., Walker M., Wall D.H., 2000. Biodiversity - Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science.* 287, 1770-1774.
- Silva-Junior, E.F., Moulton, T.P., Boëchat, I.G., Gücker, B., 2014. Leaf decomposition and ecosystem metabolism as functional indicators of land use impacts on tropical streams. *Ecol. Indic.* 36, 195-204.

- Silva-Junior, E.F., Moulton, T.P., 2011. Ecosystem functioning and community structure as indicators for assessing environmental impacts: leaf processing and macroinvertebrates in Atlantic forest streams. *Int. Rev. Hydrobiol.* 96, 656–666.
- Sutherland, J.W., Freckleton, R.P., Godfray, H.C. et al., 2013. Identification of 100 fundamental ecological questions. *J Ecol.* 101, 58-67.
- Sponseller, R.A., Benfield, E.F., 2001. Influences of land use on leaf breakdown in southern Appalachian headwater streams: a multiple-scale analysis. *J. North Am. Benthol. Soc.* 20, 44–59.
- Strickland, J.D.H, Parsons, T.R., 1960. A manual of seawater analysis. *J. Fish. Res. Board Can.*, 167: 311p.
- Vorösmarty, C.J., McIntyre, P.B., Gessner, M.O., Dudgeon, D., Prusevich, A., Green P., Glidden, S., Bunn, S.E., Sullivan, C.A., Reidy Liermann, C., Davies, P.M., 2010. Global threats to human water security an driver biodiversity. *Nature* 467, 555–561
- Wallace, J.B., Eggert, S.L., Meyer, J.L., Webster, J.R., 1997. Multiple trophic levels of a forest stream linked to terrestrial litter inputs. *Science* 77, 102-104.
- Wantzen, K.M, Wagner, R., 2006. Detritus processing by invertebrate shredders: a neotropical-temperate comparison. *J. North Am. Benthol. Soc.* 25, 216-232.
- Webster, J.R., Benfield, E.F., 1986. Vascular plant breakdown in freshwater ecosystems. *Annu Rev Ecol Syst.*17, 567– 594.
- Webster, J.R., Benfield, E.F., Ehrman, T.P., Schaeffer, M.A., Tank, J.L., Hutchens, J.J., D'Angelo, D.J., 1999: What happens to allochthonous material that falls into streams? A synthesis of new and published information from Coweeta. *Freshwater Biol.* 41, 687-705.
- Woodward. G., 2009. Biodiversity, ecosystem functioning and food webs in fresh waters: assembling the jigsaw puzzle. *Freshwater Biol.* 54, 2171–2187.
- Woodcock, T.S., Huryn, A.D., 2007. The response of macroinvertebrate production to a pollution gradient in a headwater stream. *Freshwater Biol.* 52, 177-196.
- Woodward, G., Webster, J.R., Benfield, E.F., Ehrman, T.P., Schaeffer, M.A., Tank, J., 1999. What happens to allochthonous material that falls into streams? A synthesis of new and published information from Coweeta. *Freshwater Biol.* 41, 687–705.
- Young, R.G., Matthaei, C.D., Townsend, C.R., 2008. Organic matter breakdown and ecosystem metabolism: functional indicators for assessing river ecosystem health. *J. North Am. Benthol. Soc.* 27, 605-625.
- Young, R.G., Collier, K.J., 2009. Contrasting responses to catchment modification among a range of functional and structural indicators of river ecosystem health. *Freshwater Biol.* 54, 2155-2170.
- Yule, C.M., Boyero, L., Marchant, R., 2010. Effects of sediment pollution on food webs in a tropical river (Borneo, Indonésia). *Mar Freshw Res.* 61, 204 -13.
- Young, R.G., Collier, K.J., 2009. Contrasting responses to catchment modification among a range of functional and structural indicators of river ecosystem health. *Freshwater Biol.* 54, 2155-2170.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A dinâmica da vegetação ripária exerce uma forte influência sobre os pequenos riachos florestados, sendo essencial na incorporação de recursos alimentares para fauna de invertebrados aquáticos. Desse modo, ela tem um papel determinante na estruturação das comunidades aquáticas e na manutenção da integridade funcional desses ecossistemas. Entretanto, percebemos que há uma carência de estudos abordando o tema “dinâmica matéria orgânica em riachos de Mata Atlântica, principalmente no Sul do Brasil.”. Em se tratando de um bioma considerado um *hotspot* de biodiversidade, é necessário um aprofundamento e melhor descrição dessas relações para o melhor entendimento da funcionalidade desses sistemas, assim como auxiliar em esforços de conservação e recuperação desse ambiente. Os resultados deste trabalho demonstraram que o aporte de matéria orgânica (MO) no riacho estudado apresentou uma variação temporal no aporte de matéria orgânica e esta variação pode ser explicada principalmente por mudanças na intensidade de chuvas e também e por uma relação causal com a radiação solar. As chuvas podem ocasionar tanto picos de aporte de detritos para os sistemas lóticos através do carreamento lateral, como também transportar elevada quantidade de detritos foliares a jusante ou depositá-los na zona ripária (Wantzen et al. 2008). Desta forma, na região de estudo o aporte de detrito foliar para os sistemas aquáticos fica sujeito a imprevisibilidade das chuvas, diferentemente dos sistemas tropicais de Cerrado que apresentam uma sazonalidade bem definida, ficando então o aporte dos detritos foliares sujeitos a este período. Nossos resultados

também destacam a importância das características fenológicas das espécies vegetais, sugerindo que os eventos da queda foliar é resultados de uma complexa interação entre as variáveis ambientais locais e fatores fisiológicos. Além disso, ao contrário de outros estudos, nós ligamos a dinâmica do detrito foliar com um processo de decomposição foliar e encontramos que mudanças temporais no aporte e na qualidade dos detritos foliares entregue para os riachos modificaram os processos de colonização por microrganismos e invertebrados aquáticos, interferindo nos coeficientes de decomposição foliar. Nós encontramos que a qualidade química dos detritos foliares é um dos mais importantes fatores responsáveis pela variação temporal nas taxas de decomposição foliar no riacho Cachoeira Grande.

Neste estudo nós também comparamos a integridade ecológica de dois riachos com diferentes complexidades ambientais e nos questionamos se os coeficientes de decomposição foliar podem ser utilizados como uma medida de avaliação ambiental. Nossos resultados demonstraram os efeitos negativos das alterações antrópicas, mesmo que moderadas, sobre o funcionamento dos riachos. Nós encontramos uma simplificação na comunidade dos invertebrados aquáticos, alterações na biomassa dos microorganismos e na qualidade da água que resultaram indiretamente em uma menor taxa de decomposição foliar no riacho impactado. No riacho referência, onde a biomassa microbiana (representado pela presença dos fungos hifomicetos), e dos invertebrados aquática (representada principalmente pelos fragmentadores) foi maior, a taxa de decomposição foliar foi mais rápida. No riacho referência, a presença da vegetação ripária e a conservação da estrutura do riacho foram fundamentais para estruturação das comunidades aquáticas através da diversidade, quantidade e qualidade dos detritos vegetais incorporados ao ecossistema.

