UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA
CENTRO DE CIÊNCIAS NATURAIS E EXATAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIODIVERSIDADE ANIMAL

MACROINVERTEBRADOS ASSOCIADOS ÀS FOLHAS EM DECOMPOSIÇÃO DE RIACHOS NEOTROPICAIS: INFLUÊNCIA DA QUALIDADE QUÍMICA, VARIEDADE DE ESPÉCIES VEGETAIS, BIOMASSA DE FUNGOS E TEMPO DE EXPOSIÇÃO

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

Cristiane Biasi

Santa Maria, RS, Brasil

2013

MACROINVERTEBRADOS ASSOCIADOS ÀS FOLHAS EM DECOMPOSIÇÃO DE RIACHOS NEOTROPICAIS: INFLUÊNCIA DA QUALIDADE QUÍMICA, VARIEDADE DE ESPÉCIES VEGETAIS, BIOMASSA DE FUNGOS E TEMPO DE EXPOSIÇÃO

Cristiane Biasi

Dissertação apresentada ao curso de Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Animal, Área de concentração Bioecologia, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS) RS, como requisito parcial para obtenção do grau de
Mestre em Ciências
Biológicas – Área de Biodiversidade Animal.

Orientador: Prof. Sandro Santos

Santa Maria, RS, Brasil

2013

Ficha catalográfica elaborada através do Programa de Geração Automática
da Biblioteca Central da UFSM, com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

Biasi, Cristiane
Macroinvertebrados associados às folhas em decomposição de riachos neotropicais: influência da qualidade química, variedade de espécies vegetais, biomassa de fungos e tempo de exposição / Cristiane Biasi.-2013.
87 f.; 30cm

Orientador: Sandro Santos
Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa Maria, Centro de Ciências Naturais e Exatas, Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Animal, RS, 2013

1. Heterogeneidade 2. Fragmentadores 3. Detrito I. Santos , Sandro II. Título.

© 2013
Todos os direitos autorais reservados a Cristiane Biasi. A reprodução de partes ou do todo deste trabalho só poderá ser feita com autorização por escrito do autor. Endereço: Avenida Roraima, número 1000, Cidade Universitária, Bairro Camobi, Santa Maria/RS. CEP: 97105-9000. Fone: (55) 3220 8000. Email: cristiane.biasi@gmail.com

Universidade Federal de Santa Maria
Centro de Ciências Naturais e Exatas
Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Animal

A Comissão Examinadora, abaixo assinada,
aprova a Dissertação de Mestrado

MACROINVERTEBRADOS ASSOCIADOS ÀS FOLHAS EM DECOMPOSIÇÃO DE RIACHOS NEOTROPICAIS: INFLUÊNCIA DA QUALIDADE QUÍMICA, VARIEDADE DE ESPÉCIES VEGETAIS, BIOMASSA DE FUNGOS E TEMPO DE EXPOSIÇÃO

elaborada por
Cristiane Biasi

como requisito parcial para obtenção do grau de
Mestre em Ciências Biológicas – Área de Biodiversidade Animal

COMISSÃO EXAMINADORA:

_____
Carla Bender Kotzian, Dra.
(Presidente)

_____
Marcelo da Silva Moretti, Dr. (UVV)

_____
Luiz Ubiratan Hepp, Dr. (URI)

Santa Maria, 8 de março de 2013.

AGRADECIMENTOS

A elaboração desta dissertação envolveu muito mais do que a busca pela titulação de mestre. Posso dizer que envolveu novos rumos, amizades, desafios, ansiedades e muito estudo, que certamente foram contribuições importantes para minha vida acadêmica, profissional e pessoal.

Agradeço ao professor Dr. Sandro Santos pela oportunidade de ser sua orientada e por compartilhar seus conhecimentos, sua experiência e sabedoria comigo. Não foram apenas ensinamentos sobre ciência, mas sim sobre a vida, e por isso o vejo como um exemplo a ser seguido. Obrigada professor!

Ao Programa de Pós Graduação em Biodiversidade Animal da UFSM, à coordenadora Sônia Cechin e demais professores por toda a dedicação no processo constante de melhoria do Programa.

A CAPES pela bolsa concedida e a UFSM pela estrutura física utilizada para este trabalho.

Agradeço ao secretário do PPG Sidnei, que sempre tão simpático e prestativo nos auxiliou nas burocracias que uma vida acadêmica exige.

Ao Laboratório de Microbiologia do Solo, Laboratório de Análises Micotoxicológicas e Laboratório de Síntese, Ratividade e Avaliação Farmacológica e Toxicológica de Organocalcogênios, pelo auxílio nas análises químicas e microbiológicas.

Ao Prof. Miguel e às irmãs do Convento por permitirem montarmos experimento em suas propriedades.

Ao professor Dr. Marcelo Moretti, ao professor Dr. Luiz Hepp e a professora Dra. Carla Kotzian que gentilmente aceitaram participar da Comissão Examinadora desta dissertação. Ao Luiz, que além de ter sido meu divisor de águas lá na iniciação científica, é um amigo brilhante que admiro demais!

Ao pessoal do Laboratório de Carcinologia por me acolherem em sua equipe, me oportunizando momentos inesquecíveis. Guardo todos como amigos e não apenas colegas. Agradeço pelos momentos do café, pelas paçoquinhas, pelo paintball, pelas risadas das histórias (contadas inúmeras vezes!) do Marcelo, mas que nunca perderam a graça! Às conversas de “gordo” de quando reunimos Alexandre, Diogo, eu, Amanda, Marcelo, Beto, Joele e demais... Falar sobre comida é nossa especialidade!!! A Ju, Aimée, Marcelo II,

Eduardo, obrigada pela amizade! Ao Rodrigo pela amizade desde a minha graduação e por me apresentar o mundo dos macroinvertebrados. Obrigada por toda a ajuda!

Agradeço aos amigos Cláudia e Gláucio que além de formarem um casal que eu adoro, sempre souberam me colocar para cima quando eu não suportava mais um fim de semana em Santa Maria! E, além disso, emprestaram o carinho do Bob para que eu me sentisse mais amada!! Obrigada Glau pelo auxílio no trabalho, pelas contribuições no campo, por tudo!

Agradeço à Cristina Cerezer pelo auxílio em campo, laboratório e por poder compartilhar minhas angústias sobre a pesquisa e os prazos. Muito obrigada por tudo! Por ser tão prestativa, dedicada e carinhosa!

Aos meus pais Ana e Miro, minha irmã Cristina e meu cunhado Marciano, que sem dúvida são meu porto seguro. Mesmo sem saber e entender muito sobre meu trabalho, sempre me apoiaram a seguir meus objetivos. Não sou nada sem vocês!

E por fim, agradecer à pessoa mais importante em minha vida durante os últimos 7 anos. Nos apaixonamos, namoramos, fizemos planos e noivamos. Obrigada por tudo Junior! Você esteve e estará presente em todas as minhas vitórias, pois faz parte delas! Te amo!

RESUMO

Dissertação de Mestrado
Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Animal
Universidade Federal de Santa Maria

MACROINVERTEBRADOS ASSOCIADOS ÀS FOLHAS EM DECOMPOSIÇÃO DE RIACHOS NEOTROPICAIS: INFLUÊNCIA DA QUALIDADE QUÍMICA, VARIEDADE DE ESPÉCIES VEGETAIS, BIOMASSA DE FUNGOS E TEMPO DE EXPOSIÇÃO

AUTORA: CRISTIANE BIASI
ORIENTADOR: SANDRO SANTOS
Data e Local da Defesa: Santa Maria, 8 de março de 2013.

Em ecossistemas aquáticos de pequena ordem os macroinvertebrados têm importante papel na ciclagem de nutrientes, pois participam da fragmentação de detritos, que constituem fonte de energia para a cadeia trófica. Este trabalho visou estudar a fauna de macroinvertebrados associados a diferentes espécies vegetais com diferentes teores de LigCel:N. Assim, trabalhamos com quatro tratamentos. O primeiro tratamento compreendeu a espécie *Casearia sylvestris* e o segundo uma mistura de *C. sylvestris, Rollinia emarginata, Phytolacca dioica* e *Cabralea canjerana*. O terceiro tratamento teve a espécie *Ficus luschnathiana* e o quarto tratamento uma mistura das espécies *Trema micrantha, Inga alata, Cupania vernalis* e *F. luschnathiana*. Para o experimento, foram utilizados *litter bags* contendo 4,0±0,1 g de folhas e após 7, 14, 21 e 28 de incubação nos riachos, quatro *litter bags* de cada tratamento foram retirados e analisados. As folhas foram lavadas para a remoção dos invertebrados, secas (30°C) e destinadas à análise de ergosterol. Os organismos foram identificados até menor nível taxonômico possível e classificados em categorias alimentares funcionais. Calculamos a densidade de organismos, biomassa e riqueza rarefeita, que foram comparadas com análise ANOVA two-way e correlacionadas com a biomassa de fungos por meio de Correlação Linear de Pearson. A composição da fauna foi analisada por meio de análise de agrupamento, NMDS, MANOVA e Análise de espécies indicadoras. Encontramos diferença na densidade de macroinvertebrados e Chironomidae entre os tratamentos, sendo que a espécie de baixa qualidade (*F. luschnathiana)* apresentou maior densidade, maior biomassa de fungos e consequentemente a maior perda de massa seca. Verificamos correlação entre a densidade de organismos e a biomassa de fungos. Com este estudo verificamos que a comunidade de macroinvertebrados e especificamente os Chironomidae são influenciados pela heterogeneidade vegetal e a qualidade química do detrito. Entretanto, o condicionamento microbiano parece ser mais importante para esta associação, pois pode promover qualidade nutricional para as espécies de baixa palatabilidade.

Palavras-chave: Heterogeneidade**.** Fragmentadores. Detrito.

ABSTRACT

Master Dissertation
Post-Graduation in Animal Biodiversity
Universidade Federal de Santa Maria

MACROINVERTEBRATES ASSOCIATED TO DECAYING LEAVES IN NEOTROPICAL STREAMS: INFLUENCE OF CHEMICAL QUALITY, VARIETY OF PLANT SPECIES, FUNGAL BIOMASS AND EXPOSURE TIME

AUTHOR: CRISTIANE BIASI
ADIVISOR: SANDRO SANTOS

In low-order freshwater ecosystems, macroinvertebrates have an important role in nutrient cycling, as they participate in the shredding of detritus, which are the main energy source for the trophic chain in these systems. This study aims to investigate the macroinvertebrate fauna associated to leaves of different plant species with different concentrarions of LigCel:N. Thus, we carried out four treatments. The first included *Casearea sylvestris* leaves and the second a mixture of *C. sylvestris*, *Rollinia emarginata*, *Phytolacca dioica* and *Cabralea canjerana* leaves. The third treatment consisted of *Ficus luschnathiana* leaves, and the fourth of a mixture of *Trema micrantha*, *Inga alata*, *Cupania vernalis* and *F. luschnathiana* leaves. The litter bags were used for the experiments, each containing 4.0 ± 0.1 g of leaves and after 7, 14, 21 and 28 days of incubation in the streams, four litter bags of each treatment were retrieved and analyzed. The leaves were washed for the removal of invertebrates, dried (30ºC) and destined for ergosterol analyses. All organisms were identified to the lowest possible taxonomic level and then classified in functional groups, according to feeding habits. Density of organisms, biomass and richness (through rarefaction) were determined, analyzed with a two-way ANOVA and then checked for correlations with fungal biomass using a Pearsons's Correlation test. Faunal composition was analyzed through MANOVA, NMDS, Cluster analysis and Indicator Species analysis. Significant differences were found among the treatments for macroinvertebrate density and Chironomidae density. The lower nutritional quality species (*F. luschnathiana*) presented the highest density and fungal biomass values and, consequently, the highest dry mass loss rate. We verified correlation between the density of organisms and fungal biomass. With this study, we verified that the macroinvertebrate community, as a whole, and also the Chironomidae specifically, are influenced by heterogeneity of the detritus and its chemical composition. However, microbial conditioning seems to be more important for this association, since it can increase the nutritional value of species typically considered of low palatability.

Keywords: Heterogeneity**.** Shredders. Detritus.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1- Riachos localizados no município de São João do Polêsine, na região central do Rio Grande do Sul, novembro de 2011. A: 29°39'04" S e 53°31'51" W. B: 29º38'13" S e 53º32'02" W. 25

Figura 2 - A: Litter bag de 20 x 20 cm e abertura de malha de 10 mm contendo 4,0±0,1 g de folhas. B: Bloco contendo 4 litter bags colocado no riacho para o início do processo de decomposição. Fonte: Biasi, 2011 27

CAPÍTULO I

Figura 1- Localização dos riachos onde foram realizados os experimentos, município de São João do Polêsine, região central do Rio Grande do Sul, Brasil (29°39'04" S e 53°31'51" W; 29º38'13" S e 53º32'02" W)). Fonte: Alberto Senra Gonçalves, 2011 41

Figura 2 - Porcentagem de massa seca remanescente (%) após 7, 14, 21 e 28 dias de experimento nos diferentes tratamentos: T1: C. sylvestris; T2: C. sylvestris, R. emarginata, P. dioica e C. canjerana; T3: F. luschnathiana; T4: T. micrantha, I. alata, C. vernalis e F. luschnathiana. Novembro de 2011, Rio Grande do Sul, Brasil 44

Figura 3 - Densidade relativa (%) dos grupos alimentares funcionais após 7, 14, 21 e 28 dias de experimento nos diferentes tratamentos: T1: C. sylvestris; T2: C. sylvestris, R. emarginata, P. dioica e C. canjerana; T3: F. luschnathiana; T4: T. micrantha, I. alata, C. vernalis e F. luschnathiana. Novembro de 2011, Rio Grande do Sul, Brasil. Frag: fragmentador; Pred: predador; Rasp: raspador; Col-filt: coletor-filtrador; Col-gal: coletor-catador 47

Figura 4 - A: Densidade média (ind.g-1 MS) e desvio padrão (±); B: Riqueza rarefeita e desvio padrão (±) de macroinvertebrados após 7, 14, 21 e 28 dias de experimento nos diferentes tratamentos: T1: C. sylvestris; T2: C. sylvestris, R. emarginata, P.

dioica e C. canjerana; T3: F. luschnathiana; T4: T. micrantha, I. alata, C. vernalis e F. luschnathiana. Novembro de 2011, Rio Grande do Sul, Brasil 47

Figura 5 - Concentração de ergosterol (µg.g-1 MS) (média e desvio padrão) após 7, 14, 21 e 28 dias de experimento nos diferentes tratamentos: T1: C. sylvestris; T2: C. sylvestris, R. emarginata, P. dioica e C. canjerana; T3: F. luschnathiana; T4: T. micrantha, I. alata, C. vernalis e F. luschnathiana. Novembro de 2011, Rio Grande do Sul, Brasil 49

Figura 6 - Ordenação NMDS (stress = 0,2253) para composição da comunidade de macroinvertebrados associados as folhas em decomposição após 7, 14, 21 e 28 dias de experimento nos diferentes tratamentos: T1: C. sylvestris; T2: C. sylvestris, R. emarginata, P. dioica e C. canjerana; T3: F. luschnathiana; T4: T. micrantha, I. alata, C. vernalis e F. luschnathiana. Novembro de 2011, Rio Grande do Sul, Brasil 51

CAPÍTULO II

Figura 1 - (A) Porcentagem de representatividade das subfamílias Chironominae, Tanypodinae e Orthocladiinae (B) Colonização das subfamílias Chironominae, Tanypodinae e Orthocladiinae após 7, 14, 21 e 28 dias de experimento independente dos tratamentos estudados 69

Figura 2 - Abundância dos gêneros mais abundantes (Thienemanniella, Endotribelos, Parametriocnemus e Corynoneura) após 7, 14, 21 e 28 dias de experimento independente dos tratamentos estudados. Novembro de 2011, Rio Grande do Sul, Brasil 71

Figura 3 - (A) Porcentagem de massa seca remanescente (%) (média e desvio padrão (±)) e (B) Concentração de ergosterol (µg.g-1 MS) (média e desvio padrão (±)) após 7, 14, 21 e 28 dias de experimento nos diferentes tratamentos: T1: C. sylvestris; T2: C. sylvestris, R. emarginata, P. dioica e C. canjerana; T3: F. luschnathiana; T4: T. micrantha, I. alata, C. vernalis e F. luschnathiana. Novembro de 2011, Rio Grande do Sul, Brasil 72

Figura 4 - (A) Densidade (ind.g -1 MS) e (B) Riqueza rarefeita de Chironomidae após 7, 14, 21 e 28 dias de experimento nos diferentes tratamentos: T1: C. sylvestris; T2: C. sylvestris, R. emarginata, P. dioica e C. canjerana; T3: F. luschnathiana; T4: T. micrantha, I. alata, C. vernalis e F. luschnathiana. Novembro de 2011, Rio Grande do Sul, Brasil 73

Figura 5 - Densidade de (A): Coletor-catador, (B): Fragmentador, (C): Coletor-filtrador, (D): Predador após 7, 14, 21 e 28 dias de experimento nos diferentes tratamentos: T1: C. sylvestris; T2: C. sylvestris, R. emarginata, P. dioica e C. canjerana; T3: F. luschnathiana; T4: T. micrantha, I. alata, C. vernalis e F. luschnathiana. Novembro de 2011, Rio Grande do Sul, Brasil 75

Figura 6 - Análise de Cluster da composição funcional da comunidade de Chironomidae associada ao detrito em decomposição após 7, 14, 21 e 28 dias de experimento nos diferentes tratamentos: T1: C. sylvestris; T2: C. sylvestris, R. emarginata, P. dioica e C. canjerana; T3: F. luschnathiana; T4: T. micrantha, I. alata, C. vernalis e F. luschnathiana. Novembro de 2011, Rio Grande do Sul, Brasil 76

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Valores médios e desvio padrão (média ± desvio padrão) das variáveis ambientais mensuradas nos riachos em estudo, novembro de 2011, Rio Grande do Sul, Brasil 25

Tabela 2 - Espécies vegetais selecionadas para o estudo e suas respectivas qualidades químicas. Lig: lignina; Cel: celulose; N: nitrogênio; LigCel/N: lignina+celulose/nitrogênio. Novembro de 2011, Rio Grande do Sul, Brasil 26

CAPÍTULO I

Tabela 1- Espécies vegetais selecionadas para o estudo e sua respectiva qualidade química, novembro de 2011, Rio Grande do Sul, Brasil. Lig = Lignina; Cel = Celulose; N = Nitrogênio; LigCel:N = lignina+celulose/nitrogênio 41

Tabela 2 - Abundância média e desvio padrão (±) de Chironomidae associadas ao detrito vegetal em decomposição após 7, 14, 21 e 28 dias de experimento nos diferentes tratamentos: T1: *C. sylvestris*; T2: *C. sylvestris, R. emarginata, P. dioica* e *C. canjerana*; T3: *F. luschnathiana*; T4: *T. micrantha, I. alata, C. vernalis* e *F. luschnathiana*. Novembro de 2011, Rio Grande do Sul, Brasil 46

Tabela 3 - Análise de variância ANOVA two-way para a densidade (ind.g^{-1} MS) e biomassa geral (g) dos grupos alimentares funcionais e riqueza rarefeita da comunidade de macroinvertebrados após 7, 14, 21 e 28 dias de experimento nos diferentes tratamentos: T1: *C. sylvestris*; T2: *C. sylvestris, R. emarginata, P. dioica* e *C. canjerana*; T3: *F. luschnathiana*; T4: *T. micrantha, I. alata, C. vernalis* e *F. luschnathiana*. Novembro de 2011, Rio Grande do Sul, Brasil. (Nível de significância 95%) 48

Tabela 4 - Correlação de Pearson entre a estrutura da comunidade de macroinvertebrados (densidade: ind.$^{-1}$g MS; riqueza rarefeita; biomassa: g) e a biomassa de fungos (µg.g-1 MS) presente nas folhas em decomposição após 7, 14, 21 e 28 dias de

experimento nos diferentes tratamentos: T1: *C. sylvestris*; T2: *C. sylvestris, R. emarginata, P. dioica* e *C. canjerana*; T3: *F. luschnathiana*; T4: *T. micrantha, I. alata, C. vernalis* e *F. luschnathiana*. Novembro de 2011, Rio Grande do Sul, Brasil. Nível de significância 95%. GL: graus de liberdade.....50

CAPÍTULO II

Tabela 1 - Espécies vegetais selecionadas para o experimento de campo e sua respectiva qualidade química. Lig: lignina; Cel: celulose; N: nitrogênio; LigCel:N = lignina+celulose/nitrogênio 67

Tabela 2 - Abundância média e desvio padrão (±) de Chironomidae associadas ao detrito vegetal em decomposição após 7, 14, 21 e 28 dias de experimento nos diferentes tratamentos: T1: *C. sylvestris*; T2: *C. sylvestris, R. emarginata, P. dioica* e *C. canjerana*; T3: *F. luschnathiana*; T4: *T. micrantha, I. alata, C. vernalis* e *F. luschnathiana*. Novembro de 2011, Rio Grande do Sul, Brasil 70

Tabela 3 - Análise de variância ANOVA two-way para a densidade (ind.g^{-1} MS) e biomassa geral (g) dos grupos alimentares funcionais e riqueza rarefeita da comunidade de Chironomidae após 7, 14, 21 e 28 dias de experimento nos diferentes tratamentos: T1: *C. sylvestris*; T2: *C. sylvestris, R. emarginata, P. dioica* e *C. canjerana*; T3: *F. luschnathiana*; T4: *T. micrantha, I. alata, C. vernalis* e *F. luschnathiana*. Novembro de 2011, Rio Grande do Sul, Brasil. (Nível de significância 95%).....73

Tabela 4 - Análise de *taxa* indicadores para larvas de Chironomidae associadas ao detrito vegetal em decomposição após 7, 14, 21 e 28 dias de experimento nos diferentes tratamentos: T1: *C. sylvestris*; T2: *C. sylvestris, R. emarginata, P. dioica* e *C. canjerana*; T3: *F. luschnathiana*; T4: *T. micrantha, I. alata, C. vernalis* e *F. luschnathiana*. Novembro de 2011, Rio Grande do Sul, Brasil. Nível de significância: $p \leq 0,05$. VI: valor de indicação em %. *: valores significativos. Grupo 1: 7° dia; Grupo 2: 14° dia; Grupo 3: 21° dia e Grupo 4: 28° dia de exposição 76

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO GERAL **14**
1.1 Entrada e decomposição de material alóctone **14**
1.2 Fauna de Macroinvertebrados bentônicos **18**
1.2.1 Chironomidae (Insecta, Diptera) 19

2. MATERIAL E MÉTODOS GERAIS **24**
2.1 Área de estudo e Experimento de campo **24**

3. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS **28**

CAPÍTULO 1 ..... **35**
COMUNIDADE DE MACROINVERTEBRADOS DURANTE A DECOMPOSIÇÃO DE DETRITOS EM RIACHOS SUBTROPICAIS **35**
RESUMO **36**
ABSTRACT **37**
INTRODUÇÃO **38**
MATERIAL E MÉTODOS **40**
Área de estudo **40**
Material vegetal **41**
Procedimento de campo e laboratório **42**
Análise dos dados **42**
RESULTADOS **43**
DISCUSSÃO **51**
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS **55**

CAPÍTULO 2 ..... **61**
DECOMPOSIÇÃO DE FOLHAS EM RIACHOS SUBTROPICAIS E SUA COLONIZAÇÃO POR CHIRONOMIDAE (DIPTERA) IMATUROS **61**
RESUMO **62**
ABSTRACT **63**
INTRODUÇÃO **64**
MATERIAL E MÉTODOS **66**
Área de estudo **66**
Procedimento de campo e laboratório **66**
Identificação dos Chironomidae **67**
Análise dos Dados **68**
RESULTADOS **69**
DISCUSSÃO **77**
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS **80**

3. CONCLUSÃO GERAL **85**

1. INTRODUÇÃO GERAL

1.1 Entrada e decomposição de material alóctone

A matéria orgânica presente em ecossistemas aquáticos pode ser oriunda do (i) material autóctone, que provém da produção primária de organismos fotossintetizantes ou do (ii) material alóctone, que é de origem terrestre. Os córregos de pequena ordem geralmente apresentam algumas características que limitam a produção primária, como o leito protegido por um dossel fechado de vegetação ripária e baixa temperatura da água (WALLACE et al., 1995; ABELHO, 2001; YULE et al., 2009). Dessa forma, esses ambientes são dependentes da entrada de detritos foliares e outras fontes alóctones de matéria orgânica particulada grossa (MOPG) para o funcionamento dos seus processos ecológicos (WEBSTER et al., 1999; GRAÇA e CANHOTO, 2006; RIOS e BAILEY, 2006; HEPP et al., 2008). Estes detritos podem ser compostos por folhas, sementes, galhos, frutos com tamanho maior que 1 mm.

Ao entrarem no córrego, os detritos vegetais normalmente são retidos nos trechos até serem convertidos em matéria orgânica particulada fina (MOPF) pela abrasão física com a água e ação de microorganismos e invertebrados fragmentadores, alcançando tamanho entre 0,5 µm e 1 mm. Após isto, forma-se a matéria orgânica dissolvida (MOD < 0,5 µm) composta por materiais em suspensão na coluna d'água (ALLAN e CASTILLO, 2007). Estas frações da matéria orgânica podem ser mantidas ou estocadas no leito, respiradas ou facilmente transportadas para trechos mais a jusante do corpo hídrico (WEBSTER et al., 1999; TANK et al., 2010).

Esta relação baseia-se no conceito do "Contínuo Fluvial" (originalmente *River Continuum Concept*), proposto por Vannote et al. (1980), para rios norte-americanos, que considera o rio como um sistema que possui um gradiente contínuo de condições ambientais e que é dividido em três regiões geomorfológicas distintas. A primeira delas é a cabeceira, compreendendo cursos de 1ª a 3ª ordem, altamente dependentes das contribuições terrestres de material alóctone, com pouca ou nenhuma produção fotossintética. Nesses locais a respiração excede a produção e podemos encontrar organismos que se alimentam de MOPG e MOPF. A segunda região é denominada de médio curso (4ª a 6ª ordem), a qual é mais dependente da produção por algas e plantas aquáticas vasculares, onde o local torna-se autotrófico, com produção excedendo a respiração. Nestes locais podemos encontrar organismos que raspam o perifíton aderido ao substrato e novamente consumidores de MOPF.

A terceira região é chamada de baixo curso (trechos de 6ª ordem ou maiores como, por exemplo, grandes rios e estuários), onde as águas tendem a ser turvas, com grande carga de sedimento oriunda dos processos ocorridos a montante. Novamente a respiração torna-se maior que a produção e encontramos uma predominância de consumidores de MOPF. Os processos biológicos que ocorrem nas regiões de foz dos rios são dependentes da fragmentação da matéria orgânica realizada pelos organismos nas regiões de cabeceira, isso faz com que os invertebrados tenham uma distribuição conforme sua guilda trófica (VANNOTE et al., 1980).

Assim, a vegetação ribeirinha é um componente importante na dinâmica e estruturação das áreas de contato entre os ambientes terrestres e aquáticos, além de ser crucial na regulação dos ciclos biológicos e biogeoquímicos nas bacias hidrográficas (TUNDISI e MATSUMURA-TUNDISI, 2010). Esta formação vegetal pode exercer diversas funções relevantes para o ambiente, como fornecimento de energia para o ecossistema aquático, proteção da área límnica, diminuição dos processos de erosão e assoreamento, e controle natural da temperatura da água, que são importantes para a manutenção do equilíbrio dos ambientes aquáticos (ALAN e CASTILLO, 2007; RICKLEFS, 2010). Assim, a preservação das florestas ripárias e mosaicos de vegetação é de fundamental importância na gestão de bacias hidrográficas, contribuindo para a estabilidade dos ecossistemas aquáticos e a manutenção da qualidade das águas.

A entrada de material alóctone em ecossistemas aquáticos pode acontecer de maneira direta, por meio da queda de folhas e também por meio de movimentos laterais durante períodos de vento e chuva (GONÇALVES et al., 2006; FRANÇA et al., 2009). Assim, a queda de detritos depende do clima da região, tipo de solo, idade e tipo da vegetação. De acordo com Bunn et al. (1999), a remoção da vegetação ripária nestes ambientes causa alterações nos processos ecológicos, visto as modificações na dinâmica do carbono e a influência nas comunidades biológicas ali presentes (LI et al., 2009). Além disso, mudanças na vegetação ripária podem modificar a quantidade e qualidade da matéria orgânica que entra nos riachos, afetando os processos que ocorrem no ecossistema (GRAÇA, 2001). Para as comunidades de insetos aquáticos, essa vegetação influencia na variabilidade de recursos alimentares e abrigo (MORETTI et al., 2007), além de aumentar a área para colonização destes invertebrados (PINDER, 1986; ALLAN e CASTILLO, 2007).

Essencialmente, ao cair no leito do riacho este material alóctone passa pelo processo de decomposição, que é composto por três processos ecológicos (GESSNER et al., 1999; ABELHO, 2001; BASTIAN et al., 2007; MACDONALD e TAYLOR, 2008). Primeiramente

ocorre abrasão física e lixiviação dos compostos hidrossolúveis do detrito. Este processo é rápido, podendo representar uma significante perda da massa inicial em 24 horas de imersão na água e proporcionar mudanças na composição química das folhas. Esta etapa depende de variáveis como a temperatura da água, correnteza, espécie da folha, entre outros. Após, ocorre o condicionamento microbiano do detrito, que promove o enriquecimento nutricional das folhas e ao mesmo tempo inicia-se a ação biológica da decomposição. Hyphomycetes são fungos aquáticos que têm a habilidade de produzir enzimas extracelulares que digerem compostos como celulose e lignina, tornando as folhas mais macias e palatáveis para os fragmentadores (CORNUT et al., 2010). Por fim, a decomposição é intensificada pela fragmentação de invertebrados, que são responsáveis pela degradação final do detrito vegetal, reduzindo a matéria orgânica particulada grossa em partículas menores (RATNARAJAH e BARMUTA, 2009). Entretanto, estas etapas da decomposição são interdependentes, não sendo possível uma distinção temporal entre elas (GESSNER et al., 1999).

A estrutura física e química das folhas pode variar significativamente entre as espécies, o que gera conseqüência na preferência dos organismos associados. Diferenças entre as plantas incluem, essencialmente, concentrações de nutrientes, como nitrogênio e fósforo e compostos inibidores de herbivoria, que afetam a colonização de microorganismos e a conseqüente associação de invertebrados bentônicos (BASTIAN et al., 2007). Além disso, os fungos são considerados importantes para o condicionamento das folhas em decomposição, principalmente antes do uso destas pelos invertebrados, pois agregam nutrientes ao detrito, formando um biofilme na superfície das folhas em decomposição, tornando-as mais atrativas para os invertebrados (SHARMA et al., 2006; CORNUT et al., 2010).

Compostos químicos como lignina, celulose e polifenóis estão presumivelmente relacionados á defesa das plantas. Lignina constitui uma estrutura molecular complexa e de baixo conteúdo nutricional para os invertebrados (GESSNER, 2005). 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. Consequentemente, detritos com grandes quantidades desses compostos tendem a ser altamente refratários, e em elevadas concentrações, principalmente de lignina, retardam a decomposição (GESSNER, 2005). Compostos secundários, como polifenóis, possuem distintas funções ecológicas na planta, como alelopatia, ação atrativa ou repelente a organismos e que podem exercer efeito no processo de decomposição das plantas (HEPP et al., 2009).

Geralmente, detritos com altas concentrações de nitrogênio apresentam uma decomposição mais rápida, além de serem mais consumidos pelos organismos associados

(LIGEIRO et al., 2010). Durante o processo de decomposição do detrito, o nitrogênio contido nas folhas tende a aumentar, devido à colonização microbiana, que pode aumentar a qualidade nutricional da folha para os invertebrados (WEBSTER e BENFIELD, 1986). Assim, espécies de plantas com baixos teores de macromoléculas estruturais (celulose e lignina), compostos de defesa (polifenóis e taninos) e elevada concentração de nutrientes (nitrogênio e fósforo) são mais suscetíveis à colonização microbiana, o que consequentemente favorece o aumento das taxas de decomposição (MATHURIAU e CHAUVET, 2002). Folhas de baixa qualidade nutricional (alta concentração de compostos secundários e inibidores de herbivoria) podem explicar a baixa participação de organismos detritívoros na decomposição de material foliar nas regiões tropicais (GRAÇA e CRESSA, 2010).

Uma vez que em ambientes naturais várias espécies vegetais estão presentes em uma mesma área e, consequentemente a decomposição dos detritos não ocorre separadamente, os estudos que analisam os detritos foliares individualmente não são suficientes para o entendimento do processo de decomposição como um todo (HOORENS et al., 2003). Os processos físicos, químicos e biológicos das espécies, individualmente ou em combinações, podem promover interações entre as folhas adjacentes durante a decomposição. Estas interações envolvem a translocação de nutrientes, hifas de fungos e outros compostos químicos de uma folha para outra, influenciando assim, o processo da decomposição (ABELHO, 2009). Paralelamente, a mistura de espécies constitui um maior complexo de habitat, em termos físicos e químicos, do que as espécies sozinhas, e uma vez que a diversidade de espécies aumenta com a heterogeneidade do ambiente (RIKFLES, 2010), a mistura de espécies pode promover um incremento na riqueza de macroinvertebrados associados aos detritos foliares misturados.

Os estudos sobre a decomposição de detritos foliares no Brasil iniciaram em meados de 1980, com Esteves e Barbieri (1983) em reservatório de São Paulo. Após isto, muitos outros estudos foram publicados, no entanto, ainda há muitas lacunas sobre tema que precisam ser esclarecidas. A maioria dos estudos foi concentrada na região sudeste do Brasil. No sul do país Hepp et al. (2008) iniciaram os estudos com essa temática, analisando a decomposição de espécies nativas e exóticas e a associação com os macroinvertebrados. Em 2009, Hepp et al. analisaram a complexidade dos compostos químicos das espécies vegetais, e em 2013, Biasi et al. estudaram a relação dos Chironomidae com o detrito em decomposição. Apesar destes estudos e suas valiosas contribuições, ainda pouco se sabe sobre o processo de decomposição nos riachos do Rio Grande do Sul, visto esta temática envolver processos complexos para o funcionamento dos ecossistemas aquáticos.

1.2 Fauna de Macroinvertebrados bentônicos

Os macroinvertebrados bentônicos pertencem à comunidade aquática de ambientes dulcícolas e em geral situam-se numa posição intermediária na cadeia alimentar. São organismos que tem o corpo maior que 0,25 mm e habitam os sedimentos de ecossistemas aquáticos. Os principais grupos taxonômicos são moluscos, anelídeos, larvas e ninfas de insetos e crustáceos. Estes organismos são elementos importantes na dinâmica ecológica de ecossistemas aquáticos, pois ocupam diversos níveis tróficos, sendo fonte primária para peixes e crustáceos, vivem e se alimentam sobre os sedimentos, além de participarem do fluxo de energia e da ciclagem de nutrientes (SEGNINI, 2003; CORBI e TRIVINHO-STRIXINO, 2006). Além disso, devido à sua natureza sedentária são extremamente eficientes em refletir o estado de conservação ou degradação do ecossistema, ou seja, mudanças abióticas podem facilmente afetar a estrutura da comunidade de macroinvertebrados, influenciando a sua distribuição espacial e temporal. Por isso, são comumente utilizados como bioindicadores da qualidade de água (BUSS et al., 2003; MORETTI e CALLISTO, 2005).

Estes organismos apresentam diversas formas e modos de vida, podendo ser encontrados no sedimento, no folhiço acumulado, associados com macrófitas ou entre pedras e por isso interagem com as condições ambientais as quais estão sendo submetidos (MORETTI e CALLISTO, 2005; WÜRDIG et al., 2007). A sua distribuição muitas vezes está relacionada à heterogeneidade do ambiente (RAE, 2004; BASTIAN et al., 2007; CRISCI-BISPO et al., 2007) e diversos outros fatores, como profundidade do riacho, qualidade e variabilidade de recursos alimentares, tipo de partículas contendo sedimento, tipo de substrato, temperatura da água, oxigênio dissolvido, entre outros (MERRIT et al., 2008).

A vegetação ripária é um dos principais contribuintes para a colonização da comunidade bentônica e, consequentemente, para o bom funcionamento dos recursos hídricos. A entrada de material vegetal na coluna d'água e a presença de macrófitas aquáticas tornam-se mesohábitat ideais para a ocorrência destes organismos (BUCKUP et al., 2007). Além disso, aumenta a área de fundo a ser colonizada pelos macroinvertebrados bentônicos, criando microhábitats, e fornecendo alimento, sendo que estes organismos consomem diretamente o folhiço e/ou sua microfauna associada (FERNANDEZ e DOMINGUEZ, 2001). Os depósitos de matéria orgânica consistem de folhas, galhos, sementes, frutos, variando no estado de fragmentação (SANSEVERINO e NESSIMIAN, 2008).

Uma abordagem ampla da classificação dos macroinvertebrados é baseada no hábito alimentar das larvas, organizando-as em grupos alimentares funcionais (GAF), que são

designados de acordo com particularidades morfológicas dos organismos (MERRIT et al., 2008). Estes animais podem ser classificados em: fragmentadores, que se alimentam de matéria orgânica particulada grossa; predadores, que atacam e ingerem outros animais; raspadores, que raspam materiais rochosos e se alimentam do perifíton aderido; coletores que consomem matéria orgânica particulada fina e por fim, filtradores, que filtram a matéria orgânica particulada fina na coluna dágua (CUMMINS et al., 2005).

Uma observação importante em relação ao fluxo de energia de ecossistemas aquáticos é a mudança seqüencial observada nas proporções dos grupos funcionais de alimentação, ao longo do curso se um rio. Este aspecto do *River Continuun Concept* relaciona as fontes de energia para dentro do sistema aquático corrente para as comunidades bióticas. Em nascentes com cobertura de vegetação ripária, onde a fotossíntese é limitada e a energia provém de altas entradas de materiais alóctones, os fragmentadores são os organismos dominantes. Mais adiante ao longo do riacho, os filtradores, como os Simuliidae, filtram partículas finas geradas a montante e adicionam fezes à corrente. Em trechos onde os rios são mais largos e com mais luminosidade, a fotossíntese mantém o metabolismo nesses trechos, e as algas e diatomáceas ao se desenvolverem tornam-se alimento para os raspadores. Os predadores, entretanto, apenas rastreiam a maior abundância de recursos alimentares (McCAFFERTY, 1981).

Grupos alimentares funcionais são influenciados pelas características do sistema aquático e modificações no substrato e alterações na entrada de material alóctone refletem diretamente na qualidade do recurso alimentar (SILVA et al., 2008). Assim, o tipo de substrato presente, que está diretamente relacionado à entrada de material alóctone ou mesmo a aspectos como assoreamento e presença de vegetação ripária, pode definir características estruturais da comunidade, influenciando a presença e abundância dos grupos de macroinvertebrados.

1.2.1 Chironomidae (Insecta, Diptera)

A família Chironomidae pertence à Subordem Nematocera e é a mais diversificada da ordem Diptera, ocorrendo em todas as regiões zoogeográficas do mundo, incluindo a Antartica (ASHE et al., 1987). Atualmente, são conhecidas 11 subfamílias de Chironomidae (Usambaromyiinae, Telmatogetoninae, Chilenomyiinae, Aphroteniinae, Podonominae, Buchonomyiinae, Tanypodinae, Diamesinae, Prodiamesinae, Orthocladiinae e Chironominae), sendo que 10 são encontradas na região Neotropical (MENDES et al., 2007). No Brasil são identificadas espécies pertencentes a cinco destas subfamílias: Chironominae,

Orthocladiinae, Tanypodinae, Telmatogetoninae e Podonominae (TRIVINHO-STRIXINO e STRIXINO 1995; ROQUE e TRIVINHO-STRIXINO, 2004). Destas, Chironominae apresenta maior diversidade e mais representatividade na região Subtropical (AMORIM et al., 2004; SANSEVERINO e NESSIMIAN, 2008).

As larvas apresentam corpo delgado e cilíndrico, medindo aproximadamente de 2 a 20 mm (McCAFFERTY, 1981). A maioria das características da cápsula cefálica, como o aparelho bucal e antenas, fundamentam as identificações taxonômicas deste grupo (EPLER, 2001). Algumas larvas são sedentárias, vivendo dentro de casulos ou no interior de tubos fixos, enquanto que outras são consideradas livres, transportando seus próprios casulos ou mesmo nuas, não fabricando casulo nenhum (TRIVINHO-STRIXINO e STRIXINO, 1995).

Chironomidae é considerado um grupo filogeneticamente primitivo, encontrado em sua maioria junto aos ecossistemas aquáticos (EPLER, 2001). São registrados em uma variedade de habitats, incluindo bromélias, riachos, córregos e lagos. Em ambientes lóticos, larvas de Chironomidae podem ser encontradas em quase todos os substratos, habitando acúmulos de folhiço, pedras, seixos, cascalho, areia, musgos, hidrófitas vasculares, entre outros (SANSEVERINO e NESSIMIAN, 2008). Os estágios imaturos da maioria de suas espécies vivem em ambientes dulcícolas, onde, geralmente, são os macroinvertebrados mais abundantes. Assim, formam um dos grupos de insetos aquáticos mais importantes ecologicamente, pois participam significativamente da composição faunística dos mais variados biótopos lacustres e fluviais (TRIVINHO-STRIXINO e STRIXINO, 1995).

A ampla distribuição geográfica de Chironomidae, somada às elevadas densidades numéricas e riqueza de espécies em ecossistemas aquáticos continentais, deve-se, principalmente, às adaptações desenvolvidas pelas larvas frente a condições adversas. A distribuição desta família depende da complexidade física, química e biológica do ecossistema aquático (MERRIT et al, 2008). Fatores importantes na ocorrência e distribuição destes organismos são a heterogeneidade e a estabilidade do habitat, já que influenciam a diversidade de espécies, por estarem diretamente relacionados à disponibilidade de alimento e abrigo (SURIANO e FONSECA-GESSNER, 2004; SANSEVERINO e NESSIMIAN, 2008). Alguns gêneros são conhecidos como potenciais indicadores de degradação ambiental, pois toleram condições de baixos valores de oxigênio dissolvido, condições extremas de temperatura e salinidade, profundidade e velocidade de correnteza (PINDER, 1986; ARMITAGE et al., 1995).

A família Chironomidae pertence ao grupo alimentar funcional coletor, o qual tem como principal fonte de alimento partículas finas depositadas na coluna d’água (MERRIT et

al., 2008). No entanto, em nível hierárquico decrescente, o hábito alimentar das larvas pode ser dividido em seis categorias: coletor-catador, coletor-filtrador, raspador, fragmentador, engolfadores e perfurador-predador (ARMITAGE e CRANSTON, 1995). O primeiro tem como hábito alimentar fonte de material do sedimento depositado ou submerso. O segundo se alimenta de material em suspensão na coluna d'água. Raspadores possuem aparelho bucal especializado para "raspar" materiais rochosos e fragmentadores são associados com matéria particulada, oriunda de detrito vegetal e filamentos de algas. Larvas engolfadoras e perfuradoras-predadoras se alimentam de partes e fluidos da presa, respectivamente (ARMITAGE et al., 1995).

Esses organismos participam ativamente do metabolismo intermediário de um ecossistema aquático e formam um importante elo na cadeia alimentar (SURIANO e FONSECA-GESSNER, 2004). Seus representantes são considerados conversores de matéria orgânica em alimento disponível para outros consumidores, além de estarem vinculados ao ciclo de decomposição da matéria orgânica, tornando-se parcialmente responsáveis pelo processo (SILVA et al., 2008). Algumas espécies podem usar o detrito como fonte de energia, mesmo não sendo considerados fragmentadores típicos. Outros, entretanto, são chamados de mineradores (ex. *Stenochironomus*) e ao se associarem com as folhas tem papel semelhante aos fragmentadores (ANDERSEN et al., 2008).

De acordo com Callisto et al. (2007), muitos Chironomidae são oportunistas ou generalistas, alimentando-se de várias fontes de alimento. No entanto, muitos Chironomidae preferem locais com altas concentrações de matéria orgânica e locais com disponibilidade de folhiço acumulado (HENRIQUES-OLIVEIRA et al., 2003). Em comparação com outros substratos, os acúmulos de folhiço em riachos de áreas de florestas parecem ser um dos hábitats preferencialmente ocupados por larvas de Chironomidae (SANSEVERINO e NESSIMIAN, 1998). Assim, considerando sua alta abundância associados ao detrito em decomposição, torna os Chironomidae um importante grupo para a decomposição foliar em riachos (LIGEIRO et al., 2010). Paralelamente a isto, estes organismos são influenciados pelas características químicas do detrito em que estão associados, podendo exibir alguma preferência em relação ao substrato vegetal (BIASI et al., 2013).

JUSTIFICATIVA

Áreas ribeirinhas florestadas são importantes para a fauna aquática, pois favorecem o acúmulo de fragmentos foliares na coluna d'água, que pode influenciar positivamente a ocorrência de alguns macroinvertebrados, visto aumentar sua área de colonização (ARMITAGE et al., 1995) e ser fonte de alimento e abrigo para as larvas (SANSEVERINO e NESSIMIAN, 2008). Além disso, proporcionam maior heterogeneidade ambiental contribuindo para o incremento da diversidade de organismos (SURIANO e FONSECA-GESSNER, 2004).

Por representar um importante processo para o funcionamento dos ecossistemas, a decomposição de detritos em ambientes aquáticos vem ganhando destaque no meio científico. Na região temperada, os padrões sobre a decomposição do material alóctone em riachos têm sido extensivamente descritos. Entretanto, no Brasil, os estudos se concentram na região centro-oeste e sudeste, mesmo sendo ainda incipientes (GONÇALVES et al., 2006; GONÇALVES et al., 2007; MORETTI et al., 2007; FRANÇA et al., 2009; LIGEIRO et al., 2010; GONÇALVES et al., 2012). Na região sul do Brasil alguns estudos tem analisado a relação dos macroinvertebrados com espécies vegetais de origem nativa e exótica (HEPP et al., 2008), a relação das larvas de Chironomidae com o detrito em decomposição (BIASI et al., 2013), aspectos químicos da decomposição dos detritos (HEPP et al., 2009; TONIN e HEPP, 2011) e degradação de detritos em lagos da planície costeira (SILVA et al., 2010; TELOKEN et al., 2011). Desse modo, muitos aspectos sobre a decomposição e a associação dos macroinvertebrados ainda são desconhecidos nesta região.

Estudos sobre a decomposição de detritos geralmente analisam as espécies vegetais isoladas, mesmo sabendo que nos ambientes naturais os detritos são compostos por diversas espécies. Alguns estudos têm analisado o efeito químico que uma espécie promove nas espécies adjacentes, já que pode haver movimento de alguns compostos químicos entre os detritos. Entretanto, não analisam o efeito da heterogeneidade ambiental que a mistura de detritos pode promover nas comunidades bióticas. Assim, compreender este fator, além de considerar a composição química das espécies pode fornecer informações importantes sobre a comunidade de invertebrados que estão associados ao detrito em decomposição.

Desse modo, compreender o papel dos macroinvertebrados e dos fungos neste processo, bem como a importância dos fatores abióticos e bióticos na decomposição de detritos pode fornecer informações relevantes sobre as relações tróficas no ambiente, além de

proporcionar a compreensão dos fatores aceleradores ou retardatários do ciclo do carbono nos ecossistemas aquáticos.

OBJETIVO GERAL

O objetivo geral deste estudo foi analisar a colonização de macroinvertebrados bentônicos em substrato vegetal em decomposição em riachos subtropicais, procurando entender os fatores que influenciam este grupo. Desse modo, procurou-se analisar a relação da comunidade de macroinvertebrados com a heterogeneidade vegetal, qualidade química do detrito, biomassa de fungos e investigar as características temporais da colonização dos invertebrados durante o processo de decomposição do detrito vegetal.

HIPÓTESE

Nossa hipótese é que há uma relação positiva entre a heterogeneidade e qualidade do detrito com as larvas, além de influência da biomassa de fungos sobre a densidade e biomassa dos macroinvertebrados. Os níveis de degradação encontrados nos diferentes tempos de incubação poderão ser diferenciados, o que poderá proporcionar alterações temporais na densidade de organismos.

ORGANIZAÇÃO DA DISSERTAÇÃO

O trabalho inclui, além de componentes gerais (resumo, abstract, introdução, material e métodos, conclusões e referências), dois capítulos em forma de artigos científicos, possuindo, cada qual, os itens necessários a esta forma de apresentação: resumo e abstract, introdução, material e métodos, resultados, discussão e referências. No capítulo 1 é apresentada a composição e estrutura dos macroinvertebrados associada às diferentes espécies em decomposição em riachos da região central do Rio Grande do Sul. No capítulo 2, foi analisada a colonização da comunidade de Chironomidae associada ao detrito em decomposição, procurando identificar variações temporais deste grupo ao longo do experimento.

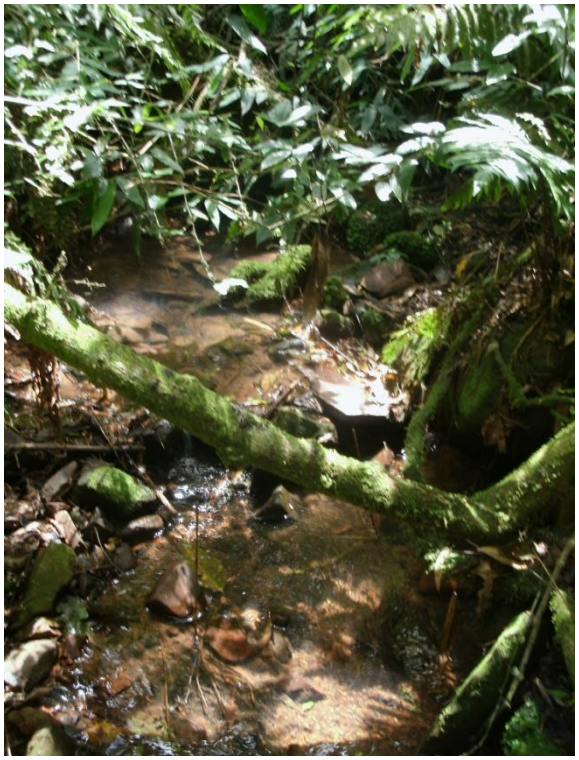
2. MATERIAL E MÉTODOS GERAIS

2.1 Área de estudo e Experimento de campo

O experimento foi realizado em dois riachos de 1ª ordem, tributários do rio Faxinal do Soturno, localizados no município de São João do Polêsine, na região central do Rio Grande do Sul (Figura 1). A região ocupa áreas de Planalto e de Depressão Central (CASTILLERO, 1984). O clima é subtropical e apresenta temperatura média anual de 19,3°C. A precipitação média anual é superior a 1.500 mm. A região é periodicamente invadida por massas polares e frentes frias, responsáveis pelas baixas temperaturas no inverno e pela regularidade na distribuição das precipitações (ISAÍA, 1992 apud GRACIOLI, 2005).

A vegetação ripária dos riachos em estudo é composta por diversas espécies de plantas, entre as mais representativas estão *Cabralea canjerana* (Vell.) Mart., *Campomanesia xanthocarpa* O. Berg., *Casearia sylvestris* Sw., *Cupania vernalis* Cambess., *Enterolobium contortisiliquum* (Vell.) Morong, *Erythrina falcata* Benth., *Ficus luschnathiana* (Miq.) Miq., *Inga alata* Benoist, *Ocotea puberula* (Rich.) Nees, *Parapiptadenia rigida* (Benth.) Brenan, *Phytolacca dioica* L., *Rollinia emarginata* Schltdl., *Trema micrantha* (L.) Blume.

Uma breve caracterização limnológica dos riachos está descrita na Tabela 1. As variáveis ambientais mensuradas não oscilaram entre os riachos ($F = 2,256$; $p = 0,15$), sendo que ambos apresentaram águas bem oxigenadas (oxigênio dissolvido > 7,0 mg L^{-1}). Os riachos apresentam vegetação ribeirinha conservada em ambas as margens e sem impactos antrópicos no entorno. Todos os dados neste estudo foram usados desconsiderando os riachos como réplicas, uma vez que tanto dos dados bióticos, como os dados abióticos não diferiram entre si.



A B

Figura 1: Riachos localizados no município de São João do Polêsine, na região central do Rio Grande do Sul, novembro de 2011. A: 29°39’04” S e 53°31’51” W. B: 29º38’13” S e 53º32’02” W.

Tabela 1: Valores médios e desvio padrão (média ± desvio padrão) das variáveis ambientais mensuradas nos riachos em estudo, novembro de 2011, Rio Grande do Sul, Brasil.

	Tempo (dias)	**Temperatura da água (°C)**	**Oxigênio dissolvido ($mg.L^{-1}$)**	**pH**	**Velocidade da correnteza ($m.s^{-1}$)**
Riacho 1	7	19,9±0,1	8,8±0,6	6,3±0,1	0,1±0,1
	14	18,8±3,1	7,7±1,2	6,1±0,1	0,1±0,0
	21	21,8±0,4	7,2±0,9	6,1±0,2	0,2±0,1
	28	20,2±1,2	8,2±1,1	6,2±0,5	0,2±0,0
Riacho 2	7	17,3±0,5	7,2±0,4	7,4±0,1	0,3±0,0
	14	16,6±1,1	8,5±0,9	6,8±0,1	0,2±0,1
	21	20,1±1,9	7,8±0,2	6,7±0,1	0,3±0,1
	28	19,2±2,2	8,4±1,3	7,2±1,1	0,2±0,1

Foram utilizadas oito espécies vegetais, as quais foram escolhidas previamente de acordo com os seguintes requisitos: (i) ocorrência expressiva na região, em especial da zona ripária dos corpos hídricos; (ii) representar oito diferentes famílias vegetais; (iii) possuir composição química diversificada, tendo como principais elementos, concentrações

diferenciadas de nitrogênio, lignina e celulose (Tabela 2). Para determinar a qualidade química das espécies foi utilizada a relação entre as fibras defensivas das plantas (lignina e celulose) e a concentração de nitrogênio. Para tanto foi somado o valor de lignina e celulose (LigCel) e dividido pela concentração de nitrogênio (N), mensurados nas espécies vegetais selecionadas. Assim, espécies com os menores valores de LigCel:N foram consideradas de alta qualidade química e espécies com os maiores valores de LigCel:N de baixa qualidade.

A determinação de nitrogênio foi baseada no método de Kjeldahl (FLINDT e LILLEBO, 2005), que determina a concentração pela digestão do material vegetal com ácido sulfúrico concentrado e um catalizador misto. Para celulose e lignina foi usado o procedimento de determinação de fibras ácido-detergentes de Van Soest (1993).

Tabela 2: Espécies vegetais selecionadas para o estudo e suas respectivas qualidades químicas. Lig: lignina; Cel: celulose; N: nitrogênio; LigCel/N: lignina+celulose/nitrogênio. Novembro de 2011, Rio Grande do Sul, Brasil

Espécie	**Família**	**Lig (%)**	**Cel (%)**	**N (%)**	**LigCel:N**	
Trema micrantha	Cannabaceae	22,4318	15,2846	3,6009	10,4740	Baixa qualidade química
Inga alata	Fabaceae	34,7937	4,5872	2,8906	13,6239	
Cupania vernalis	Sapindaceae	23,0056	8,5148	2,0242	15,5712	
Ficus luschnathiana	Moraceae	20,3823	14,2726	2,1251	16,3067	
Casearia sylvestris	Salicaceae	10,1194	8,6337	3,2828	5,7125	Alta qualidade química
Cabralea canjerana	Meliaceae	14,8242	5,5849	2,9650	6,9861	
Rollinia emarginata	Annonaceae	8,0025	10,6986	2.8584	6,5424	
Phytolacca dioica	Phytolaccaceae	34,7937	4,5872	2,8906	8,3159	

Após a definição das espécies, as folhas foram coletadas e secas em estufa a 30°C por 72 horas. Esta temperatura foi adotada, pois não interfere na composição química do detrito, apenas auxilia no processo de secagem das folhas. Após isso foram confeccionados *litter bags* de 20 x 20 cm e abertura de malha de 10 mm contendo 4,0±0,1 g de folhas para a montagem do experimento (Figura 2A).

A B

Figura 2: A: *Litter bag* de 20 x 20 cm e abertura de malha de 10 mm contendo 4,0±0,1 g de folhas. B: Bloco contendo 4 *litter bags* colocado nos riachos para o início do processo de decomposição. Fonte: Biasi, 2011.

Delineamos o experimento com quatro tratamentos baseados na heterogeneidade e qualidade química (LigCel:N) das espécies vegetais. O primeiro tratamento (T1) compreendeu baixa heterogeneidade (uma espécie) e alta qualidade (baixa LigCel:N), representado por *C. sylvestris*. O segundo tratamento (T2) compreendeu alta heterogeneidade vegetal (quatro espécies) e alta qualidade química (baixa LigCel:N), contendo uma mistura de *C. sylvestris, R. emarginata, P. dióica* e *C. canjerana*. O terceiro (T3) tratamento teve baixa heterogeneidade vegetal (uma espécie) e baixa qualidade química (alta LigCel:N), representado por *F. luschnathiana.* Por fim, o quarto tratamento (T4) teve alta heterogeneidade (quatro espécies) e baixa qualidade nutricional (alta LigCel:N), sendo uma mistura de *T. micrantha, I. alata, C. vernalis* e *F. luschnathiana*. A quantidade de folhas de cada espécie nos *litter bag* foi equivalente (1 g de cada no tratamento com 4 espécies vegetais ou 4 gramas da mesma espécie no tratamento com uma espécie).

Os *litter bags* foram dispostos nos riachos em locais de correnteza moderada, compreendendo quatro blocos (réplicas) contendo os quatro tratamentos (Figura 2B). Após 7, 14, 21 e 28 de incubação nos riachos, quatro *litter bags* de cada tratamento foram retirados e conduzidos ao Laboratório. Assim, em cada riacho foram analisados 64 *litter bags*, totalizando 128 no final do experimento.

3. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABELHO, M. From litterfall to breakdown in streams: A Review. **The Scientific World.** v.1, p. 658–680, 2001.

ABELHO, M. Leaf-Litter Mixtures Affect Breakdown and Macroinvertebrate Colonization Rates in a Stream Ecosystem. **International Review Hydrobiology**, v. 94, n. 4, p. 436 – 451, 2009.

ALLAN, J. D.; CASTILLO, M.M. **Stream ecology. Structure and function of running waters Second Edition.** Dordrecht: Springer, 444p. 2007.

AMORIM, R. M.; HENRIQUES-OLIVEIRA, A. L.; NESSIMIAN, J. L. Distribuição espacial e temporal das larvas de Chironomidae (Insecta: Diptera) na seção ritral do rio Cascatinha, Nova Friburgo, Rio de Janeiro, Brasil. **Lundiana**, v. 5, n. 2, p. 119 – 127, 2004.

ANDERSEN T.; MENDES, H.F.; PINHO, L.C., Two new species of Stenochironomus Kieffer from the Brazilian Atlantic Rainforest (Diptera: Chironomidae). **Studia Dipterologica,** v. 14, p. 263-269, 2008.

ARMITAGE, P. D.; CRANSTON, P. S.; PINDER, L. C. V. **The Chironomidae: Biology and acology of non-biting midges.** Chapman e Hall, London, 572 p. 1995.

ASHE, P.; MURRAY, D.A.; REISS, F. The zoogeographical distribution of Chironomidae (Insecta : Diptera). **Annls Limnol**. v. 23, n. 1, p. 27-60, 1987.

BASTIAN, M.; BOYERO, L.; JACKES, B. R.; PEARSON, R. G. Leaf litter diversity and shredder preferences in an Australian tropical rain-forest stream. **Journal of Tropical Ecology**, v. 23, p. 219 – 229, 2007.

BIASI, C.; TONIN, A. M.; RESTELLO, R. M.; HEPP, L. U. Colonisation of leaf litter by Chironomidae (Diptera): influence of chemical quality and exposure duration in a Neotropical stream. **Limnologica**. *In press*, 2013.

BUCKUP, L.; BUENO, A. A. P.; BOND-BUCKUP, G.; CASAGRANDE, M.; MAJOLO, F. The benthic macroinvertebrate fauna of highland streams in southern Brazil: composition. diversity and structure. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 24 n. 2 p. 294 – 301, 2007.

BUNN, S. E.; DAVIES, P. M.; MOSISCH, T. D. Ecosystem measures of river health and their response to riparian and catchment degradation. **Freshwater Biology**, v. 41, p. 335–345, 1999.

BUSS, D. F.; BAPTISTA, D. F.; NESSIMIAN, J. L. Bases Conceituais para a aplicação de biomonitoramento em programas de avaliação da qualidade da água de rios. **Caderno Saúde Pública**, v. 19 n. 2 p. 465 – 473, 2003.

CALLISTO M.; GONÇALVES JR. J. F.; GRAÇA, M. A. S. Leaf litter as a possible food source for chironomids (Diptera) in Brazilian and Portuguese headwater streams. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 24, p. 442–448, 2007.

CASTILLERO, A. C. **Uso da terra por fotografias aéreas no município de Santa Maria, RS.** Monografia de Especialização. Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 1984.

CORBI, J. J.; TRIVINHO-STRIXINO, S. Influence of taxonomic resolution of stream macroinvertebrate communities on the evatuation of diffent land uses. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 18, n. 4, p. 469 – 476, 2006.

CORNUT, J.; ELGER, A.; LAMBRIGOT, D.; MARMONIER, P.; CHAUVET, E. Early stages of leaf decomposition are mediated by aquatic fungi in the hyporheic zone of woodland Streams. **Freshwater Biology**, v. 55, p. 2541 – 2556, 2010.

CRISCI-BISPO, V. L.; BISPO, P. C.; FROEHLICH, C. G. Ephemeroptera. Plecoptera and Trichoptera assemblages in two Atlantic Rainforest streams. Southeastern Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 24, n. 2, p. 312 - 318, 2007.

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

EPLER, J. **Identification manual for the larval Chironomidae (Diptera) of North and South Carolina**. Orlando, Departament of Enviromental and Natural Resources, p. 526, 2001.

ESTEVES, F.A.; BARBIERI, R. Dry weight and chemical changes during decomposition of tropical macrophytes in lobo reservoir - São Paulo, Brazil. **Aquatic Botany**, v. 16, p. 285-295, 1983.

FERNÁNDEZ , H. R.; DOMINGUEZ, E. **Guía para La determinación de los artrópodos bentónicos sudamericanos**. Universidad Nacional de Tucumán, Tucumán, Argentina, 2001.

FLINDT, M. R.; LILLEBO, A. I. Determination of Total Nitrogen and Phosphorus in Leaf Litter. In: GRAÇA, M. A. S.; BÄRLOCHER, F.; GESSNER, M. O. Methods to Study Litter Decomposition. Methods to Study Litter Decomposition. **A Practical Guide**, p. 188, 2005.

FRANÇA, J. S.; GREGÓRIO, R. S.; Paula, J. D.; GONÇALVES, J. F.JR.; FERREIRA, F. A.; CALLISTO, M. Composition and dynamics of allochthonous organic matter inputs and benthic stock in a Brazilian Stream. **Marine and Freshwater Research**, v. 60, p. 990-998, 2009.

GESSNER, M. O.; CHAUVET, E.; DOBSON, M. A Perspective on Leaf Litter Breakdown in Streams. **OIKOS**, p. 85:2, 1999.

GESSNER, M. O. Ergosterol as a measure of fungal biomass. In: GRAÇA M. A. S.; BÄRLOCHER, F.; GESSNER, M. O. (eds). **Methods to Study Litter Decomposition. Methods to Study Litter Decomposition. A Practical Guide**, 2005.

GONÇALVES J. F. JR; FRANÇA, J. S.; CALLISTO, M. Dynamics of Allochthonous Organic Matter in a Tropical Brazilian Headstream. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 49, n. 6, p. 967-973, 2006.

GONÇALVES J. F. JR; GRAÇA, M. A. S. CALLISTO, M. Litter decomposition in a Cerrado savannah stream is retarded by leaf toughness, low dissolved nutrients and a low density of shredders. **Freshwater Biology**, v. 52, p. 1440–1451, 2007.

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

GRACIOLI, C. R. **Impactos ambientais na microbacica do rio Vacacaí-Mirim em Santa Maria – RS**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2005.

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

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

GRAÇA, M. A., CRESSA, C. Leaf quality of some tropical and temperate tree species as food resource for stream shredders. **International Review Hydrobiology**, v. 95, p. 27–41, 2010.

HENRIQUES-OLIVEIRA, A. L.; DORVILLÉ, L. F. M.; NESSIMIAN, J. L. Distribution of Chironomidae larvae fauna (Insecta: Diptera) on different substrates in a stream at Floresta da Tijuca, RJ, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 15, n. 2, p. 69–84, 2003.

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

HEPP L.U., DELANORA R.; TREVISAN A. Compostos secundários durante a decomposição foliar de espécies arbóreas em um riacho do sul do Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 23, p. 407 – 413, 2009.

HOORENS, B.; AERTS, R.; STROETENGA, M. Does initial litter chemistry explain litter mixture effects on decomposition? **Oecologia** 137: 578-586, 2003.

LI, A. O .Y.; NG, L. C. Y.; DUDGEON, D. Effects of leaf toughness and nitrogen content on litter breakdown and macroinvertebrates in a tropical stream. **Aquatic Sciences**, v. 71, p. 80-93, 2009.

LIGEIRO, R.; MORETTI, M. S.; GONÇALVES, J. F.; CALLISTO, M. What is more important for invertebrate colonization in a stream with low-quality litter inputs: exposure time or leaf species? **Hydrobiologia**, v. 654, p. 125–136, 2010.

MACDONALD, E. E.; TAYLOR, B. R. Factors infl uencing litter decomposition rates in upstream and downstream reaches of river systems of eastern Canada. **Fundamental and Applied Limnology Archiv für Hydrobiologie**, v. 172, n. 1, p. 71–86, 2008.

MACCAFFERTY, W. P. **Aquatic Entomology. The Fishermen's and Ecologists' Illustrated Guide to Insects and Their Relatives**. Hal Lockwood, Bookman Productions. 8ª edição, p. 448, 1981.

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

MENDES, H. F., ANDERSEN, T.; PINHO, L. C. Investigación Taxonomica de Orthocladiinae Brasileños (Diptera: Chironomidae) durante la última década. In: VENEGAS, E. G. E., MARTÍNEZ, A. E., LEÓN, C. L.; ACEVEDO, J. L. R. **Entomologia Mexicana**, v. 6, n. 2, p. 1173-1177, 2007.

MERRITT R. W.; CUMMINS R. W.; BERG, M.B. **An introduction to the aquatic insects of North America**. Dubuque. Kendal/Hunt. USA, 1214, 2008.

MORETTI, M. S.; CALLISTO, M. Biomonitoring of benthic macroinvertebrates in the middle Doce River Watershed. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 17 n. 3 p. 267 – 281, 2005.

MORETTI, M.; GONÇALVES JR. J. F.; CALLISTO, M. Leaf breakdown in two tropical streams: Differences between single and mixed species packs. **Limnologica**, v. 37, p. 250–258, 2007.

PÉREZ, J.; MUÑOZ-DORADO, J.; DE LA RUBIA, T.; MARTÍNEZ, J. Biodegradation and biological treatments of cellulose, hemicellulose and lignin: an overview. **International Microbiology**, 5, 53-63, 2002.

PINDER, L. C. V. Biology of Freshwater Chironomidae. **Annual Reviews Entomology**, v. 31, p. 1-23, 1986.

RAE, J. G. The colonization response oh lotic chironomid larvae to substrate size and heterogeneity. **Hydrobiologia**, v. 524: 115 – 124, 2004.

RATNARAJA, L.; BARMUTA, L.A. The effects of leaf toughness on feeding preference by two Tasmanian shredders. **Hydrobiologia**, v. 636, p. 173–178, 2009.

RICKLEFS, R. E. **A Economia da Natureza**. Editora Guanabara Koogan, Rio de Janeiro, p. 572, 2010.

RIOS, S. L.; BALEY, R. C. Relationship between riparian vegetation and stream benthic comunities at three spatial scales. **Hydrobiologia**, v. 553, p. 153-160, 2006.

ROQUE, F. O.; TRIVINHO-STRIXINO, S. Podonomus pepinellii n. sp., first record of the genus and subfamily from Brazil (Diptera: Chironomidae: Podonominae). **Zootaxa**, v. 689, p. 1-7, 2004.

SANSEVERINO, A. M.; NESSIMIAN, J. L. Habitat preferences of Chironomidae larvae in an upland stream of Atlantic Forest (Rio de Janeiro). **Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie**, v. 26, n. 4, p. 2141-2144, 1998.

SANSEVERINO, A. M.; NESSIMIAN, J. L. Larvas de Chironomidae (Diptera) em depósitos de folhiço submetido em um riacho de primeira ordem da Mata Atlântica (Rio de Janeiro, Brasil). **Revista Brasileira de Entomologia**, v. 52, n. 1, p. 95-104, 2008.

SILVA, J. S.; SILVEIRA, W. T.; ALBERTONI, E. F.; PALMA-SILVA, C. Diversity of Chironomidae (Diptera) in decomposing Nymphoides indica (L.) Kuntze in two subtropical lakes with different trophic conditions. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, v. 5, n. 4, p. 557-571, 2010.

SEGNINI, S. El uso de Macroinvertebrados Bentônicos como Indicadores de lá Condición Ecológica de Los Cuerpos de Agua Corrente. **Ecotropicos**, v. 16, n. 2, p. 45 – 63, 2003.

SHARMA, S.; FLEISCHMANN, F.; STICH, S.; HELLER, W.; BAHNWEG, G.; MUNCH, J.C.; SCHLOTER, M. Microbial Colonization of Beech and Spruce Litter—Influence of Decomposition Site and Plant Litter Species on the Diversity of Microbial Community Manish Kumar Aneja. **Microbial Ecology**, v. 52, p. 127–135, 2006.

SILVA, F. L.; RUIZ, S. S.; BOCHINI, G. L.; MOREIRA, D. C. Functional feeding habitats in a lotic system from Midwestern region of São Paulo State, Brazil. **Pan-American Journal of Aquatic Scienses**, v. 3, n. 2, p. 135 – 141, 2008.

SURIANO, M. T.; FONSECA-GESSNER, A. A. Chironomidae (Diptera) larvae in streams of Parque Estadual de Campos do Jordão, São Paulo State, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 16, n. 2, p. 129–136, 2004.

TANK J. L.; ROSI-MARSHALL E.J.; GRIFFTHS N. A.; ENTREKIN S. A.; STEPHEN M. L. A review of allochthonous organic matter dynamics and metabolism in streams. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 29, p. 118–146, 2010.

TELOKEN, F.; ALBERTONI, E. F.; SILVA, Cleber Palma. Leaf degradation of Salix humboldtiana Willd. (Salicaceae) and invertebrate colonization in a subtropical lake (Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 23, p. 30-41, 2011.

TONIN, A. M.; HEPP, L. U. Effects of nitrate enrichment on leaf litter decomposition. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 23, p. 86-94, 2011.

TRIVINHO-STRIXINO, S.; STRIXINO, G. **Larvas de Chironomidae (Díptera) do estado de São Paulo: guia de identificação e diagnose dos gêneros**. São Carlos. PPG-RRN/UFSCar, p. 229, 1995.

TUNDISI, J.G.; MATSUMURA-TUNSIDI, T.M. Impactos potenciais das alterações do Código Florestal nos recursos hídricos. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 4, p. 67-76, 2010.

VAN SOEST, P. J. Use of detergents in the analysis of fibrous feeds. II. A rapid method for the determination of fibre and lignin. **Journal - Association of Official Analytical Chemists**, v. 46, p. 829–835, 1993.

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

WALLACE, J. B.; WHILES, M. R.; EGGERT, S.; CUFFNEY, T. F.; LUGTHART, G. J.; CHUNG, K. 1995. Long-Term Dynamics of Coarse Particulate Organic Matter in Three Appalachian Mountain Streams. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 14, n. 2, p. 217-232. 1995.

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

WEBSTER, J. R.; BENFIELD, E. F.; EHRMAN, T. P. SCHAEFFER, M. A.; TANK, J. L.; HUTCHENS, J. J.; D'ANGELO, D. J. What happens to allochthonous material that falls into streams? A synthesis of new and published information from Coweeta. **Freshwater Biology**, v. 41, p. 687–705, 1999.

WÜRDIG, N. L.; CENZANO, C. S. S.; MOTA MARQUES, D. Macroinvertebrate communities structure in different environments os the Taim Hydrological System in the State of Rio Grande do Sul, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 19, n. 4, p. 427 – 438, 2007.

YULE C. M., LEONG M. Y., LIEW K. C., RATNARAJAH L., SCHIMIDT K., WONG H. M., Pearson R. G.; BOYERO L. Shredders in Malaysia: abundance and richness are higher in cool upland tropical streams. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 28, p.404–415, 2009.

CAPÍTULO 1

COMUNIDADE DE MACROINVERTEBRADOS DURANTE A DECOMPOSIÇÃO DE DETRITOS EM RIACHOS SUBTROPICAIS

RESUMO

O fornecimento de energia em um ecossistema aquático depende da entrada de material alóctone oriundo da vegetação ribeirinha. Este material é usado pelos macroinvertebrados como fonte de alimento e abrigo, participando assim da fragmentação do detrito vegetal. Neste estudo investigou-se a relação dos macroinvertebrados com a heterogeneidade vegetal, qualidade química do detrito e biomassa de fungos durante o processo de decomposição do detrito. O estudo foi realizado em dois riachos de 1ª ordem utilizando espécies vegetais com diferentes teores de LigCel:N. O primeiro tratamento compreendeu a espécie *C. sylvestris* e o segundo uma mistura de *C. sylvestris, R. emarginata, P. dioica* e *C.canjerana*. O terceiro tratamento teve a espécie *F. luschnathiana* e o quarto tratamento uma mistura das espécies *T. micrantha, I. alata, C. vernalis* e *F. luschnathiana*. Os *litters bags* foram incubados no riacho com 4,0±0,1 g de folhas e após 7, 14, 21 e 28 dias, as amostras foram retiradas, secas em estufa (30°C/72h) e destinadas à quantificação de ergosterol. Os macroinvertebrados foram identificados até menor nível taxonômico possível e classificados em grupos alimentares funcionais. A densidade, biomassa e riqueza dos organismos foram comparadas por meio de ANOVA two way e correlacionadas com a biomassa de fungos através de Correlação de Pearson. A composição da comunidade foi analisada por meio de agrupamento e MANOVA. A espécie *F. luschnathiana* apresentou a maior biomassa de fungos, a maior densidade de organismos e maior perda de massa seca. A densidade de macroinvertebrados depende das espécies vegetais e dos dias de exposição nos riachos. A densidade de grupos alimentares e riqueza rarefeita foram diferentes apenas em relação ao tempo. A composição da comunidade foi diferente entre os tratamentos e entre os dias em que o detrito ficou exposto nos riachos. Este estudo evidenciou a importância da qualidade química e do condicionamento microbiano das folhas para a associação dos macroinvertebrados e para o processo da decomposição.

Palavras-chave: Nitrogênio. Lignina. Celulose. Heterogeneidade. Invertebrados.

ABSTRACT

The flow of energy into a freshwater ecosystem depends on the input of alloctonous material from the riparian vegetation. Macroinvertebrates use these materials as a source of food and shelter, thus participating on the fragmentation of plant detritus. Here, we investigated the relationship of the macroinvertebrates with plant varieties, chemical quality of the detritus and fungal biomass during the detritus' decomposition. This study was performed in two first-order streams in the central region of Rio Grande do Sul state, southern Brazil. To do so, we employed different plant species, with different LigCel:N rates. Thus, four treatments were deployed. The first treatment included *C. sylvestris*, and the second a mixture of *C. sylvestris*, *R. emarginata*, *P. dioica* and *C. Canjerana*. The third treatment included leaves of *F. luschnathiana*, and the forth a mixture of *T. micrantha*, *I. alata*, *C. vernalis* and *F. luschnathiana*. The litter bags were incubated in the stream, each containing 4.0±0.1 g of leaves, with samples being retrieved after 7, 14, 21 and 28 days of incubation. Then, they were dried (30ºC/72h) and destined to ergosterol quantification. The macroinvertebrates were identified to the lowest possible taxonomic level, and then classified in functional feeding groups. The density, biomass and richness of the macroinvertebrates were compared through a two-way ANOVA, and correlated with fungal biomass through a Pearson's Correlation Test. The composition of the macroinvertebrate community was analyzed with a MANOVA, and patterns on this composition were searched through a NMDS analysis. *F. luschnathiana* presented the highest macroinvertebrate density and fungal biomass values and the highest dry mass loss rate. General macroinvertebrate density presented significant changes in relation to time, plant species and the interaction of these two factors. The density of functional feeding groups and richness (rarefacted) showed significant differences only in relation to time of exposure in the streams. Composition of the community was different among the treatments and among the days of incubation in the stream. This study highlighted the importance of the chemical quality and microbial conditioning to the decomposition process.

Keywords: Nitrogen. Lignin. Celulose. Heterogenety. Invertebrates.

INTRODUÇÃO

Ecossistemas aquáticos de pequena ordem, onde a limitação da luminosidade restringe a produção primária, dependem da entrada de energia alóctone para a manutenção de seus processos ecológicos, incluindo as comunidades bióticas (VANOTTE et al., 1980; WEBSTER e BENFIELD, 1986). Esta manutenção está relacionada ao fornecimento de recursos alimentares, disponibilidade de abrigo e habitat e à formação de substrato vegetal, imprescindíveis para a sustentação das comunidades bentônicas (TIEGS et al., 2008). Em função disso, as folhas representam a maior fonte de recurso para a cadeia alimentar em riachos florestados (KOCHI e YANAI, 2006; LECERF et al., 2007; MORETTI et al., 2007). Desse modo, mudanças na entrada de detritos nesses ambientes podem causar alterações na comunidade bentônica e consequentemente na ciclagem do carbono, realizado pela decomposição de detritos (FERREIRA et al., 2012).

Uma vez que o detrito vegetal entra em um riacho, o material orgânico e demais nutrientes são rapidamente lixiviados e as folhas podem ser transportadas a jusante ou permanecer no leito por um período de tempo, enquanto são consumidas pelos organismos detritívoros e decompositores (PETTIT et al., 2012). Estas ações reduzem as partículas de matéria orgânica, liberando nutrientes que se tornam disponíveis para a cadeia trófica do ecossistema (TANAKA et al., 2006). Este processo ecológico pode ser influenciado pelo clima, por fatores abióticos, como temperatura e correnteza da água, pela qualidade, quantidade e diversidade do detrito e abundância de fragmentadores, além de fatores que operam em escala espacial e temporal (PÉREZ-HARGUINDEGUY et al., 2000; BASTIAN et al., 2007).

Os atributos físicos e químicos das folhas podem variar significativamente de acordo com a espécie vegetal e podem exercer grande influência na utilização do detrito pelos micro-organismos e fragmentadores, afetando o seu consumo, assimilação e crescimento (GRAÇA, 1994; WRIGHT e COVICH, 2005; BASTIAN et al., 2007). Normalmente, o detrito considerado de alta qualidade apresenta altas concentrações de nitrogênio e baixas concentrações de compostos secundários, como polifenóis e taninos, e compostos estruturais, como lignina e celulose (GRAÇA, 2001). Essas características tornam o detrito mais atrativo para os organismos e acelerando as taxas de decomposição. Assim, este recurso é rapidamente consumido pelos fragmentadores, enquanto que o detrito de baixa qualidade torna-se um

recurso mais estável e duradouro, sendo consumido posteriormente (HAAPALA et al., 2001; GRAÇA e CANHOTO, 2006).

Além da composição química, a heterogeneidade proporcionada pela mistura de espécies constitui um complexo de habitat, em termos físicos e químicos, diferente de quando a espécie está isolada. A diversificação de espécies geralmente promove um aumento na complexidade e heterogeneidade ambiental, o que aumenta a biodiversidade aquática (ABELHO, 2009). Uma vez que em ambientes naturais, as espécies se encontram numa mesma área, as interações (translocação de compostos químicos) que ocorrem entre os detritos são importantes para a colonização dos micro-organismos e invertebrados. Entretanto, quando as espécies apresentam características físicas e químicas contrastantes, a espécie mais nutritiva e mais lábil tem sua qualidade diminuída pela espécie de menor palatabilidade (TAYLOR et al., 2007).

Os invertebrados aquáticos participam ativamente da ciclagem de nutrientes nos ambientes límnicos, pois ao converterem a matéria orgânica particulada grossa (MOPG) em matéria orgânica particulada fina (MOPF) são capazes de assimilar carbono e outros nutrientes (BOYERO et al., 2012). Entretanto, a comunidade microbiana, representada principalmente pelos fungos Hyphomycetes, acelera o processamento do detrito pela degradação de alguns componentes estruturais das plantas, como lignina e celulose. Além disso, com o condicionamento microbiano, elementos como nitrogênio, fósforo e algumas proteínas são agregados ao detrito, promovendo um aumento da sua qualidade nutricional e sua palatabilidade para os fragmentadores (GESSNER e CHAUVET, 1994). Alguns estudos têm apontado que a densidade de fragmentadores associada ao detrito aumenta com o nível de condicionamento microbiano (correlação positiva da biomassa de fungos com a densidade de fragmentadores), indicando uma possível preferência destes organismos para esse tipo de folha (GRAÇA et al., 1993; AßMANN et al., 2011; GONÇALVES et al., 2012).

Por se tratar de um processo ecológico fundamental, pois controla a ciclagem de nutrientes e carbono, a decomposição de detritos vem sendo amplamente estudada em todo o mundo (WALLACE et al., 1995; BOLSER e HAY, 1996; GONÇALVES et al., 2007; HEPP et al., 2008; LI et al., 2009; LIGEIRO et al., 2010; GONÇALVES et al., 2012). Entretanto, estudos na região subtropical, envolvendo a comunidade de macroinvertebrados e sua relação com a diversidade de espécies vegetais, a qualidade nutricional do detrito e a comunidade de fungos, são escassos. O objetivo deste estudo foi investigar a relação dos macroinvertebrados com a heterogeneidade proporcionada pela variedade vegetal, qualidade química do detrito e biomassa de fungos, além de analisar as características temporais da colonização das larvas

durante o processo de decomposição do detrito vegetal. Nossa hipótese é que o folhiço composto por uma mistura de espécies diferentes, e de alta qualidade química, irá proporcionar maior heterogeneidade para os invertebrados e assim, suportará maior riqueza e densidade de organismos. Também esperamos que a comunidade de invertebrados seja influenciada pelo tempo de exposição do detrito.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O experimento foi realizado em dois riachos de 1ª ordem da região central do Rio Grande do Sul (Figura 1). A região ocupa áreas de Planalto e de Depressão Central (CASTILLERO, 1984). O clima é subtropical, apresentando temperatura média anual de 19,3°C e precipitação média anual é superior a 1.500 mm. A vegetação ripária dos riachos em estudo é composta por diversas espécies de plantas, entre as mais representativas estão *Cabralea canjerana* (Vell.) Mart., *Campomanesia xanthocarpa* O. Berg., *Casearia sylvestris* Sw., *Cupania vernalis* Cambess., *Enterolobium contortisiliquum* (Vell.) Morong, *Erythrina falcata* Benth., *Ficus luschnathiana* (Miq.) Miq., *Inga alata* Benoist, *Ocotea puberula* (Rich.) Nees, *Parapiptadenia rigida* (Benth.) Brenan, *Phytolacca dioica* L., *Rollinia emarginata* Schltdl., *Trema micrantha* (L.) Blume.

Os riachos apresentam vegetação ribeirinha conservada em ambas as margens e têm aproximadamente 2 m de largura e 0,3 m de profundidade. Durante o período de experimento, os riachos apresentaram variáveis ambientais semelhantes ($F = 5,254$; $p = 0,125$), com águas bem oxigenadas (7,9±1,2 mg L^{-1}) e de temperaturas amenas (19,2 °C ± 0,43). O pH variou de 6,1 ± 0,1 a 7,4 ± 0,1 e a velocidade de correnteza oscilou de 0,1 ± 0,1 a 0,3 ± 0,1 m s^{-1}.

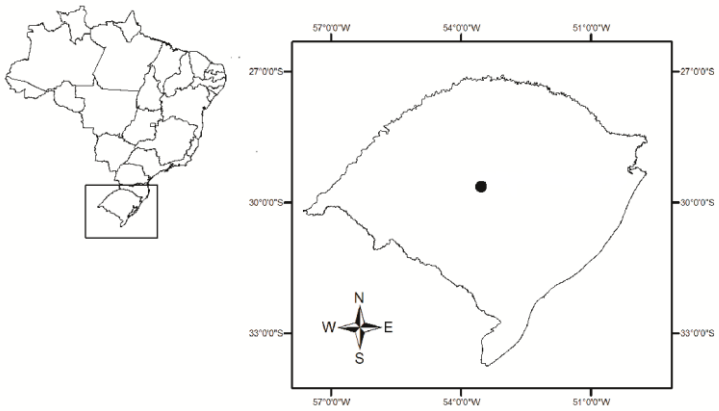


Figura 1: Localização dos riachos onde foram realizados os experimentos, município de São João do Polêsine, região central do Rio Grande do Sul, Brasil (29°39'04" S e 53°31'51" W; 29º38'13" S e 53º32'02" W). Fonte: Alberto Senra Gonçalves, 2011.

Material vegetal

Para o experimento foram utilizadas as espécies vegetais: *Cabralea canjerana, Casearia sylvestris, Cupania vernalis, Ficus luschnathiana, Inga alata, Phytolacca dioica, Rollinia emarginata, Trema micrantha.* Previamente analisamos sua composição química, com base na relação entre as fibras defensivas das plantas (lignina e celulose) e a concentração de nitrogênio (Tabela 1). Para tanto foi somado o valor de lignina e celulose (LigCel) e dividido pela concentração de nitrogênio (N). A determinação de nitrogênio foi baseada no método de Kjeldahl (FLINDT e LILLEBO, 2005), que determina a concentração pela digestão do material vegetal com ácido sulfúrico concentrado e um catalizador misto. Para celulose e lignina foi usado o procedimento de determinação de fibras ácido-detergentes de Van Soest (1993).

Tabela 1: Espécies vegetais selecionadas para o estudo e sua respectiva qualidade química, novembro de 2011, Rio Grande do Sul, Brasil. Lig = Lignina; Cel = Celulose; N = Nitrogênio; LigCel:N = lignina+celulose/nitrogênio.

Espécie	Família	Lig (%)	Cel (%)	N (%)	LigCel:N
Trema micrantha	Cannabaceae	22,4318	15,2846	3,6009	10,4740
Inga alata	Fabaceae	34,7937	4,5872	2,8906	13,6239
Cupania vernalis	Sapindaceae	23,0056	8,5148	2,0242	15,5712
Ficus luschnathiana	Moraceae	20,3823	14,2726	2,1251	16,3067
Casearia sylvestris	Salicaceae	10,1194	8,6337	3,2828	5,7125
Cabralea canjerana	Meliaceae	14,8242	5,5849	2,9650	6,9861
Rollinia emarginata	Annonaceae	8,0025	10,6986	2.8584	6,5424
Phytolacca dióica	Phytolaccaceae	34,7937	4,5872	2,8906	8,3159

Procedimento de campo e laboratório

Após a definição das espécies, as folhas foram coletadas e secas em estufa a 30°C. Após isso foram confeccionados *litter bags* de 20 x 20 cm e abertura de malha de 10 mm contendo 4,0±0,1 g de folhas para a montagem do experimento.

Delineamos o experimento com quatro tratamentos baseados na heterogeneidade e qualidade química (LigCel:N) das espécies vegetais. O primeiro tratamento (T1) compreendeu a espécie *C. sylvestris* isolada. O segundo tratamento (T2) conteve uma mistura de *C. sylvestris, R. emarginata, P. dioica* e *C. canjerana*. O terceiro (T3) foi representado pela espécie *F. luschnathiana* e por fim, o quarto tratamento conteve uma mistura de *T. micrantha, I. alata, C. vernalis* e *F. luschnathiana*. A quantidade de folhas de cada espécie nos *litter bag* foi equivalente (1 g de cada no tratamento com 4 espécies vegetais ou 4 g da mesma espécie no tratamento com uma espécie).

Os *litter bags* foram dispostos nos riachos em locais de correnteza moderada (0,2 $m.s^{-1}$), compreendendo quatro blocos contendo os quatro tratamentos. Após 7, 14, 21 e 28 dias de incubação nos riachos, quatro *litter bags* de cada tratamento foram retirados e conduzidos ao Laboratório. Assim, em cada riacho foram analisados 64 *litter bags*, totalizando 128, sendo 32 para cada tratamento.

Em laboratório os detritos foliares foram suavemente lavados em água corrente para eliminar o sedimento aderido e para a remoção dos invertebrados. Aproximadamente 250mg de folhas foram destinadas a análise de ergosterol, que seguiu metodologia de Gessner, (2005). O restante das folhas foi seco em estufa (30°C/72 horas). A água restante da lavagem foi passada por uma peneira de 250 mm de abertura de malha e o material retido colocado em um frasco de vidro e fixado com Etanol 80% para conservação dos organismos. O material foi triado e identificado até menor nível taxonômico possível, utilizando chaves especializadas de identificação (FERNÁNDEZ e DOMÍNGUES, 2001; MERRITT et al., 2008; MUGNAI et al., 2010).

Análise dos dados

Para cada tratamento, o coeficiente de decomposição (*k*) foi determinado ajustando os valores de massa seca remanescente ao modelo exponencial negativo: $W_t = W_0.e^{-kt}$, onde W_t é a massa remanescente no tempo t (em dias) e W_0 é a massa inicial (WEBSTER e

BENFIELD, 1986). Tanto as porcentagens de massa seca quanto os coeficientes de decomposição foram comparados por meio de uma análise de variância (ANOVA two-way).

Para a comunidade de macroinvertebrados foi calculada a densidade geral (número de organismos por grama de massa seca remanescente), densidade de cada grupo alimentar funcional (número de organismos do grupo funcional por grama de massa seca remanescente), biomassa geral, biomassa de cada grupo alimentar funcional e a riqueza taxonômica rarefeita baseada em amostras (GOTELLI e COLWELL, 2001). Os grupos alimentares funcionais foram determinados com base na classificação de Cummins et al. (2005), Costa et al. (2006) e Merrit et al. (2008).

Para comparar a estrutura da comunidade de macroinvertebrados (densidade, biomassa, grupos alimentares funcionais e riqueza rarefeita) nos diferentes tratamentos, levando em consideração o tempo de incubação, foram aplicadas análises ANOVA two-way, com teste Tukey a *posteriori* para analisar os contrastes. Com o intuito de verificar a relação entre a biomassa de fungos e a estrutura da comunidade dos invertebrados foi aplicada uma Correlação Linear de Pearson.

Para analisar a comunidade de macroinvertebrados foi realizada uma análise NMDS com matriz de distância de Bray-Curtis e posteriormente foi aplicada uma análise de variância multivariada (MANOVA). Para estas análises, os dados foram transformados em log (x+1), com o intuito de homogeneizar os dados. Os dados dos dois riachos foram semelhantes ($p>0,05$) e por isso, foram analisados juntamente, sem levar em consideração o riacho como um fator. As análises foram realizadas nos softwares Primer 6, BioEstat 5.0 e Multiv.

RESULTADOS

Decomposição do detrito

Os coeficientes de decomposição das espécies incubadas isoladas foram maiores do que quando estavam misturadas com outras espécies (Figura 2). A espécie *F. luschnathiana* (T3) apresentou coeficiente de decomposição mais rápido (k = 0,238 ± 0,022 dia^{-1}) que a espécie *C. sylvestris* (T1) (k = 0,090 ± 0,091 dia^{-1}). Quando as espécies estavam misturadas, o tratamento (T2) que apresentava *C. sylvestris, R. emarginata, P. dioica* e *C. canjerana* apresentou valor de k = 0,072 ± 0,073 dia^{-1} e o tratamento (T4) com *T. micrantha, I. alata, C. vernalis* e *F. luschnathiana* k = 0,003 ± 0,061 dia^{-1} .

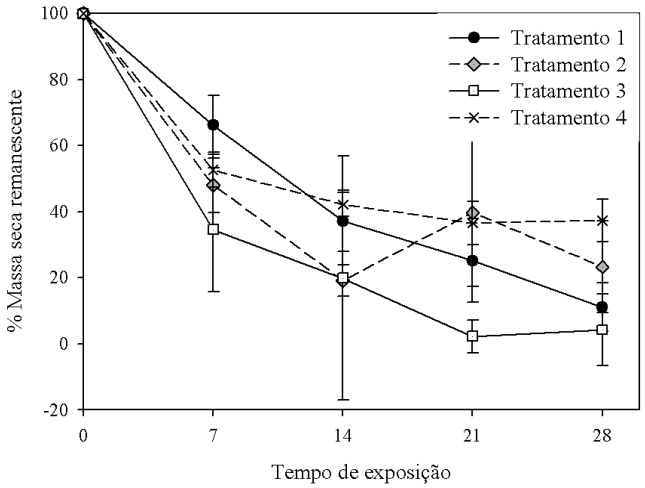


Figura 2: Porcentagem de massa seca remanescente (%) após 7, 14, 21 e 28 dias de experimento nos diferentes tratamentos: T1: *C. sylvestris*; T2: *C. sylvestris, R. emarginata, P. dioica* e *C. canjerana*; T3: *F. luschnathiana*; T4: *T. micrantha, I. alata, C. vernalis* e *F. luschnathiana*. Novembro de 2011, Rio Grande do Sul, Brasil.

As porcentagens de massa seca remanescente e os coeficientes de decomposição não diferiram entre os tratamentos (F = 1,4958, p = 0,6083; F = 2,3281, p = 0,4253, respectivamente), entretanto apresentaram diferença entre os dias de exposição nos riachos (F = 9,112, p = 0,045; F = 10,245, p = 0,032, respectivamente). A interação entre os tratamentos e o tempo não teve diferença significativa (F = 1, 8017, p = 0,1768; F = 3,2589, p = 0,2153, respectivamente). Nos sete primeiros dias de experimento, *F. luschnathiana* perdeu cerca de 70% de sua massa inicial, enquanto que *C. sylvestris* perdeu cerca de 30%. Quando as espécies estavam misturadas, estas perderam inicialmente aproximadamente 50% do peso inicial.

Fauna de invertebrados

Foram identificados 15.509 invertebrados bentônicos, distribuídos entre os taxa Insecta (Colembolla, Coleoptera, Diptera, Ephemeroptera, Hemiptera, Lepidoptera, Odonata, Plecoptera e Trichoptera), Crustacea (Decapoda, Amphipoda) e Gastropoda. Estes organismos foram distribuídos em 26 famílias, sendo Chironomidae o grupo mais abundante, representando 46,5% do total, seguido de Hydropsychidae (14,24%), Gastropoda (11,97%) e Psychodidae (10,85%) (Tabela 2). Gastropoda e as famílias Baetidae, Caenidae, Leptoceridae, Simulidae e Hydropsychidae apareceram em todas as amostras.

Os macroinvertebrados foram classificados em cinco grupos alimentares funcionais sendo que a categoria coletor-catador foi a mais representativa (62,1% do total) e em todos os tratamentos, representada principalmente por Chironomidae. O grupo coletor-filtrador foi o segundo mais abundante (18,1%), seguido de raspador (14,8%), fragmentador (3,2%) e predador (1,8%) (Figura 3). Dentre os organismos amostrados, Calamoceratidae, Grypopterigidae, *Hyallela*, Lepidoptera, Leptoceridae e Tipulidae são habitualmente considerados fragmentadores. Este grupo funcional apresentou pouca participação na decomposição em todas as espécies estudadas, entretanto, esteve em maior densidade na mistura de *C. sylvestris, R. emarginata, P. dioica* e *C. canjerana* (T2).

A densidade de macroinvertebrados presente nas folhas variou significativamente entre os tratamentos nos diferentes tempos de exposição (Tabela 3). A maior densidade de invertebrados foi encontrada associada a *F. luschnathiana* isolada (Figura 4A). Entretanto a menor densidade foi registrada na mistura das espécies com maior relação inicial de LigCel:N, ou seja, as espécies consideradas de pior qualidade (*T. micrantha, I. alata, C. vernalis* e *F. luschnathiana*). A densidade dos grupos funcionais variou significativamente em função do tempo de exposição nos riachos (Tabela 3, Figura 3). Com exceção da categoria coletor-filtrador, todas as demais apresentaram diferença significativa entre os tratamentos, principalmente em relação ao T3.

Para a riqueza rarefeita, apenas o tempo de exposição nos riachos foi significativo ($F = 3,7025$; $p = 0,0138$). Entretanto, a riqueza rarefeita foi maior no tratamento com maior diversidade e melhor qualidade (T2), e menor na espécie *F. luschnathiana* isolada (T3) (Figura 4B). Tanto a densidade, quanto a riqueza rarefeita apresentaram um aumento com o passar do experimento (com exceção do T3 para densidade e T4 para riqueza), atingindo seu pico do 28° dia.

Tabela 2: Abundância média e desvio padrão (±) dos macroinvertebrados nos diferentes tratamentos: T1: *C. sylvestris*; T2: *C. sylvestris, R. emarginata, P. dioica* e *C. canjerana*; T3: *F. luschnathiana*; T4: *T. micrantha, I. alata, C. vernalis* e *F. luschnathiana*. GAF: Grupo alimentar funcional; Rasp: raspador; Frag: fragmentador; Pred: predador; Col-Cat: coletor-catador; Col-Filt: coletor filtrador.

	GAF	T1	T2	T3	T4
Mollusca					
Gastropoda	Rasp	127,7±36,9	129,7±117,1	46,2±23,9	126,7±57,2
Arthropoda					
Crustacea					
Aegla	Frag	2,7±3,7	5,75±1,5	2,2±2,8	6,2±2,2
Hyalella	Frag	6,5±5,6	13,5±8,1	1,5±0,5	11,7±4,1
Colembola	Rasp	0±0	0±0	0±0	0,2±0,5
Isotomidae	Rasp	0±0	0±0	0,2±0,5	0±0
Insecta					
Lepidoptera	Frag	0±0	0,2±0,5	0±0	0±0
Hepiptera					
Belostomatidae	Pred	0±0	0,5±0,5	0±0	0,25±0,5
Ephemeroptera					
Baetidae	Col-Cat	25,5±8,7	28,2±36,8	26,2±35,3	21,7±12,9
Caenidae	Col-Cat/Col-Filt	37±14,9	58±42,1	14±8,1	35,7±9,5
Lepthobhleliidae	Col-Cat/Col-Filt	0,5±1	0,5±0,5	0,2±0,5	3,7±4,5
Trichoptera					
Calamoceratidae	Frag	7±5,1	8±8,9	2,2±2,2	9,2±3,5
Glossossomatidae	Rasp	0±0	0±0	0,25±0,5	0,5±1
Helicopsychidae		0±0	0,25±0,5	0±0	0,5±0,5
Hydrobiosidae	Pred	6,5±5,5	4±4,2	1,5±1,7	3,5±1
Hydropsychidae	Col-Filt	161±125,1	121±118,9	58±47,1	178,5±140,8
Leptoceridae	Frag	8,7±8,1	11,5±7,8	6,5±3,1	13,2±3,4
Odonata					
Calopterigidae	Pred	0±0	1±1,4	0,5±0,5	1±1,4
Libelulidae	Pred	0±0	0,25±0,5	0±0	0±0
Diptera					
Ceratopogonidae	Pred	1±1,4	0,75±1,5	0,25±0,5	0,2±0,5
Chironomidae	Col-Cat	671,5±389,4	287±127,4	308,5±133,2	357,7±88,3
Dixidae	Col-Cat	22,5±6,1	13,75±16,3	3,25±2,1	12,5±17,1
Empididae	Pred	7,5±6,1	4,2±4,1	3,2±2,3	2±1,6
Psychodidae	Colt-Cat	2,7±1,7	12±22,6	2,2±2,1	2±1,4
Simulidae	Col-Filt	143,2±80,9	71,5±59,8	64,75±11,7	95,2±47,6
Tipulidae	Frag	2,2±2,6	3,5±4,4	0,75±0,5	0±0
Coleoptera					
Dytiscidae	Pred	0±0	0,5±0,5	0±0	0±0
Elmidae	Col-Cat	20,7±12,2	19±13,7	8,7±6,1	43,5±21,4
Hydrophilidae	Pred	2,7±4,1	1,5±1,7	5±4,1	1,7±1,2
Psephenidae	Rasp	1,25±2,5	1±0,8	1±2	2,5±1
Plecoptera					
Grypopterigidae	Frag	10,25±1,5	8,2±5,9	5±4,7	4,2±2,9
Perlidae	Pred	0±0	0,25±0,5	0±0	0,25±0,5

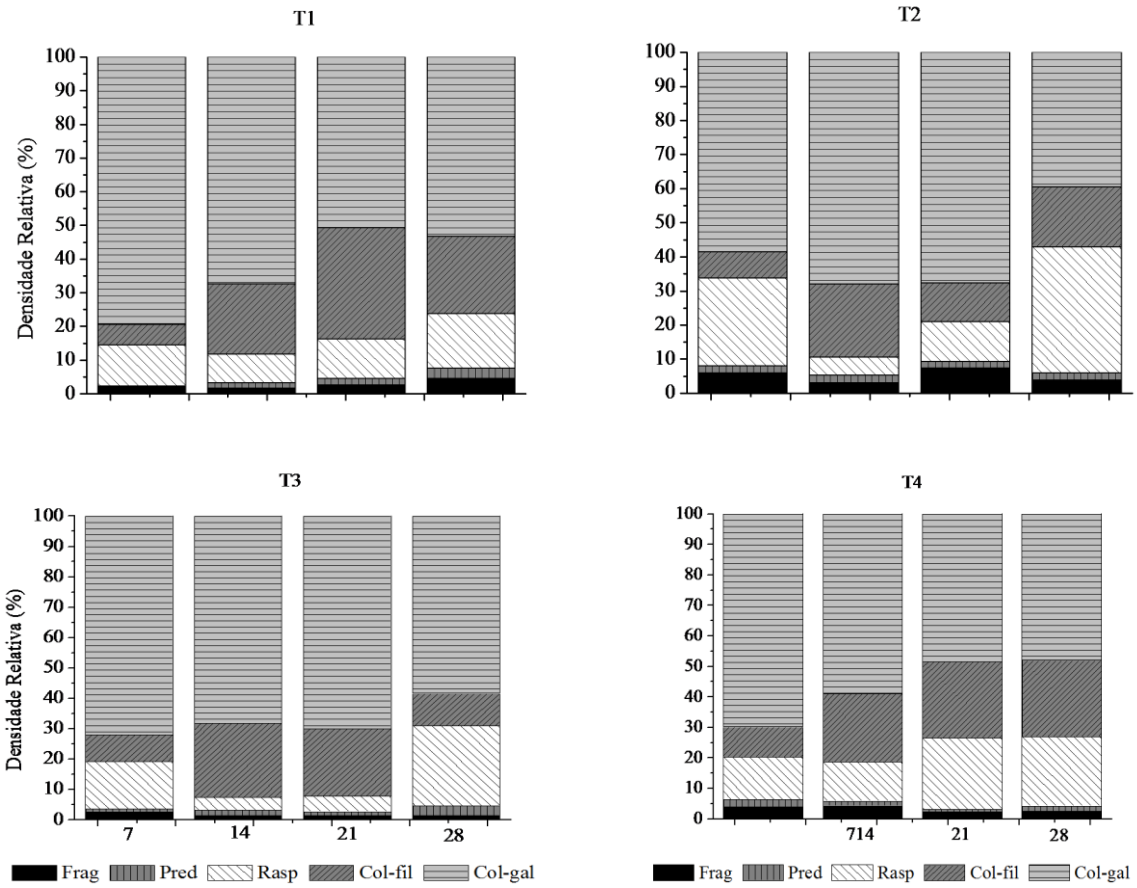


Figura 3: Densidade relativa (%) dos grupos alimentares funcionais após 7, 14, 21 e 28 dias de experimento nos diferentes tratamentos: T1: *C. sylvestris*; T2: *C. sylvestris, R. emarginata, P. dioica* e *C. canjerana*; T3: *F. luschnathiana*; T4: *T. micrantha, I. alata, C. vernalis* e *F. luschnathiana*. Novembro de 2011, Rio Grande do Sul, Brasil. Frag: fragmentador; Pred: predador; Rasp: raspador; Col-filt: coletor-filtrador; Col-gal: coletor-catador.

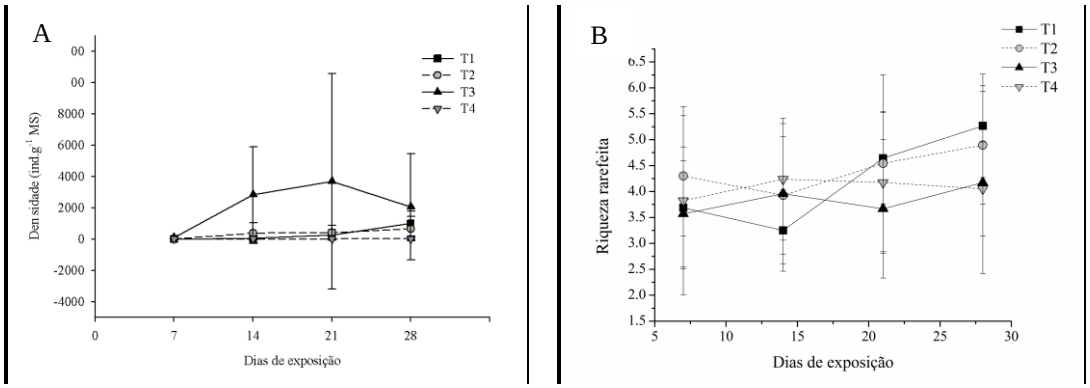


Figura 4: A: Densidade média (ind.g^{-1} MS) e desvio padrão (±); B: Riqueza rarefeita média e desvio padrão (±) de macroinvertebrados após 7, 14, 21 e 28 dias de experimento nos diferentes tratamentos: T1: *C. sylvestris*; T2: *C. sylvestris, R. emarginata, P. dioica* e *C. canjerana*; T3: *F. luschnathiana*; T4: *T. micrantha, I. alata, C. vernalis* e *F. luschnathiana*. Novembro de 2011, Rio Grande do Sul, Brasil.

Tabela 3: Análise de variância ANOVA two-way para a densidade (ind.g^{-1} MS) e biomassa geral (g) dos grupos alimentares funcionais e riqueza rarefeita da comunidade de macroinvertebrados após 7, 14, 21 e 28 dias de experimento nos diferentes tratamentos: T1: *C. sylvestris*; T2: *C. sylvestris, R. emarginata, P. dioica* e *C. canjerana*; T3: *F. luschnathiana*; T4: *T. micrantha, I. alata, C. vernalis* e *F. luschnathiana*. Novembro de 2011, Rio Grande do Sul, Brasil. (Nível de significância 95%).

	ANOVA two-way		Tukey			
	F	P	T1	T2	T3	T4
Riqueza rarefeita						
Tratamentos	0,8995	0,4439				
Tempo	3,7025	0,0138	a	a	a	a
Interação tratamento X tempo	0,2802	0,9789				
Densidade geral						
Tratamentos	28,23	< 0,0001				
Tempo	14,33	< 0,0001	a	a	b	a
Interação tratamento X tempo	5,568	< 0,0001				
Densidade de fragmentador						
Tratamentos	11,58	0,0005				
Tempo	19,24	0,0001	a	a	b	a
Interação tratamento X tempo	5,36	0,0021				
Densidade de coletor-catador						
Tratamentos	6,73	0,0041				
Tempo	22,71	< 0,0001	a	a	b	a
Interação tratamento X tempo	5,32	0,0022				
Densidade de coletor-filtrador						
Tratamentos	1,31	0,3028				
Tempo	6,10	0,0059	a	a	a	b
Interação tratamento X tempo	0,86	0,5742				
Densidade de predador						
Tratamentos	29,93	< 0,0001				
Tempo	47,40	< 0,0001	a	a	b	a
Interação tratamento X tempo	23,34	< 0,0001				
Densidade de raspador						
Tratamentos	9,39	0,0011				
Tempo	9,29	0,0011	a	b	b	a
Interação tratamento X tempo	2,25	0,0751				
Biomassa geral						
Tratamentos	1,0770	0,4164				
Tempo	0,9925	0,5477	a	a	a	a
Interação tratamento X tempo	0,9932	0,5172				
Biomassa de fragmentador						
Tratamentos	1,03	0,4037				
Tempo	3,71	0,0332	a	a	a	a
Interação tratamento X tempo	2,50	0,0522				
Biomassa de coletor-catador						
Tratamentos	1,062	0,4171				
Tempo	0,8898	0,5303	a	a	a	a
Interação tratamento X tempo	1,0093	0,4721				
Biomassa de coletor-filtrador						
Tratamentos	1,3597	0,2904				
Tempo	4,0813	0,0246	a	a	a	a
Interação tratamento X tempo	1,9003	0,1258				

Continua

Biomassa de predador						
Tratamentos	0,7618	0,5342				
Tempo	0,6714	0,5848	a	a	a	a
Interação tratamento X tempo	2,7235	0,0382				
Biomassa de raspador						
Tratamentos	0,9931	0,5773				
Tempo	0,9947	0,5782	a	a	a	a
Interação tratamento X tempo	1,0035	0,4761				

As concentrações de ergosterol atingiram o seu pico no 14° dia de experimento e gradualmente foram decaindo, com exceção da espécie *F.luschnathiana* (T3) que apresentou os maiores valores deste composto (Figura 5). Entretanto, *C. sylvestris* apresentou as menores concentrações de ergosterol (T1). Apenas a densidade de macroinvertebrados esteve fortemente relacionada com a biomassa de fungos presente nas folhas em decomposição (Tabela 4). A riqueza rarefeita, densidade e biomassa dos grupos alimentares funcionais não apresentaram relação significativa com os fungos. Paralelamente, as porcentagens de massa seca remanescente e as taxas de decomposição também não apresentaram correlação com a biomassa de fungos presente das folhas (Tabela 4).

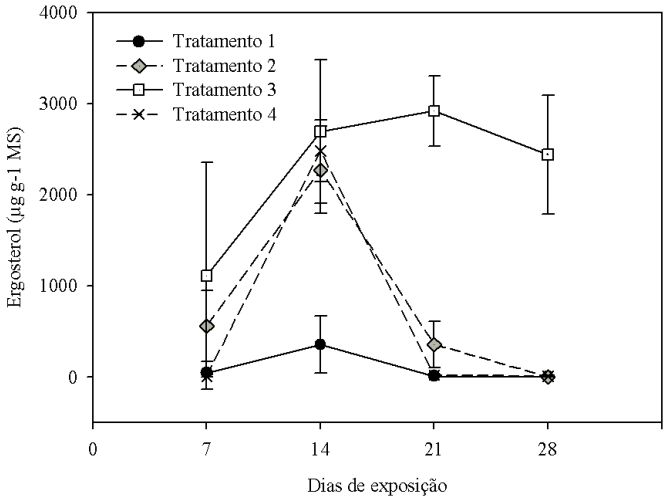


Figura 5: Concentração de ergosterol (µg.g^{-1} MS) (média e desvio padrão) após 7, 14, 21 e 28 dias de experimento nos diferentes tratamentos: T1: *C. sylvestris*; T2: *C. sylvestris, R. emarginata, P. dioica* e *C. canjerana*; T3: *F. luschnathiana*; T4: *T. micrantha, I. alata, C. vernalis* e *F. luschnathiana*. Novembro de 2011, Rio Grande do Sul, Brasil.

A composição da comunidade de macroinvertebrados foi diferente entre os tratamentos e entre os dias em que o detrito ficou exposto nos riachos (MANOVA, tratamentos: SQ = 0,8332; p = 0,001; tempo: SQ = 1,0468; p = 0,001; tratamento X tempo:

SQ = 1,0997; p = 0,001). Por meio da análise de contrastes a *posteriori*, verificamos que todos os tratamentos foram diferentes entre si (p<0,05). A NMDS (stress = 0,2253) apresentou uma distinção em ao tempo de exposição e entre os tratamentos. O eixo 1 ordenou a fase inicial da decomposição (7° dia), enquanto que o eixo 2 ordenou os tratamentos T1 e T4 (Figura 6).

Tabela 4: Correlação de Pearson entre a estrutura da comunidade de macroinvertebrados (densidade: ind.$^{-1}$g MS; riqueza rarefeita; biomassa: g) e a biomassa de fungos (µg.g-1 MS) presente nas folhas em decomposição após 7, 14, 21 e 28 dias de experimento nos diferentes tratamentos: T1: *C. sylvestris*; T2: *C. sylvestris, R. emarginata, P. dioica* e *C. canjerana*; T3: *F. luschnathiana*; T4: *T. micrantha, I. alata, C. vernalis* e *F. luschnathiana*. Novembro de 2011, Rio Grande do Sul, Brasil. Nível de significância 95%. GL: graus de liberdade

	R	P	GL
Densidade	0,9934	**0,0001**	62
Riqueza rarefeita	0,1256	0,3122	62
Densidade de fragmentador	0,2021	0,0962	30
Densidade de predador	0,2253	0,2068	30
Densidade de raspador	0,2464	0,1739	30
Densidade de coletor – filtrador	0,2193	0,2193	30
Densidade de Coletor – catador	0,2915	0,1054	30
Biomassa total	0,2650	0,1426	30
Biomassa de fragmentador	0,2456	0,6321	30
Biomassa de predador	0,0602	0,7351	30
Biomassa de raspador	0,2641	0,1442	30
Biomassa de coletor – filtrador	0,4526	0,0718	30
Biomassa de coletor – catador	0,1293	0,4806	30
Abundância total	0,3512	0,1256	62
% de massa seca remanescente	0,2451	0,3922	62
Coeficiente de decomposição	0,1265	0,4253	62

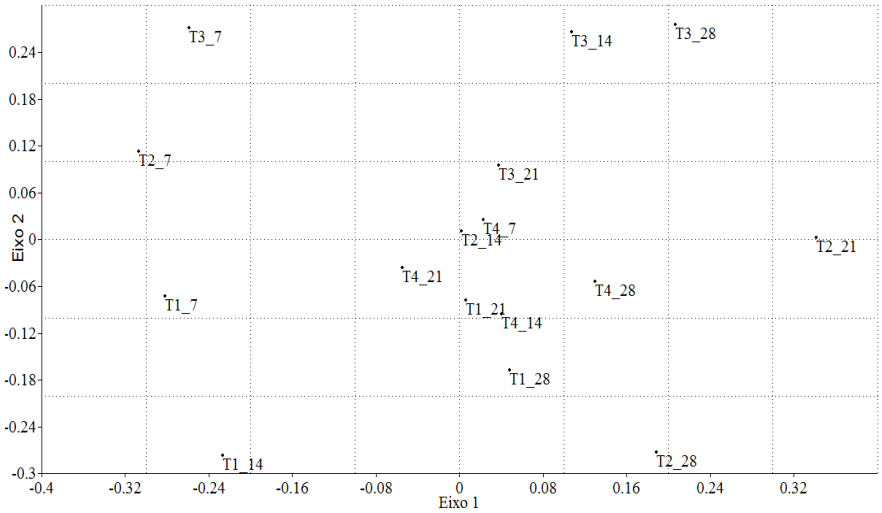


Figura 6: Ordenação NMDS (stress = 0,2253) para composição da comunidade de macroinvertebrados associados as folhas em decomposição após 7, 14, 21 e 28 dias de experimento nos diferentes tratamentos: T1: *C. sylvestris*; T2: *C. sylvestris, R. emarginata, P. dioica* e *C. canjerana*; T3: *F. luschnathiana*; T4: *T. micrantha, I. alata, C. vernalis* e *F. luschnathiana*. Novembro de 2011, Rio Grande do Sul, Brasil.

DISCUSSÃO

Os coeficientes de decomposição, com exceção do tratamento 4 (mistura de *Trema micrantha, Inga alata, Cupania vernalis* e *Ficus luschnathiana* com alta LigCel:N), que apresentou coeficiente de decomposição lento (k=0,0035), foram classificadas como rápidos, baseadas em Petersen e Cummins (1974). Os mesmos autores categorizam as taxas de decomposição em rápida (k>0,01), média (k=0,005–0,01) e lenta (k< 0,005), baseados na porcentagem de massa seca remanescente. Outros estudos na região subtropical também registraram altas taxas de decomposição de espécies vegetais, atribuindo este fato a diferenças nas características físicas e químicas entre as espécies e também a elevada correnteza da água observada na região (HEPP et al., 2008; BIASI et al., 2013). No presente estudo observamos alta lixiviação, que ocorre na fase inicial da decomposição, onde as espécies apresentaram altas taxas de decomposição. Neste processo, muitos compostos hidrossolúveis são lixiviados, como proteínas, aminoácidos, carboidratos e lipídeos resultando em rápida perda de massa foliar. De acordo com Fonseca et al. (2012) a velocidade da correnteza causa um aumento na perda de massa foliar durante a lixiviação, promovendo o transporte de matéria orgânica particulada fina e dissolvida, em função da mineralização de materiais recalcitrantes.

Apesar de não haver diferença significativa, as taxas de decomposição das espécies incubadas isoladas foram mais rápidas do que quando estavam misturadas com outras

espécies. Moretti et al. (2007) também não encontraram diferenças na decomposição de espécies isoladas e misturadas em riachos do Cerrado, atribuindo este resultado a similaridade morfológica das espécies vegetais. De acordo com Abelho (2009), a mistura de folhas constitui um complexo heterogêneo de habitat, que promove a translocação de nutrientes do detrito com alta concentração de nitrogênio para detrito com pouco nitrogênio, e também proporcionar a transferência de hifas de fungos (MEDEIROS et al., 2009). Desse modo, acelerando a taxa de decomposição de espécies com baixa qualidade. Entretanto, a mistura de espécies também promove um efeito negativo na velocidade da decomposição, como pode ser observado neste estudo, onde a decomposição pode ter sido retardada em função da transferência de componentes estruturais e inibitórios de herbivoria, que movimentam-se de um detrito para outro simplesmente pela lixiviação (GARTNER E CARDON, 2004). Componentes como lignina, celulose e outros compostos secundários das espécies vegetais, lhes conferem dureza e estruturação, e podem funcionar como repelentes para os herbívoros, tornando-as impalatáveis para os invertebrados (GONÇALVES et al., 2007). Alguns autores sugerem que regiões tropicais e subtropicais apresentam espécies vegetais mais adaptadas a herbivoria, registrando maiores níveis de compostos defensivos, como lignina, celulose, polifenóis e taninos (ARDÓN et al., 2006; GONÇALVES et al., 2007).

A espécie *F. luschnathiana* (baixa qualidade) apresentou elevada perda de massa, especialmente pela lixiviação e também, elevada densidade de macroinvertebrados. Apesar de constituir um detrito de baixa qualidade nutricional inicial para os organismos, esta espécie apresentou a maior biomassa de fungos durante todo o experimento o que tornou o detrito lábil para os invertebrados (GRAÇA e CRESSA, 2010). Somado a isso, encontramos uma correlação significativa entre a densidade de macroinvertebrados e as concentrações de ergosterol. Com base nisso, verificamos a importância do condicionamento microbiano no processo da decomposição, também relatado em estudo de Gonçalves et al. (2012).

A comunidade microbiana associada à decomposição de material orgânico é dominada por fungos Hyphomycetes, que podem constituir até 16% da massa total do detrito degradado em águas doces e considerados como os principais microorganismos decompositores de folhas (ABMANN et al., 2012). Graça et al. (2001) comentam que a presença de fungos no detrito vegetal facilita sua palatabilidade, favorecendo seu consumo pelos organismos detritívoros. Esta relação é explicada pela quebra de muitos compostos presentes na folha por meio dos fungos aquáticos, desse modo, a assimilação de elementos pelos invertebrados poderia ser mais vantajosa. Além disso, a presença de fungos pode conduzir a diminuição da dureza das folhas, facilitando a herbivoria. Em nosso estudo, constatamos a importância

destes organismos para a decomposição de folhas, principalmente em espécies de baixa qualidade, como observado em *F. luschnathiana*.

Chironomidae foi o grupo mais representativo durante todo o processo da decomposição. Este resultado está de acordo com outros estudos, que também apontam para a dominância de Chironomidae associado ao substrato vegetal em decomposição (MORETTI et al. 2007; LANDEIRO et al. 2008; LI et al., 2009; GONÇALVES et al., 2012; BIASI et al., 2013). Este grupo se mostra importante para a ciclagem de nutrientes, pois pode ser responsável pela estruturação de toda a comunidade de macroinvertebrados, uma vez que, por apresentar capacidade generalista, pode colonizar diferentes tipos de detritos, independentemente de sua qualidade (GONÇALVES et al., 2012). O papel destes organismos no processo da decomposição tem sido relatado em outros estudos, que os apontam como essenciais na ciclagem de detritos (OERTLI, 1993; GRUBBS et al., 1995; GONÇALVES et al., 2000; CALLISTO et al., 2007), e alguns deles sugerem que, em algumas situações, os Chironomidae podem ter uma possível participação ativa, fragmentando e minando a superfície das folhas e utilizando o detrito como fonte de recurso alimentar (ROSEMOND et al., 1998). Entretanto, por apresentarem múltiplos hábitos alimentares, ao nível de gênero e espécie, o seu papel na fragmentação de folhas pode estar sendo subestimado.

O tempo de degradação do detrito mostrou-se tão importante quanto a qualidade nutricional, como observado também por Abelho, (2001), Leroy e Marks, (2006) e Ligeiro et al. (2010). Tanto para a densidade geral, como para os grupos alimentares funcionais, verificamos diferença significativa em relação ao tempo em que o detrito ficou exposto no riacho. Diversos estudos avaliando a colonização de invertebrados ao detrito em decomposição observaram um constante aumento na riqueza de taxa e na densidade dos organismos do início ao fim do experimento (DUDGEON, 1982; WEBSTER e BEFIELD, 1986; BENSTEAD, 1996; GONÇALVES et al., 2012). No presente estudo, essas variáveis mostraram padrões similares, embora a densidade tenha apresentado alterações menos acentuadas que a riqueza de organismos. Estas alterações na comunidade, de acordo com o tempo de exposição, podem estar relacionadas às mudanças ocorridas na composição química e no condicionamento microbiano do detrito desde sua entrada no corpo d’água, o que pode tornar o detrito mais atrativo para os macroinvertebrados (ABELHO, 2001; GRAÇA et al., 2001).

A dominância dos grupos funcionais coletor-catador e coletor-filtrador pode estar relacionada às altas taxas de decomposição proporcionada pelos fungos e fragmentadores, uma vez que esse processo favorece a liberação de matéria orgânica particulada fina e

dissolvida, o que possivelmente, facilitou a colonização em grande escala destes grupos, que estiveram dominantes em todos os tratamentos e dias de exposição. Dudgeon e Wu (1999) sugerem que os organismos coletor-filtradores, representados principalmente por Simuliidae, utilizam as folhas como substrato, explicando sua grande representatividade amostrada nos *litters bags*. Os fragmentadores, representados principalmente por *Hyalella*, Grypopterigidae e Calamoceratidae foram amostrados em maior quantidade na mistura de *C. sylvestris*, *R. emarginata*, *P. dioica* e *C. canjerana*. Embora tenha apresentado baixa participação na fragmentação do detrito (3,2%), a densidade de fragmentadores foi determinada pelo tipo de folha (mistura de espécies de alta qualidade nutricional) e pelo tempo de degradação do detrito. Outros estudos têm apontado para uma baixa participação dos fragmentadores na região tropical (WANTZEN e WAGNER, 2006; GONÇALVES et al., 2007; MORETTI et al., 2007), atribuindo a comunidade microbiana como a maior contribuidora para a decomposição de folhas nesta região. Além disso, a região apresenta altas densidades do macroconsumidor *Aegla*, que também pode estar contribuindo para a fragmentação da matéria orgânica (COGO e SANTOS, 2012).

Compostos químicos presentes no detrito vegetal são importantes fatores na dinâmica ecológica de riachos tropicais. Estes componentes podem influenciar a associação dos micro-organismos decompositores, a colonização dos invertebrados bentônicos e o processo de decomposição foliar promovendo variações temporais nas comunidades em virtude dos diferentes níveis de degradação do detrito. A variabilidade dos compostos químicos observada inicialmente nos diferentes tipos de detrito vegetal, inclusive alguns com atividade inibitória sobre organismos, demonstra que diferentes espécies apresentam contribuição distinta para a ciclagem de nutrientes e manutenção das comunidades bióticas, importantes componentes da integridade ambiental dos ecossistemas aquáticos (HEPP et al., 2009).

A decomposição de detritos em riachos constitui um processo chave nos ecossistemas aquáticos, pois dinamizam a ciclagem do carbono. Neste estudo evidenciamos alguns aspectos importantes para o entendimento deste processo em ambientes subtropicais. Contrariamente as nossas hipóteses, verificamos que o tempo de exposição no riacho pode ser mais determinante para as comunidades aquáticas do que a mistura de espécies e sua composição química, visto que a densidade e riqueza de macroinvertebrados tendem a aumentar consideravelmente com o tempo. Paralelamente a isso, verificamos que as taxas de decomposição não diferem quando as espécies estão isoladas ou misturadas e que ao cair no riacho, as folhas já apresentam variações em sua composição química inicial. Constatamos também a importância da comunidade de fungos para os processos ecológicos nos ambientes

aquáticos, visto agirem na decomposição de espécies de baixa qualidade (como em *F. luschnathiana*), promovendo mudanças na composição e estrutura dos invertebrados.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

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

ABELHO, M. Leaf-Litter Mixtures Affect Breakdown and Macroinvertebrate Colonization Rates in a Stream Ecosystem. **International Review Hydrobiology**, v. 94, n. 4, p. 436 –451, 2009.

AßMANN, C.; RINKE, K.; NECHWATAL, J.; ELERT, E.V.V. Consequences of the colonisation of leaves by fungi and oomycetes for leaf consumption by a gammarid shredder. **Freshwater Biology**, v. 56, p. 839–852, 2011.

ARDÓN M.; STALLCUP, L. A.; PRINGLE C. M. Does leaf quality mediate the stimulation of leaf breakdown by phosphorus in Neotropical streams? **Freshwater Biology**, v. 51, p. 618–33, 2006.

BASTIAN, M.; BOYERO, L.; JACKES, B. R.; PEARSON, R. G. Leaf litter diversity and shredder preferences in an Australian tropical rain-forest stream. **Journal of Tropical Ecology**, v. 23, p. 219–229, 2007.

BENSTEAD, J. P. Macroinvertebrates and the processing of leaf litter in a tropical stream. **Biotropica,** v. 28, p. 367–375, 1996.

BIASI, C.; TONIN, A. M.; RESTELLO, R. M.; HEPP, L. U. Colonisation of leaf litter by Chironomidae (Diptera): influence of chemical quality and exposure duration in a Neotropical stream. **Limnologica**. *In press*, 2013.

BOLSER, R. C.; HAY, M. K. Are Tropical Plants Better Defended? Palatability and Defenses of Temperate vs. Tropical Seaweeds. **Ecology**, v. 77, n. 8, p. 2269-2286, 1996.

BOYERO, L.; BARMUTA, L.A.; RATNARAJAH, L.; SCHMIDT, K.; PEARSON, R. Effects of exotic riparian vegetation on leaf breakdown by shredders: a tropical–temperate comparison. **Freshwater Science**, v. 31, n. 2, p. 296–303, 2012.

CALLISTO M.; GONÇALVES JR. J. F.; GRAÇA, M. A. S. Leaf litter as a possible food source for chironomids (Diptera) in Brazilian and Portuguese headwater streams. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 24, p. 442–448, 2007.

CASTILLERO, A. C. **Uso da terra por fotografias aéreas no município de Santa Maria, RS.** Monografia de Especialização. Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 1984.

COGO, G. B.; SANTOS, S. **Aporte e fragmentação de matéria orgânica em riacho neotropical**. Dissertação de Mestrado em Biodiversidade Animal. Univrsidade Federal de Santa Maria, 2012.

COSTA, C.; IDE, S.; SIMONKA, C.E. (Eds). **Insetos imaturos: metamorfose e identificação**. Holos, Ribeirão Preto, 2006.

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

DUDGEON, D. An investigation of physical biotic processing of two species of leaf litter in Tai Po Kau forest stream, New Territories, Hong Kong. **Archiv für Hydrobiologie supplement**, v. 64, p. 1–35, 1982.

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

FERNÁNDEZ, H. R.; DOMINGUEZ, E. **Guía para La determinación de los artrópodos bentónicos sudamericanos**. Universidad Nacional de Tucumán, Tucumán, Argentina, 2001.

FERREIRA, V.; ENCALADA, A. C.; GRAÇA, M. A. S. Effects of litter diversity on decomposition and biological colonization of submerged litter in temperate and tropical streams. **Freshwater Science**, v. 31, n. 3, p. 945–962, 2012.

FLINDT, M. R.; LILLEBO, A. I. Determination of Total Nitrogen and Phosphorus in Leaf Litter. In: GRAÇA, M. A. S.; BÄRLOCHER, F.; GESSNER, M. O. Methods to Study Litter Decomposition. Methods to Study Litter Decomposition. **A Practical Guide**, p.188, 2005.

FONSECA, A.L.S.; BIANCHINI JR, I.; PIMENTA, C.M.M.; SOARES, C.B.P.; MANGIAVACCHI, N. The flow velocity as driving force for decomposition of leaves and twigs. **Hydrobiologia**, v.n.p., 2012.

GARTNER, T. B.; CARDON, Z. G. Decomposition dynamics in mixed-species leaf litter. **Oikos**, v. 104, p. 230–246. 2004.

GESSNER, M. O.; CHAUVET, E. Importance of stream microfungi in controlling breakdown rates of leaf litter. **Ecology,** v. 75, p. 1807-1817, 1994.

GESSNER, M. O. Ergosterol as a measure of fungal biomass. In: GRAÇA M. A. S.; BÄRLOCHER, F.; GESSNER, M. O. (eds). Methods to Study Litter Decomposition. Methods to Study Litter Decomposition. **A Practical Guide**, 2005.

GONÇALVES J. F. JR; ESTEVES, F. A.; CALLISTO, M. Succession and diversity of Chironomidae in detritus of Typha domingensis in a coastal lagoon (Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, State of Rio de Janeiro, Brazil). **Verhandlungen der Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie,** v. 27, p. 2374–2377, 2000.

GONÇALVES J. F. JR; GRAÇA, M. A. S.; CALLISTO, M. Litter decomposition in a Cerrado savannah stream is retarded by leaf toughness, low dissolved nutrients and a low density of shredders. **Freshwater Biology**, v. 52, p. 1440–1451, 2007.

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

GOTELLI, N. J.; COLWELL, R. K. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. **Ecology Letters**, v. 4, p. 379-391, 2001.

GRAÇA M. A. S.; MALTBY L.; CALOW, P. Importance of fungi in the diet of *Gammarus pulex* and *Asellus aquaticus* I: feeding strategies. **Oecologia**, v. 93, p. 139–144, 1993.

GRAÇA, M.A.S. maximization vs. Compensation in stream detritivores: An Appraisal. **Limnética**, v. 10, n. 2, p. 45-47, 1994.

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

GRAÇA, M. A. S.; CRESSA C.; GESSNER M. O.; FEIO M. J.; CALLIES K. A.; BARRIOS C. Food quality, feeding preferences, survival and growth of shredders from temperate and tropical streams. **Freshwater Biology**, v. 46, p. 1–11, 2001.

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

GRAÇA, M. A.; CRESSA C. Leaf quality of some tropical and temperate tree species as food resource for stream shredders. International Review Hydrobiology, v. 95, p. 27–41, 2010.

GRUBBS, S. A.; JACOBSEN, R. E.; CUMMINS, K. W. Colonization by Chironomidae (Insecta, Diptera) on 3 distinct leaf substrates in an Appalachian mountain stream. **Annales de Limnologie**, v. 31, p.105–118, 1995.

HAAPALA, A.; MUOTKA T.; MARKKOLA, A. Breakdown and macroinvertebrate and fungal colonization of alder, birch, and willow leaves in a boreal forest stream. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 20, p. 395–407, 2001.

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

HEPP L. U.; DELANORA R.; TREVISAN A. Compostos secundários durante a decomposição foliar de espécies arbóreas em um riacho do sul do Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 23, p. 407–413, 2009.

KOCHI, K.; YANAI, S. Shredder colonization and decomposition of green and senescent leaves during summer in a headwater stream in northern Japan. **Ecological Research**, v. 21, p. 544–550, 2006.

LANDEIRO, V. L.; HAMADA, N.; MELO, A. S. Responses of aquatic invertebrate assemblages and leaf breakdown to macroconsumer exclusion in Amazonian ‘terra firme’ streams. **Fundamental and Applied Limnology**, v. 172, p. 49–58, 2008.

LECEFER, A.; RISNOVEANU, G.; POPESCU, C.; GESSNER, M.O.; CHAUVET, E. Decomposition of diverse litter mixtures in streams. **Ecology**, v. 88, n.1, p. 219–227, 2007.

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

LI, A. O. Y., NG, L. C. Y.; DUDGEON, D. Effects of leaf toughness and nitrogen content on litter breakdown and macroinvertebrates in a tropical stream. **Aquatic Science**, v. 71, p. 80-93, 2009.

LIGEIRO, R.; MORETTI, M. S.; GONÇALVES, J. F. JR; CALLISTO, M. What is more important for invertebrate colonization in a stream with low-quality litter inputs: exposure time or leaf species? **Hydrobiologia**, v. 654, p.125–136, 2010.

MEDEIROS, A. O.; PASCOAL, C., GRAÇA, M. A. S. Diversity and activity of aquatic fungi under low oxygen conditions. **Freshwater Biology**, v. 54, p. 142–149, 2009.

MERRITT R. W.; CUMMINS R. W.; BERG, M.B. **An introduction to the aquatic insects of North America**. Dubuque. Kendal/Hunt. USA, 1214, 2008.

MORETTI, M.; GONÇALVES JR. J. F.; CALLISTO, M. Leaf breakdown in two tropical streams: Differences between single and mixed species packs. **Limnologica**, v. 37, p. 250–258, 2007.

MUGNAI, R.; NESSIMIAN, J. L.; BAPTISTA, D. F. **Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do Estado do Rio de Janeiro**. Rio de Janeiro: Technical Books Editora. 2010.

OERTLI, B. Leaf litter processing and energy flow through macroinvertebrates in a woodland pond (Switzerland). **Oecologia,** v. 96, p. 466–477, 1993.

PÉREZ-HARGUINDEGUY, N. Diaz, S.; CORNELISSEN, J. H. C.; VENDRAMINI, F.; CABIDO, M.; CASTELLANOS, A. 2000. Chemistry and toughness predict leaf litter decomposition rates over a wide spectrum of functional types and taxa in central Argentina. **Plant and Soil**, v. 218, p. 21–30, 2000.

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

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

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

TANAKA, M. O.; RIBAS, A. C. A.; SOUZA, A. L. T. Macroinvertebrate succession during leaf litter breakdown in a perennial karstic river in Western Brazil. **Hydrobiologia**, v. 568, p. 493–498, 2006.

TAYLOR, B.R.; MALLALEY, C.; CAIRNS, J.F. Limited evidence that mixing leaf litter accelerates decomposition or increases diversity of decomposers in streams of eastern Canada. – **Hydrobiologia**, v. 592, p.405–422, 2007.

TIEGS, S. D.; PETER, F. D.; ROBINSON, C. T.; UEHLINGER, U.; GESSNER, M. O. Leaf decomposition and invertebrate colonization responses to manipulated litter quantity in streams. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 27, n. 2, p. 321–331, 2008.

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

VAN SOEST, P. J. Use of detergents in the analysis of fibrous feeds. II. A rapid method for the determination of fibre and lignin. **Journal - Association of Official Analytical Chemists**, v. 46, p. 829–835, 1993.

WALLACE, J. B.; WHILES, M. R.; EGGERT, S.; CUFFNEY, T. F.; LUGTHART, G. J.; CHUNG, K. 1995. Long-Term Dynamics of Coarse Particulate Organic Matter in Three Appalachian Mountain Streams. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 14, n. 2, p. 217-232. 1995.

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

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

WRIGHT, M. S.; COVICH, A. P. Relative importance of bacteria and fungi in a tropical headwater stream: leaf decomposition and invertebrate feeding preference. **Microbial ecology**, v. 49, p. 536-546, 2005.

CAPÍTULO 2

DECOMPOSIÇÃO DE FOLHAS EM RIACHOS SUBTROPICAIS E SUA COLONIZAÇÃO POR CHIRONOMIDAE (DIPTERA) IMATUROS

RESUMO

A família Chironomidae compreende um dos grupos mais diversos e representativos associados ao detrito em decomposição, entretanto, a relação desta fauna ao substrato vegetal não é completamente clara. Neste estudo investigou-se a colonização de Chironomidae a diferentes espécies vegetais em decomposição, procurando verificar diferenças temporais na composição e estrutura da comunidade. O experimento foi realizado em dois riachos de 1ª ordem da região central do Rio Grande do Sul. Para o estudo foram utilizadas diferentes espécies vegetais com diferentes teores de LigCel:N. Assim, trabalhamos com quatro tratamentos. O primeiro tratamento compreendeu a espécie *C. sylvestris* e o segundo uma mistura de *C. sylvestris, R. emarginata, P. dioica* e *C.canjerana*. O terceiro tratamento teve a espécie *F. luschnathiana* e o quarto tratamento uma mistura das espécies *T. micrantha, I. alata, C. vernalis* e *F. luschnathiana*. Foram utilizados *litter bags* contendo 4,0±0,1 g de folhas, onde foram dispostos em locais de correnteza moderada. Após 7, 14, 21 e 28 dias de incubação nos riachos, quatro *litter bags* de cada tratamento foram retirados e analisados. As folhas foram lavadas para a remoção dos invertebrados, destinadas a análise de ergosterol e o restante seco em estufa (30°C). Os Chironomidae foram identificados até nível de gênero e classificados em grupos funcionais. A densidade, biomassa e riqueza foram comparadas por meio de ANOVA two-way, e correlacionadas com a biomassa de fungos através de Correlação de Pearson. A composição da comunidade foi analisada por uma análise de agrupamento, MANOVA, e a partir de uma Análise de Espécies Indicadoras. *Endotribelos*, *Corynoneura*, *Parametriocnemus*, e *Thienemanniella* foram os gêneros mais representativos. A variação total da densidade de Chironomidae entre as espécies depende do tempo de exposição nos riachos e esteve correlacionada com a biomassa de fungos. A composição da fauna difere entre os tratamentos e os tempos amostrais e a composição funcional apresentou similaridade de acordo com o tempo de exposição. *Endotribelos* e *Corynoneura* estiveram relacionados à fase inicial da decomposição, *Cricotopus* e *Parametriocnemus* à fase intermediária, enquanto que para a fase final da decomposição *Rheotanytarsus* esteve relacionado. Concluímos que os Chironomidae são importantes para a decomposição do detrito e são influenciados pela espécie vegetal, sua qualidade e principalmente pelo condicionamento microbiano.

Palavras-chave: *Endotribelos*. Variação temporal. Condicionamento Microbiano.

ABSTRACT

The Chironomidae are the most diverse and representative group associated to decaying leaf detritus. However, this association of the chironomid fauna and the leaf substrate is not clearly understood. In this study, we investigated the colonization of decaying leaf detritus by Chironomidae, aiming to check for temporal differences in the community composition and structure. To do so, we analyzed the relationship of the Chironomidae with detritus of different nutritional values and different times of incubation in the stream. The experiment was performed in a first-order stream in the central region of the Rio Grande do Sul state, southern Brazil. We employed different plant species, with different LigCel:N rates. Thus, four treatments were deployed. The first treatment included *C. sylvestris*, and the second a mixture of *C. sylvestris*, *R. emarginata*, *P. dioica* and *C. Canjerana*. The third treatment included leaves of *F. luschnathiana*, and the forth a mixture of *T. micrantha*, *I. alata*, *C. vernalis* and *F. luschnathiana*. The litter bags were incubated in stream sections with moderate flow, each containing 4.0±0.1 g of leaves, with four samples of each treatment being retrieved after 7, 14, 21 and 28 days of incubation. Then, they were washed for the removal of invertebrates dried (30ºC/72h) and destined to ergosterol quantification. Chironomids were identified until genus and classified in functional feeding groups. Density, biomass and richness were compared with a two-way ANOVA, and correlated with fungal biomass through a Pearson's Correlation test. The composition of the community was analyzed with a MANOVA, a Cluster analysis and an Indicator Species analysis. *Endotribelos*, *Corynoneura*, *Parametriocnemus*, and *Thienemanniella* were the most representative genera, representing 86.3% of the total sample. The total variation of the density of Chironomidae among the species depends on the time of exposure in the stream and was correlated with fungal biomass. Faunal composition differed among the treatments and sampling times, and the functional composition showed similarity according to the explosure time. *Endotribelos* and *Coryneura* were related to the initial phase of decomposition; *Cricotopus* and *Parametriocnemus* were indicators of the intermediary phase; while *Rheotanytarsus* was related to the final phases. We concluded that the Chironomidae are important for detritus composition and are influenced by plant species, its quality and, especially, microbial conditioning.

Keywords: *Endotribelos*. Temporal variation. Microbial conditioning.

INTRODUÇÃO

O fluxo de energia em ecossistemas lóticos depende do tamanho e da posição longitudinal em que os córregos estão inseridos em relação a sua bacia de drenagem (VANNOTE el., 1980). Riachos de pequena ordem normalmente recebem pouca radiação solar devido à presença das matas de galeria, o que resulta em baixa produção primária. Assim estes ambientes dependem da energia oriunda da entrada, ou *input*, de material alóctone de florestas adjacentes, que são contribuições essenciais para o sistema trófico, por constituírem a principal fonte de alimento para a biota aquática (WALLACE et al., 1995; ALLAN e CASTILLO, 2007). Desse modo, a decomposição de matéria orgânica, principalmente de plantas vasculares, é um processo chave nesses ecossistemas. Este processo envolve a dissolução de compostos orgânicos e hidrossolúveis, condicionamento microbiano e fragmentação mecânica pelos macroinvertebrados, resultando em uma sequência de perda de massa (WEBSTER et al., 1999). Esse processo contribui para reduzir a matéria orgânica em elementos inorgânicos, liberando nutrientes que se tornam disponíveis para outros organismos (TANAKA et al., 2006).

Nesse contexto, o papel dos macroinvertebrados na degradação da matéria orgânica alóctone, tem recebido especial atenção, particularmente em regiões temperadas (CHERGUEI e PATEE, 1988; LEROY e MARK, 2006) e recentemente em riachos tropicais (WRIGHT e COVICH, 2005; GONÇALVES et al, 2006; WATZEN e WAGNER, 2006; HEPP et al., 2008; GONÇALVES et al., 2012). Dentre os macroinvertebrados, a família Chironomidae merece destaque, pois compreende um dos grupos mais diverso e representativo associado ao detrito em decomposição (MATHURIAL e CHAUVET, 2002; TANAKA et al., 2006; MORETTI et al. 2007; LANDEIRO et al. 2008; LI et al., 2009; GONÇALVES et al., 2012). Apesar de sua representatividade, a associação desta fauna ao substrato vegetal não é completamente clara, embora se saiba que as folhas podem ser fonte de abrigo, alimento ou ambos, para estes organismos (DUDGEON e WU, 1999; GRAÇA, 2001). Alguns autores sugerem que, mesmo a maioria das espécies de Chironomidae sendo coletora de matéria orgânica particulada fina, estes organismos podem fazer uso do detrito como fonte potencial de energia (CALLISTO et al., 2007). Entretanto, outras pesquisas envolvendo a decomposição de detritos têm excluído os Chironomidae das análises de grupos funcionais (LIGEIRO et al., 2010; GONÇALVES et al., 2012) ou não dão muita ressalva para sua grande representatividade associada ao folhiço, já que apresentam múltiplos hábitos alimentares.

Assim, o real papel dos Chironomidae na decomposição do material alóctone que adentra nos riachos pode estar sendo subestimado.

A maior parte dos imaturos de Chironomidae são onívoros oportunistas ou generalistas que ingerem uma variedade de itens alimentares, entre os quais se destacam algas, microorganismos associados, macrófitas, detritos vegetais e alguns invertebrados (CUMMINS e KLUG, 1979; CALLISTO et al., 2007). No entanto, muitos deles preferem locais com altas concentrações de matéria orgânica e locais com disponibilidade de folhiço acumulado (HENRIQUES-OLIVEIRA et al., 2003). Em comparação a outros substratos, os acúmulos de folhiço em riachos de áreas de floresta parecem ser o hábitat preferencialmente ocupado por larvas de Chironomidae (SANSEVERINO e NESSIMIAN, 2008). De acordo com Gonçalves et al (2006), os Chironomidae podem ser responsáveis pela estruturação das comunidades de invertebrados, pois formam o grupo dominante em ambientes aquáticos, são tolerantes a distúrbios ambientais e são capazes de colonizar detritos, independentemente da sua qualidade ou tempo de decomposição.

Entender a relação entre os Chironomidae e os detritos em decomposição pode, portanto, ajudar a revelar o papel destes organismos na dinâmica do material alóctone e no fluxo de energia dos ecossistemas aquáticos. Quanto aos macroinvertebrados, sabe-se que o folhiço com maior concentração de nutrientes e biomassa de fungos apresenta maior densidade de organismos (LIGEIRO et al., 2010; GONÇALVES et al., 2012). Embora os Chironomidae façam parte deste grupo, pouco se conhece sobre sua colonização em detritos em decomposição, sua relação com a composição nutricional das folhas e a sua sucessão nos diferentes níveis de degradação do folhiço. Devido à importância destes animais para os ecossistemas aquáticos (BERG, 1995), e também pela valorização dos mesmos como bioindicadores no monitoramento e nas avaliações ambientais (ROSENBERG e RESH, 1992; CRANSTON, 1995), este grupo vem sendo apontado como elemento importante em todos os processos ecológicos, incluindo a degradação da matéria orgânica em ecossistemas aquáticos.

Neste estudo investigou-se a colonização de Chironomidae em substrato vegetal em decomposição, procurando verificar diferenças temporais na composição e estrutura da comunidade. Para tanto, analisou-se a relação de Chironomidae a detritos isolados e misturados de diferentes qualidades nutricionais e em diferentes tempos de exposição nos riachos. As perguntas que motivaram este estudo foram: (i) existe influência da sucessão da decomposição na colonização dos Chironomidae? (ii) o que é mais importante para os Chironomidae, a qualidade ou o tempo de incubação do detrito nos riachos? Nossa hipótese

inicial é que o tempo de decomposição e a qualidade do detrito influenciam a estrutura taxonômica e funcional dos táxons de Chironomidae encontrados associados aos detritos.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O experimento foi realizado em dois riachos de 1ª ordem, tributários do rio Faxinal do Soturno, localizados no município de São João do Polêsine, na região central do Rio Grande do Sul (29°39'04" S e 53°31'51" W; 29º38'13" S e 53º32'02" W) . O clima é subtropical e apresenta temperatura média anual de 19,3°C. A precipitação média anual é superior a 1.500 mm. A vegetação ripária dos riachos em estudo é composta por diversas espécies de plantas, entre as principais estão *Cabralea canjerana* (Vell.) Mart., *Campomanesia xanthocarpa* O. Berg., *Casearia sylvestris* Sw., *Cupania vernalis* Cambess., *Enterolobium contortisiliquum* (Vell.) Morong, *Erythrina falcata* Benth., *Ficus luschnathiana* (Miq.) Miq., *Inga alata* Benoist, *Ocotea puberula* (Rich.) Nees, *Parapiptadenia rigida* (Benth.) Brenan, *Phytolacca dioica* L., *Rollinia emarginata* Schltdl., *Trema micrantha* (L.) Blume.

Os riachos estudados têm aproximadamente 2 m de largura e 0,3 m de profundidade. Durante o período de experimento, os riachos apresentaram águas bem oxigenadas (7,9±1,23 $mg.L^{-1}$) com temperaturas amenas (19,2 °C ± 0, 43). O pH variou de 6,06 ± 0,11 a 7,4 ± 0,16 e a velocidade de correnteza oscilou de 0,10 ± 0,11 a 0,34 ± 0,08 $m.s^{-1}$.

Procedimento de campo e laboratório

Foram utilizadas 8 espécies vegetais com concentrações diferenciadas de LigCel:N (lignina+celulose/nitrogênio) (Tabela 1). Foram realizados quatro tipos de tratamentos. O primeiro (T1) compreendeu a espécie *Casearia sylvestris*. O segundo tratamento (T2) compreendeu uma mistura de *Casearia sylvestris, Rollinia emarginata, Phytolacca dioica* e *Cabralea canjerana*. O terceiro tratamento compreendeu a espécie *Ficus luschnathiana* e o quarto tratamento (T4) uma mistura de espécies de *T. micrantha, I. alata, C. vernalis* e *F. luschnathiana*.

Tabela 1. Espécies vegetais selecionadas para o experimento de campo e sua respectiva qualidade química. Lig: lignina; Cel: celulose; N: nitrogênio; LigCel:N = lignina+celulose/nitrogênio.

Espécie	Família	Lig (%)	Cel (%)	N (%)	LigCel:N
Trema micrantha	Cannabaceae	22,4318	15,2846	3,6009	10,4740
Inga alata	Fabaceae	34,7937	4,5872	2,8906	13,6239
Cupania vernalis	Sapindaceae	23,0056	8,5148	2,0242	15,5712
Ficus luschnathiana	Moraceae	20,3823	14,2726	2,1251	16,3067
Casearia sylvestris	Salicaceae	10,1194	8,6337	3,2828	5,7125
Cabralea canjerana	Meliaceae	14,8242	5,5849	2,9650	6,9861
Rollinia emarginata	Annonaceae	8,0025	10,6986	2,8584	6,5424
Phytolacca dióica	Phytolaccaceae	34,7937	4,5872	2,8906	8,3159

As folhas das espécies vegetais foram coletadas e secas em estufa a 30°C. Após isso foram confeccionados *litter bags* de 20 x 20 cm e abertura de malha de 10 mm, onde cerca 4,0±0,1 g de folhas foram colocadas para a montagem do experimento. A quantidade de folhas de cada espécie nos *litter bag* foi equivalente (1 g de cada no tratamento com 4 espécies vegetais ou 4 gramas da mesma espécie no tratamento com uma espécie).

Os *litter bags* foram dispostos nos riachos em locais de correnteza moderada, compreendendo quatro blocos contendo os quatro tratamentos. Após 7, 14, 21 e 28 dias de incubação nos riachos, quatro *litter bags* de cada tratamento foram retirados e conduzidos ao Laboratório. Assim, de cada riacho foram analisados 64 *litter bags*, totalizando 128 no final do experimento.

Em laboratório, os detritos foliares foram suavemente lavados em água corrente para eliminar o sedimento aderido e para a remoção dos invertebrados. Aproximadamente 250mg de folhas foram destinadas a análise de ergosterol, que seguiu metodologia de Gessner, (2005). O restante das folhas foi seco em estufa (30°C/72 horas). A água restante da lavagem foi passada por uma peneira de 250 mm de abertura de malha e o material retido colocado em um frasco de vidro e fixado com Etanol 80% para conservação dos organismos. O material foi triado a fim de separar a família Chironomidae dos demais organismos.

Identificação dos Chironomidae

Para identificação das larvas de Chironomidae foram confeccionadas lâminas semi-permanentes com solução de Bálsamo do Canadá e os organismos analisados em microscopia óptica com aumento de até 1000 vezes. A identificação foi feita até nível taxonômico de

gênero, utilizando chaves de identificação de Trivinho-Strixino e Strixino (1995) e Epler (2001). Os organismos foram classificados nas seguintes categorias funcionais: coletor-catador, coletor-filtrador, fragmentador e predador, de acordo com Merrit et al. (2008).

Análise dos Dados

Para cada tratamento, o coeficiente de decomposição (k) foi determinado ajustando os valores da massa seca remanescente ao modelo exponencial negativo: $W_t = W_0.e^{-kt}$, onde W t é a massa remanescente no tempo t (em dias) e W_0 é a massa inicial (WEBSTER e BENFIELD, 1986).

Calculamos a riqueza de espécies pelo método da rarefação, que padroniza a riqueza pela menor abundância registrada. A densidade dos organismos foi determinada pela sua relação com a massa seca remanescente (ind g^{-1} MS). Para quantificar a biomassa (g), as larvas foram secas em estufa a 60°C por 24 horas.

O efeito da espécie vegetal (isolada ou misturada) e do tempo de exposição sobre a riqueza, biomassa e densidade total e de grupos alimentares funcionais foi testada com ANOVA two-way. Para verificar os contrastes a *posteriori* foi utilizado o teste Tukey.

Com o intuito de verificar a relação entre a biomassa de fungos e a estrutura de Chironomidae foi aplicada uma Correlação Linear de Pearson. Para identificar gêneros relacionados com algum período da decomposição de detritos vegetais foi aplicada uma Análise de Espécies Indicadoras, proposta por Dufrêne e Legendre (1997). Este método combina informações da abundância e frequência relativa dos grupos encontrados e designa valores de indicação, que variam de 0 a 100, que definem os grupos, que neste caso é o tempo de incubação dos riachos. Com a matriz biológica foi conduzida uma análise de variância multivariada (MANOVA) com índice de distância de Bray-Curtis, realizando testes de aleatorização (5.000 iterações) para comparação dos fatores tempo e espécie vegetal.

A similaridade da composição funcional de Chironomidae, entre as amostras de diferentes espécies (misturadas e isoladas) em diferentes tempos de exposição nos riachos, foi examinada por uma Análise de Agrupamento (UPGMA), usando distância de Bray-Curtis com os dados de abundância dos grupos alimentares funcionais (fragmentador, coletor-catador, coletor-filtrador e predador) previamente transformados em log (x+1). Os dados dos dois riachos foram semelhantes ($p>0,05$) e por isso, foram analisados juntamente, sem levar em consideração o riacho como um fator. As análises foram realizadas nos softwares Primer 6, BioEstat 5.0, Multiv e NTSYS.

RESULTADOS

Fauna de Chironomidae

Foram amostrados 7.243 organismos pertencentes à família Chironomidae (Tabela 2), distribuídos em três subfamílias: Orthocladiinae (78,7%), Chironominae (18,8%) e Tanypodinae (2,5%) (Figura 1A). Houve uma variação na representatividade média de cada subfamília, entretanto não evidenciando um padrão temporal (Figura 1B). A riqueza geral foi de 14 gêneros, sendo que *Endotribelos* Grodhaus, 1987, *Corynoneura* Winnertz, 1846, *Parametriocnemus* Goetghebuer, 1932 e *Thienemanniella* Kieffer, 1911 representaram juntamente 86,3% do total, sendo os três últimos pertencentes à subfamília Orthocladiinae. *Thienemaniella* e *Parametriocnemus* apresentaram padrão similar em relação à abundância média, com pico no 14° dia de experimento (Figura 3). *Endotribelos* e *Corynoneura* também apresentaram similaridade em relação às variações na abundância, com decréscimo acentuado no fim no experimento (28° dia).

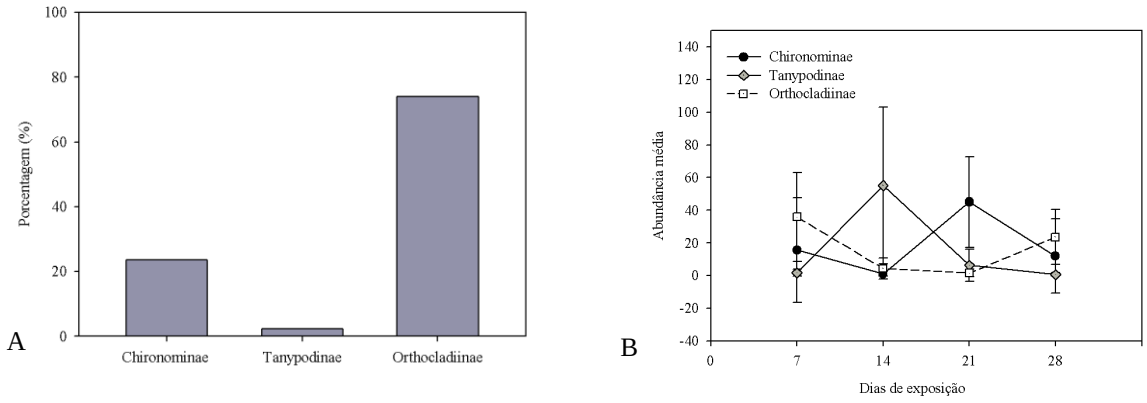


Figura 1: (A) Porcentagem de representatividade das subfamílias Chironominae, Tanypodinae e Orthocladiinae (B) Colonização das subfamílias Chironominae, Tanypodinae e Orthocladiinae após 7, 14, 21 e 28 dias de experimento, independente dos tratamentos estudados. Novembro de 2011, Rio Grande do Sul, Brasil.

Tabela 2: Abundância média e desvio padrão (±) de Chironomidae associadas ao detrito vegetal em decomposição após 7, 14, 21 e 28 dias de experimento nos diferentes tratamentos: T1: baixa *C. sylvestris*; T2: *C. sylvestris*, *R. emarginata*, *P. dioica* e *C. canjerana*; T3: *F. luschnathiana*; T4: *T. micrantha*, *I. alata*, *C. vernalis* e *F. luschnathiana*. GAF: grupo alimentar funcional; Frag: fragmentador; Col-Cat: coletor-catador; Col-Fil: coletor-filtrador; Pred: predador.

		T1				T2				T3				T4			
	GAF	7	14	21	28	7	14	21	28	7	14	21	28	7	14	21	28
Chironominae																	
Endotribelos	Frag	209±56,4	181±34,4	16±1,5	16±2,3	15±1,3	2±0,70	2±0,70	3±0,8	152±21,6	5±1,1	8±1,8	1±0,3	16±3,5	29±6,7	37±6,6	11±3,1
Chironomus	Col-Cat/ Frag	0±0	2±0,7	0±0	1±0,3	1±0,3	0±0	0±0	0±0	0±0	0±0	0±0	0±0	0±0	0±0	0±0	0±0
Paratendipes	Col-Cat	0±0	3±1,0	0±0	0±0	0±0	0±0	0±0	0±0	0±0	0±0	0±0	0±0	0±0	0±0	0±0	0±0
Polypedilum	Frag/ Col-Cat	18±3,7	67±7,6	19±3,02	16±2,3	14±2,05	28±7,3	7±1,4	7±1,9	38±9,1	7±2,4	40±8,7	27±5,2	9±2,7	14±1,5	31±9,1	9±2,7
Rheotanytarsus	Col-Filt	8±2,1	8±1,5	9±1,2	3±0,7	0±0	3±1,06	11±1,9	1±0,40	4±0,7	1±0,3	5±1,06	12±0,9	3±1,06	3±1,06	0±0	20±5,1
Stenochironomus	Frag	7±1,3	10±1,1	8±1,1	5±1,1	3±0,7	5±1,7	3±0,7	0±0	0±0	0±0	2±0,7	0±0	0±0	0±0	0±0	0±0
Tanytarsus	Col-Filt	0±0	2±0,7	0±0	0±0	0±0	0±0	0±0	0±0	3±1,06	1±0,3	4±0,9	0±0	0±0	13±2,9	3±1,06	0±0
Orthocladiinae																	
Corynoneura	Col-Cat	389±29,8	469±34,05	243±30,6	31±4,3	131±6,5	175±15,04	71±10,8	34±3,2	195±32,4	55±4,8	145±32,4	41±2,5	200±14,7	100±13,2	210±17,8	68±6,02
Cricotopus	Frag	7±0,9	20±2,8	12±1,8	15±2,1	9±1,4	27±2,7	0±0	0±0	3±1,06	15±1,7	13±2,06	8±1,4	5±1,1	21±3,5	11±2,8	12±2,3
Parametriocnemus	Col-Cat	37±5,4	104±10,07	35±4,1	28±2,7	32±3,8	81±12,20	32±3,2	25±5,2	13±3,02	55±7,4	61±5,6	60±13,9	90±12,2	81±8,3	38±4,4	29±6,6
Rheocricotopus	Col-Cat/ Frag	2±0,7	5±1,1	0±0	1±0,3	4±0,9	0±0	0±0	0±0	0±0	0±0	0±0	1±0,3	0±0	0±0	0±0	0±0
Thienemanniella	Col-Cat/ Frag	87±11,3	284±32,8	52±5,3	199±19,3	105±4,08	114±11,8	64±5,9	40±3,9	68±8,4	62±10,1	65±9,2	44±3,6	65±9,8	96±16,2	96±10,9	67±11,3
Tanypodinae																	
Ablabesmyia	Pred	1±0,3	2±0,7	0±0	0±0	0±0	0±0	0±0	0±0	0±0	0±0	0±0	0±0	0±0	0±0	0±0	2±0,7
Pentaneura	Pred	10±1,4	21±3,2	2±0,7	22±3,4	12±2	15±1,3	7±1,1	4±0,8	2±0,4	5±1,06	7±0,9	8±0,9	11±1,5	12±1,06	6±1,3	13±2,3

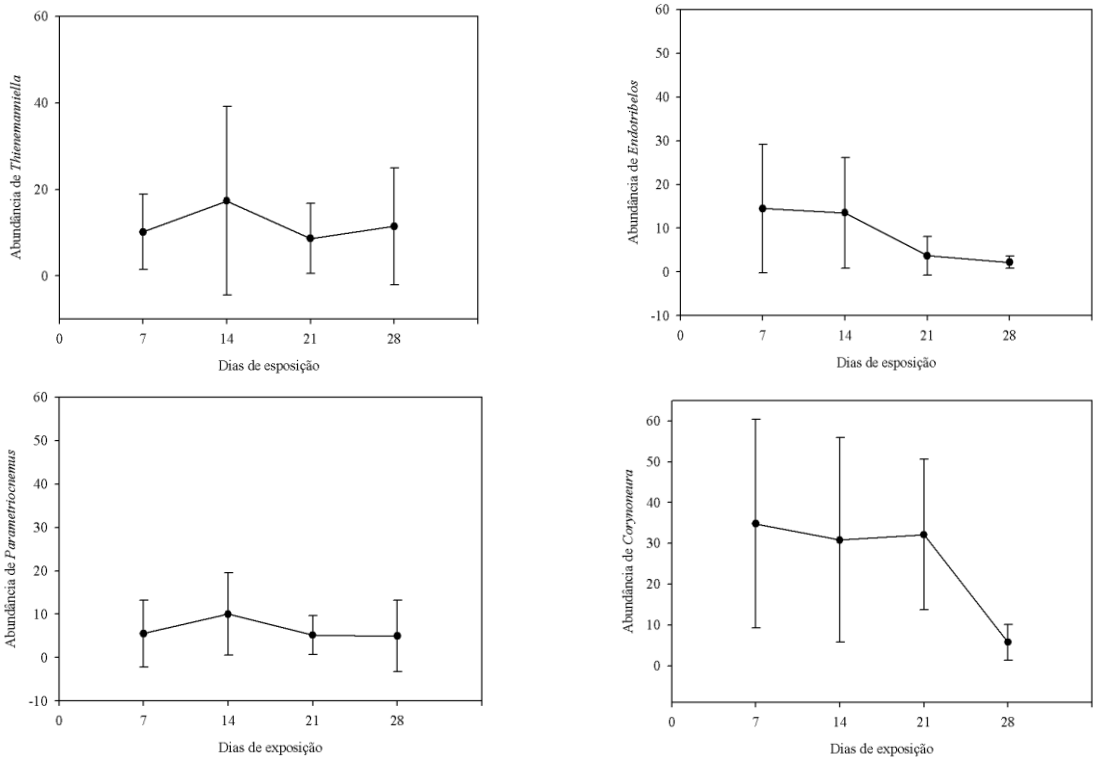
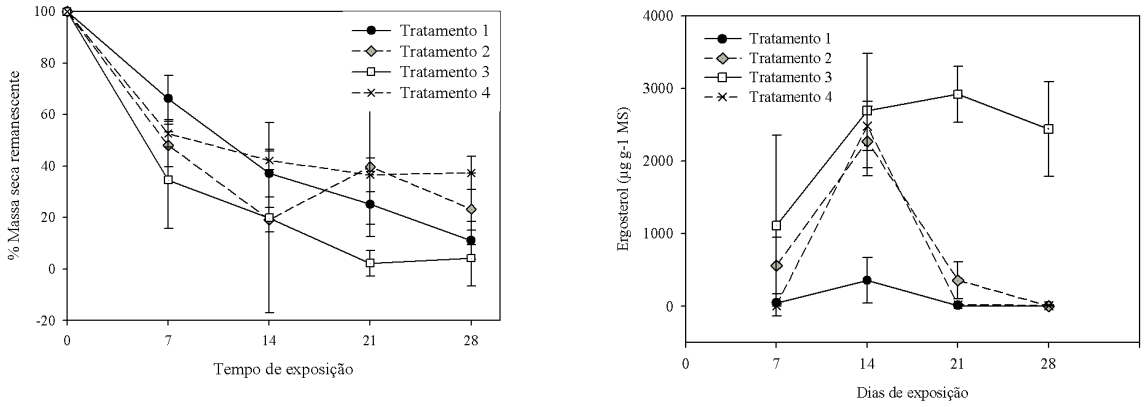


Figura 2: Abundância dos gêneros mais representativos (*Thienemanniella, Endotribelos, Parametriocnemus* e *Corynoneura*) após 7, 14, 21 e 28 dias de experimento, independente dos tratamentos estudados. Novembro de 2011, Rio Grande do Sul, Brasil.

Decomposição do detrito e concentração de ergosterol

Os coeficientes de decomposição das espécies incubadas isoladas foram mais rápidos do que quando estavam misturadas com outras espécies (Figura 3A). A espécie *F. luschnathiana* (T3) apresentou coeficiente de decomposição mais rápido (k = 0,23889 ± 0,02 dia^{-1}) que a espécie *C. sylvestris* (T1) (k = 0,09068 ± 0,09 dia^{-1}). Quando as espécies estavam misturadas, o tratamento (T2) que apresentava *C. sylvestris, R. emarginata, P. dioica* e *C. canjerana* apresentou valor de k = 0,07210 ± 0,07 dia^{-1} e o tratamento (T4) com *T. micrantha, I. alata, C. vernalis* e *F. luschnathiana* k = 0,0035 ± 0,06 dia^{-1}.

As concentrações de ergosterol oscilaram entre os tratamentos e com o passar do experimento, atingindo o seu pico no 14° dia de experimento e gradualmente foram decaindo (Figura 3B). A espécie *F. luschnathiana* (T3) apresentou os maiores valores deste composto. Já a *C. sylvestris* apresentou as menores concentrações de ergosterol (T1).



A B

Figura 3: (A) Porcentagem de massa seca remanescente (%) (média e desvio padrão (±)) e (B) Concentração de ergosterol (µg.g^{-1} MS) (média e desvio padrão) após 7, 14, 21 e 28 dias de experimento nos diferentes tratamentos: T1: *C. sylvestris*; T2: *C. sylvestris*, *R. emarginata*, *P. dioica* e *C. canjerana*; T3: *F. luschnathiana*; T4: *T. micrantha*, *I. alata*, *C. vernalis* e *F. luschnathiana*. Novembro de 2011, Rio Grande do Sul, Brasil.

Chironomidae X detrito

A variação total da densidade de Chironomidae entre as espécies depende do tempo de exposição nos riachos (tratamento X tempo: F = 4,69; p = 0,0003) (Tabela 3). A espécie *F. luschnathiana* (T3) apresentou a maior densidade média para todos os dias de experimento, porém com um decréscimo acentuado no 21° dia (Figura 4A). Os demais tratamentos apresentaram valores muito próximos até o 14°, apresentando oscilações a partir do 21° dia de exposição. Para todas as espécies ocorreu aumento gradual na densidade de Chironomidae durante o período considerado. A riqueza rarefeita de Chironomidae variou sem significância, tanto nos dias quanto nas espécies vegetais (Tabela 3). Entretanto, apresentou uma tendência de aumento gradual com o passar do experimento (Figura 4B).

A B

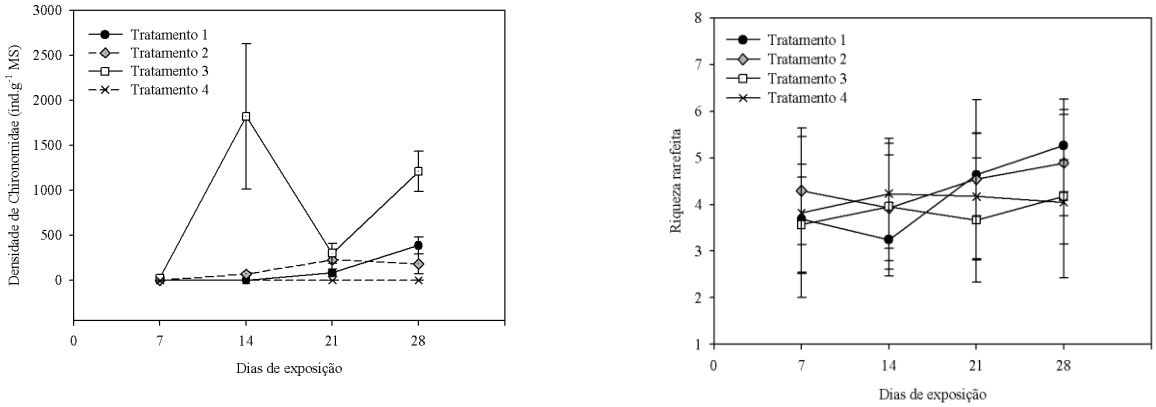


Figura 4: (A) Densidade (ind.g $^{-1}$ MS) e (B) Riqueza rarefeita de Chironomidae após 7, 14, 21 e 28 dias de experimento nos diferentes tratamentos: T1: *C. sylvestris*; T2: *C. sylvestris, R. emarginata, P. dioica* e *C. canjerana*; T3: *F. luschnathiana*; T4: *T. micrantha, I. alata, C. vernalis* e *F. luschnathiana*. Novembro de 2011, Rio Grande do Sul, Brasil.

Tabela 3: Análise de variância ANOVA two-way para a densidade (ind.g^{-1} MS) e biomassa geral (g) dos grupos alimentares funcionais e riqueza rarefeita da comunidade de Chironomidae após 7, 14, 21 e 28 dias de experimento nos diferentes tratamentos: T1: *C. sylvestris*; T2: *C. sylvestris, R. emarginata, P. dioica* e *C. canjerana*; T3: *F. luschnathiana*; T4: *T. micrantha, I. alata, C. vernalis* e *F. luschnathiana*. Novembro de 2011, Rio Grande do Sul, Brasil. (Nível de significância 95%).

		F	P
Densidade	Tratamentos	20,12	<0,0001
	Tempo	38,83	<0,0001
	Interação tratamento X tempo	4,69	=0,0003
Riqueza rarefeita	Tratamentos	0,28	=0,84
	Tempo	0,72	=0,54
	Interação tratamento X tempo	0,87	=0,54
Densidade de Fragmentador	Tratamentos	1,10	=0,34
	Tempo	3,93	=0,01
	Interação tratamento X tempo	1,29	=0,24
Densidade de Predador	Tratamentos	2,04	=0,11
	Tempo	4,63	=0,004
	Interação tratamento X tempo	1,61	=0,11
Densidade de Coletor-catador	Tratamentos	9,66	=0,0001
	Tempo	2,99	=0,03
	Interação tratamento X tempo	2,27	=0,02
Densidade de Coletor-filtrador	Tratamentos	2,30	=0,04
	Tempo	1,40	=0,24
	Interação tratamento X tempo	1,33	=0,22
Biomassa geral	Tratamentos	0,53	=0,66
	Tempo	0,60	=0,62
	Interação tratamento X tempo	0,62	=0,76

Continua

Conclusão

Biomassa de Fragmentador	Tratamentos	0,69	=0,57
	Tempo	1,02	=0,40
	Interação tratamento X tempo	0,35	=0,94
Biomassa de Predador	Tratamentos	0,36	=0,78
	Tempo	1,05	=0,39
	Interação tratamento X tempo	0,60	=0,77
Biomassa de Coletor-catador	Tratamentos	1,19	=0,34
	Tempo	1,47	=0,25
	Interação tratamento X tempo	1,14	=0,39
Biomassa de Coletor-filtrador	Tratamentos	1,43	=0,26
	Tempo	0,85	=0,51
	Interação tratamento X tempo	0,85	=0,58

A categoria alimentar funcional mais representativa foi coletor-catador, atingindo 78,9 % do total, seguida de fragmentador (14,9%), coletor-filtrador (4,4%) e predador (1,8%). Os coletor-catadores, representados, principalmente, por *Corynoneura*, *Parametriocnemus* e *Thienemanniella*, apresentaram uma diminuição gradual com o passar do tempo de exposição (Figura 5A).

Os fragmentadores foram representados por *Endotribelos*, *Stenochironomus*, *Polypedilum*, *Rheocricotopus* e *Cricotopus* e apresentaram alta participação na decomposição a partir do 14° dia associados a *F. luschnathiana* (Figura 5B). Os coletores-filtradores foram representados por *Tanytarsus* e *Rheotanytarsus* e os predadores pelos tanipodineos *Ablabesmyia* e *Pentaneura*.

A densidade de coletor-catador, entre os tratamentos analisados, depende do tempo de incubação nos riachos (tratamento X tempo: F = 2,27; p = 0,02). Enquanto que a densidade de fragmentadores e predadores depende apenas do tempo de exposição, independente da espécie vegetal (tempo: F = 3,93; p = 0,01; tempo: F = 4,63; p = 0,004, respectivamente), ao contrário da categoria coletor-filtrador, que apresentou diferença entre os tratamentos (Tabela 3; Figura 5C). Analisando a biomassa das larvas, não encontramos diferença entre os tratamentos e dias de exposição (Tabela 3).

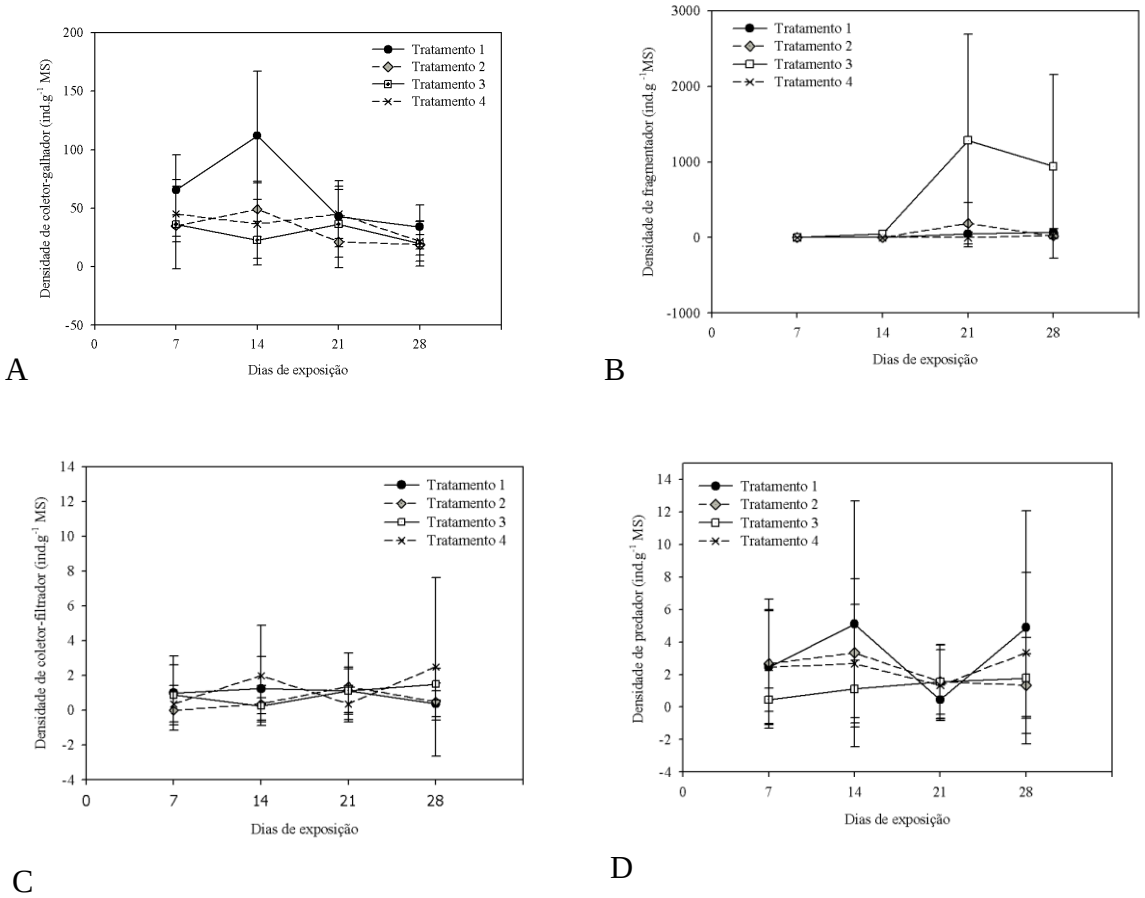


Figura 5: Densidade de (A): Coletor-catador, (B): Fragmentador, (C): Coletor-filtrador, (D): Predador após 7, 14, 21 e 28 dias de experimento nos diferentes tratamentos: T1: *C. sylvestris*; T2: *C. sylvestris, R. emarginata, P. dioica* e *C. canjerana*; T3: *F. luschnathiana*; T4: *T. micrantha, I. alata, C. vernalis* e *F. luschnathiana*. Novembro de 2011, Rio Grande do Sul, Brasil.

A densidade de Chironomidae foi correlacionada com a biomassa de fungos (r = 0,6, p = 0,01), enquanto que a riqueza rarefeita e a biomassa das larvas não apresentaram esta correlação (r = 0,1, p = 0,20; r = 0,14, p = 0,44, respectivamente). A análise comparando a composição da comunidade de Chironomidae (MANOVA) evidenciou a tendência de diferença entre os tratamentos analisados (SQ = 0,4849; p = 0,002), tanto em relação às espécies isoladas quanto misturadas. Também revelou diferenças entre os tempos amostrais (SQ = 1,0082; p = 0,001) e sua interação com os tratamentos (tratamento X tempo: SQ = 0,84832; p = 0,001). A análise de agrupamento evidenciou um mínimo de similaridade de 80% entre todas as amostras (Figura 6). A composição funcional da comunidade de Chironomidae apresentou similaridade de acordo com o tempo de exposição, independente do tipo da espécie. A análise de agrupamento separou claramente as fases da colonização em inicial (7° dia), intermediária (14° e 21° dia) e final (28° dia).

Em relação à Análise de Espécies Indicadoras encontramos cinco gêneros relacionados com as distintas fases da decomposição (Tabela 4). *Endotribelos* (fragmentador) e

Corynoneura (coletor-catador) estiveram relacionados à fase inicial da decomposição (7° dia de exposição no riacho). Para o 14° dia de exposição os gêneros *Cricotopus* (fragmentador/coletor-catador) e *Parametriocnemus* (coletor-catador) apresentaram indicação, enquanto que para o 28° dia (fase final da decomposição), *Rheotanytarsus* (coletor-filtrador) esteve relacionado.

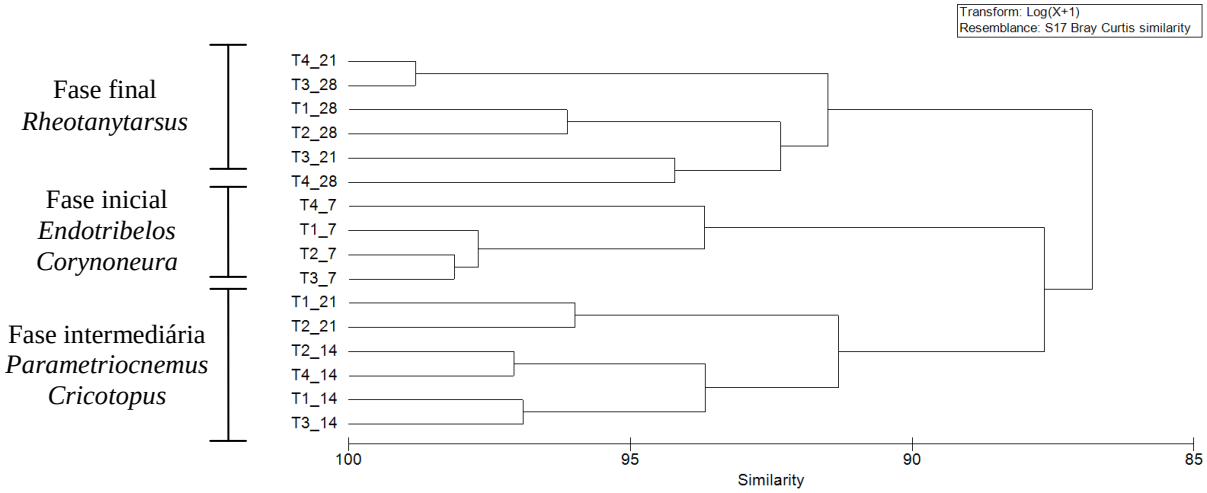


Figura 6: Análise de Cluster da composição funcional da comunidade de Chironomidae associada ao detrito em decomposição após 7, 14, 21 e 28 dias de experimento nos diferentes tratamentos. T1: *C. sylvestris*; T2: *C. sylvestris, R. emarginata, P. dioica* e *C. canjerana*; T3: *F. luschnathiana*; T4: *T. micrantha, I. alata, C. vernalis* e *F. luschnathiana*. Novembro de 2011, Rio Grande do Sul, Brasil.

Tabela 4: Análise de *taxa* indicadores para larvas de Chironomidae associadas ao detrito vegetal em decomposição após 7, 14, 21 e 28 dias de experimento nos diferentes tratamentos: T1: *C. sylvestris*; T2: *C. sylvestris, R. emarginata, P. dioica* e *C. canjerana*; T3: *F. luschnathiana*; T4: *T. micrantha, I. alata, C. vernalis* e *F. luschnathiana*. Novembro de 2011, Rio Grande do Sul, Brasil. Nível de significância: $p \leq 0,05$. VI: valor de indicação em %. *: valores significativos. Grupo 1: 7° dia; Grupo 2: 14° dia; Grupo 3: 21° dia e Grupo 4: 28° dia de exposição.

	Grupos	VI	Média	Desvio padrão	P
Corynoneura	1	35,6	29,7	2,87	0,03*
Endotribelos	1	29,6	18,4	4,8	0,02*
Parametriocnemus	2	34,3	24,8	3,01	0,006*
Thienemanniella	2	30,8	27,9	2,9	0,15
Cricotopus	2	30,1	16	3,04	0,001*
Pentaneura	2	20,8	18,2	3,08	0,18
Polypedilum	2	17,4	18	3,63	0,49
Tanytarsus	2	9,6	5,6	2,52	0,09
Paratendipes	2	3,1	3,1	0,04	1
Chironomus	2	1,6	3,5	2,04	1
Ablabesmiya	2	1,2	3,3	2,08	1

Continua

Conclusão

Stenochironomus	3	6,6	8,3	2,65	0,71
Rheotanytarsus	4	19,4	13,1	3,4	0,05*
Rheocricotopus	4	5,3	5,4	2,31	0,48

DISCUSSÃO

Dentre os gêneros dominantes (*Endotribelos*, *Corynoneura*, *Parametriocnemus* e *Thienemanniella*) apenas *Endotribelos* é um fragmentador típico (FERRINGTON et al., 2008) ou um fragmentador facultativo, como sugere Galizzi et al. (2012). Esta categoria funcional se alimenta diretamente de matéria orgânica particulada grossa, como folhas e frutos, transformando este material em partículas finas e dissolvidas que serão utilizadas pela biota aquática. A dominância de *Thienemanniella* neste estudo também pode ser explicada pelo seu hábito alimentar e pode sugerir uma preferência deste organismo pelo detrito em decomposição. De acordo com Armitage et al. (1995) este gênero é frequentemente associado ao substrato vegetal e tem sido considerado como fragmentador. Entretanto, Merritt et al. (2008) o classificam como coletor-catador. Em outros estudos envolvendo substrato vegetal em riachos, *Thienemanniella* também aparece como dominante (HENRIQUES-OLIVEIRA et al., 2003; HEPP et al., 2008; BIASI et al., 2013). *Parametriocnemus* e *Corynoneura* também são coletor-catadores e juntamente com *Thienemanniella* apresentaram altas densidades associadas às espécies em decomposição. Estes organismos se alimentam de matéria orgânica particulada fina e normalmente são encontrados em locais com acúmulo de matéria orgânica, como folhiço em decomposição (SANSEVERINO e NESSIMIAN, 2008).

A densidade de Chironomidae encontrada nas espécies isoladas e misturadas depende do tempo de exposição nos riachos. A qualidade química das espécies e a heterogeneidade proporcionada pela mistura de espécies também foram fatores relevantes para a estruturação da comunidade, visto as diferenças encontradas entre os tratamentos. A espécie de baixa qualidade (*F. luschnathiana*) apresentou a maior densidade de larvas, de fragmentadores e também maior concentração de ergosterol. Apesar de constituir um recurso de baixa qualidade nutricional para os organismos (altos teores iniciais de defensivos contra herbivoria), acreditamos que ao ser incubada nos riachos, *F. luschnathiana* tornou-se altamente palatável devido ao seu elevado condicionamento microbiano, constatado pelos altos níveis de ergosterol, e assim proporcionou altas taxas de decomposição. Estes fungos aquáticos são

capazes de quebrar compostos como lignina e celulose por meio de enzimas extracelulares, tornando o detrito lábil para as larvas (ABELHO, 2009; GRAÇA e CRESSA, 2010). Assim, a comunidade microbiana pode facilitar a fragmentação de detritos de baixa qualidade pelos fragmentadores.

O condicionamento microbiano é uma importante fase no processo da decomposição de detritos, principalmente em riachos da região tropical e subtropical, onde as espécies vegetais ribeirinhas são complexas quimicamente. Aliado a isso, as altas temperaturas nestes ambientes, comparadas a regiões temperadas, facilitam a colonização dos fungos aquáticos. Alguns estudos apontam para uma relação significativa entre a abundância de fragmentadores, o condicionamento das folhas e aumento da biomassa dos fungos no detrito (CHERGUI e PATTEE, 1993; GRAÇA et al., 1993; GRAÇA et al., CALOW, 1994; ROBINSON et al., 1998; GONÇALVES et al., 2012), evidenciando uma possível preferência dos fragmentadores pelo detrito colonizado por fungos. Quando as folhas caem das árvores já estão colonizadas por microorganismos. Entretanto, é evidente que a biomassa dos fungos aumenta logo depois que as folhas entram nos córregos. Este aumento é atribuído à colonização pelos fungos aquáticos que substituem os microorganismos terrestres enquanto a decomposição do material vegetal prossegue na água (GRAÇA, 2001).

Os microorganismos aceleram o processo de decomposição de duas formas: 1) diretamente, por meio do metabolismo e incorporação dos detritos para a produção secundária; e 2) indiretamente, aumentando a palatabilidade e o valor nutricional dos detritos para os invertebrados detritívoros (ABELHO, 2001; ALLAN e CASTILLO, 2007). Assim, a forte relação das larvas de Chironomidae com os fungos pode ser explicada por duas situações distintas: (1) os Chironomidae podem estar tirando proveito da ação dos fungos no detrito vegetal, tendo em vista que esses microorganismos podem quebrar alguns compostos inibidores presentes na folha, tornando-as palatáveis e melhores assimiladas pela fauna bentônica; (2) os Chironomidae podem estar se alimentando destes fungos (GRAÇA, 2001). Desse modo, os Chironomidae podem estar intimamente relacionados com a presença de fungos aderidos ao detrito, promovendo consequentemente a fragmentação indireta do material vegetal.

As variações na composição da comunidade de Chironomidae dependem do tempo de exposição nos riachos. Além disso, encontramos uma clara organização temporal na composição funcional da comunidade de Chironomidae, onde as guildas funcionais foram ordenadas em função do tempo de experimento. Em um recente estudo, realizado no cerrado brasileiro e usando espécies com altas concentrações de compostos secundários, Ligeiro et al.

(2010) observaram um efeito do tempo em que o detrito fica exposto no riacho sobre a composição dos invertebrados bentônicos. Os autores sugerem que o tempo de exposição é um importante fator a ser considerado em estudos sobre decomposição de detritos, pois pode determinar mudanças na qualidade química das espécies desde o momento em que as mesmas caem no leito do riacho e, assim, promover uma colonização diferenciada pelos invertebrados. Em nosso estudo observamos uma distinção na comunidade de acordo com as fases da decomposição, onde alguns invertebrados estiveram relacionados. Os fragmentadores *Endotribelos* e *Cricotopus* estiveram relacionados à fase inicial e intermediária da decomposição, respectivamente, onde foram registradas as maiores densidades deste grupo. Esta categoria funcional é uma peça chave para a degradação da matéria orgânica particulada grossa, pois ao se alimentar de detrito vegetal, promove a liberação de matéria orgânica particulada fina na água, que posteriormente, torna-se disponível para os coletor-filtradores, como *Rheotanytarsus* que neste estudo indicou a fase final da decomposição (28° dia). Este gênero é caracterizado por capturar material orgânico finamente particulado para construir seu abrigo, em formato de tubos (TRIVINHO-STRIXINO e STRIXINO, 1995; HEPP et al., 2008). Os coletor-catadores normalmente compõem o grupo funcional mais representativo em todas as comunidades e tempos de exposição. Esta alta representatividade pode ser explicada pela constante liberação de matéria orgânica particulada fina pela fragmentação mecânica dos invertebrados (GONÇALVES et al., 2003). A presença de predadores neste estudo, exclusiva de *Ablabesmyia* e *Pentaneura*, sugere que estes organismos possuem importante papel controlando a abundância de outros *taxa* dominantes (GONÇALVES et al., 2006).

A riqueza e a densidade de Chironomidae apresentaram um aumento com o passar do experimento, igualmente visto na densidade de fragmentadores. Aparentemente, o processo de fragmentação da folha e a liberação de nutrientes criam um substrato adequado ao desenvolvimento desses insetos que invariavelmente utilizam detritos em sua dieta e com o passar do tempo promovem um detrito de maior qualidade, devido ao condicionamento microbiano. Esses resultados sugerem que a comunidade de Chironomidae pode ser estruturada pelos processos ecológicos originados pela degradação sucessional sofrida pelo detrito em decomposição (GONÇALVES et al. 2004; LIGEIRO et al. 2010).

A influência da qualidade química e a heterogeneidade, proporcionada pela mistura de espécies, permitem inferir que alguns Chironomidae podem apresentar algumas preferências em relação ao uso do material vegetal. De acordo com Graça (2001), esta preferência pode estar relacionada com as diferentes estruturas físicas da folha, concentração de nutrientes e a presença de compostos secundários, como polifenóis e tanino. Estes compostos secundários,

envolvidos presumivelmente na defesa das plantas, permanecem ativos após a senescência da folha, eles podem ser tóxicos, interferir na digestão ou dar um gosto amargo atuando como um impedimento de alimentação. Hepp et al. (2008) encontraram uma relação negativa entre a comunidade de Chironomidae e os teores de polifenóis e taninos mensurados em *Eucalyptus globulus* e *Eugenia uniflora*, sugerindo que estes compostos podem retardar a colonização por Chironomidae. Entretanto, Biasi et al. (2013) encontraram uma forte relação entre a densidade de Chironomidae e as concentrações de nutrientes do detrito e também uma correlação entre a composição funcional deste grupo com variáveis químicas das folhas (C:N, taninos, polifenóis), sugerindo que os atributos químicos do material orgânico que entra nos córregos exerce efeito na comunidade de Chironomidae.

Com este estudo verificamos que a colonização por Chironomidae em detrito em decomposição é influenciada tanto pela qualidade química das folhas, como pelo condicionamento microbiano e, principalmente, pelo tempo de exposição nos riachos. Corroborando isto encontramos gêneros relacionados às diferentes fases da degradação da matéria orgânica. Nossos resultados apontam para uma participação dos Chironomidae na decomposição, associados aos fungos aderidos às folhas e não propriamente como fragmentadores primários. Entretanto, outros estudos envolvendo estes organismos associados ao detrito em decomposição tornam-se necessários como, por exemplo, analisando o conteúdo estomacal destas larvas para verificar a real participação deste grupo na fragmentação foliar.
Este estudo reforça a importância das larvas de Chironomidae para os ecossistemas aquáticos e seus processos ecológicos, sugerindo que estes organismos podem apresentar relação com a decomposição de material alóctone em riachos e constituem um grupo importante para a ciclagem de nutrientes.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

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

ABELHO, M. Leaf-Litter Mixtures Affect Breakdown and Macroinvertebrate Colonization Rates in a Stream Ecosystem. **International Review Hydrobiology**, v. 94, n. 4, p. 436 –451, 2009.

ALLAN, J. D.; CASTILLO. Stream **ecology. Structure and function of running waters**. Second Edition, Chapman and Hall, London, 2007.

ARMITAGE, P. D.; CRANSTON, P. S.; PINDER, L. C. V. **The Chironomidae: Biology and acology of non-biting midges**. Chapman e Hall, London, 572p. 1995.

BERG, M. B. Larval food and feeding behaviour. In: **The Chironomidae: biology and ecology of non-biting midges**. Eds P. D. ARMITAGE; P. S. CRASTON; L.C.V. PINDER, p.136-168. (Chapman & Hall, London), 1995.

BIASI, C.; TONIN, A. M.; RESTELLO, R. M.; HEPP, L. U. Colonisation of leaf litter by Chironomidae (Diptera): influence of chemical quality and exposure duration in a Neotropical stream. **Limnologica**. *In press*, 2013.

CALLISTO M.; GONÇALVES JR. J. F.; GRAÇA, M. A. S. Leaf litter as a possible food source for chironomids (Diptera) in Brazilian and Portuguese headwater streams. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 24, p. 442–448, 2007.

CHERGUI H.; PATTEE E. Fungal and invertebrate colonization of Salix fresh and dry leaves in a Moroccan river system. **Archiv Für Hydrobiologie**, v. 127, p. 57–72, 1993.

CRANSTON, P. S. Introduction. In: ARMITAGE, P. D.; CRANSTON, P. S.; PINDER, L. C. V. (eds). **The Chironomidae: biology and ecology of non-biting midges**. Chapman & Hall, London, UK, p.1-7, 1995.

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

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

DUFRÊNE, M.; LEGENDRE, P. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. **Ecological Monographs,** v. 67, p. 345–366, 1997.

EPLER, J. **Identification manual for the larval Chironomidae (Diptera) of North and South Carolina**. Orlando, Departament of Enviromental and Natural Resources, p.526, 2001.

FERRINGTON JR. L. C.; COFFMAN, W. P.; BERG, M. B. Chironomidae. p. 969-1003. In: MERRITT, R. W.; CUMMINS, K. W.; BERG, B. M. (Ed.). **An Introdution to the Aquatic Insects of North America**. Kendall Hunt, Dubuque, p. 1158, 2008.

GALIZZI, M. C.; ZILLI, F.; MARCHESE, M. Diet and functional feeding groups of Chironomidae (Diptera) in the Middle Paraná River floodplain (Argentina). **Iheringia, Série Zoologia**, v. 102, n. 2, p. 117-121, 2012.

GESSNER, M. O. Ergosterol as a measure of fungal biomass. In: GRAÇA M. A. S.; BÄRLOCHER, F.; GESSNER, M. O. (eds). **Methods to Study Litter Decomposition. Methods to Study Litter Decomposition. A Practical Guide**, 2005.

GONÇALVES J. F. JR; ESTEVES, F. A.; CALLISTO, M. Chironomids colonization on Nymphaea ampla L. detritus during a degradative ecological succession experiment in a Brazilian coastal lagoon. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 15, n. 2, p. 21-27, 2003.

GONÇALVES, J. F. JR; SANTOS, A. M.; ESTEVES, F. A. The influence of the chemical composition of *Typha domingensis* and *Nymphaea ampla* detritus on invertebrate colonization during decomposition in a Brazilian coastal lagoon. **Hydrobiologia, v.** 527, p. 125–37, 2004.

GONÇALVES, J. F. JR; FRANÇA, J. S.; CALLISTO, M. Dynamics of Allochthonous Organic Matter in a Tropical Brazilian Headstream. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 49, n. 6, p. 967-973, 2006.

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

GRAÇA, M. A. S.; MALTBY, L.; CALOW, P. Importance of fungi in the diet of *Gammarus pulex* and *Asellus aquaticus* I: feeding strategies. **Oecologia**, v. 93, p. 139–144, 1993.

GRAÇA, M. A. S.; MALTBY, L.; CALOW, P. Comparative ecology of *Gammarus pulex* (L.) and *Asellus aquaticus* (L.) II: fungal preferences. **Hydrobiologia**, v. 281, p. 163–170, 1994.

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

GRAÇA, M. A. S.; CRESSA, C. Leaf quality of some tropical and temperate tree species as food resource for stream shredders. **International Review Hydrobiology**, v. 95, p. 27–41, 2010.

HENRIQUES-OLIVEIRA, A. L.; DORVILLÉ, L. F. M.; NESSIMIAN, J. L. Distribution of Chironomidae larvae fauna (Insecta: Diptera) on different substrates in a stream at Floresta da Tijuca, RJ, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 15, n. 2, p. 69–84, 2003.

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

LANDEIRO, V. L.; HAMADA, N.; MELO, A. S. Responses of aquatic invertebrate assemblages and leaf breakdown to macroconsumer exclusion in Amazonian 'terra firme' streams. **Fundamental and Applied Limnology**, v. 172, p. 49–58, 2008.

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

LI, A. O. Y.; NG, L. C. Y.; DUDGEON, D. Effects of leaf toughness and nitrogen content on litter breakdown and macroinvertebrates in a tropical stream. Aquatic Science, v. 71, p. 80-93, 2009.

LIGEIRO, R.; MORETTI, M. S.; GONÇALVES, JR. J. F.; CALLISTO, M. What is more important for invertebrate colonization in a stream with low-quality litter inputs: exposure time or leaf species? **Hydrobiologia**, v. 654, p. 125–136, 2010.

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

MERRITT R. W.; CUMMINS R. W.; BERG, M.B. **An introduction to the aquatic insects of North America**. Dubuque. Kendal/Hunt. USA, 1214, 2008.

MORETTI, M.; GONÇALVES, JR. J. F.; CALLISTO, M. Leaf breakdown in two tropical streams: Differences between single and mixed species packs. **Limnologica**, v. 37, p. 250–258, 2007.

ROBINSON, C. T.; GESSNER, M. O.; WARD, J. V. Leaf breakdown and associated macroinvertebrates in alpine glacial streams. **Freshwater Biology**, v. 40, p. 215–228, 1998.

ROSENBERG, D. M.; RESH, V. H. Freshwater biomonitoring using individual organisms, populations, and species assemblages of benthic macroinvertebrates. In: JOHNSON, R. K.; WIEDERHOLM, T.; ROSENBERG, D. M. (eds.). **Freshwater biomonitoring and benthics macroinvertebrates**. Chapman & Hall, New York, USA, p. 40-158, 1992.

SANSEVERINO, A. M.; NESSIMIAN, J. L. Larvas de Chironomidae (Diptera) em depósitos de folhiço submetido em um riacho de primeira ordem da Mata Atlântica (Rio de Janeiro, Brasil). **Revista Brasileira de Entomologia**, v. 52, n. 1, p. 95-104, 2008.

SILVA, F. L.; RUIZ, S. S.; BOCHINI, G. L.; MOREIRA, D. C. Functional feeding habitats in a lotic system from Midwestern region of São Paulo State, Brazil. **Pan-American Journal of Aquatic Scienses**, v. 3, n. 2, p. 135 – 141, 2008.

TANAKA, M. O.; RIBAS, A. C. A.; SOUZA, A. L. T. Macroinvertebrate succession during leaf litter breakdown in a perennial karstic river in Western Brazil. **Hydrobiologia**, v. 568, p. 493–498, 2006.

TRIVINHO-STRIXINO, S.; STRIXINO, G. **Larvas de Chironomidae (Díptera) do estado de São Paulo: guia de identificação e diagnose dos gêneros**. São Carlos. PPG-RRN/UFSCar, p. 229, 1995.

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

WALLACE, J. B.; WHILES, M. R.; EGGERT, S.; CUFFNEY, T. F.; LUGTHART, G. J.; CHUNG, K. Long-Term Dynamics of Coarse Particulate Organic Matter in Three Appalachian Mountain Streams. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 14, n. 2, p. 217-232. 1995.

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

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

WEBSTER, J. R.; BENFIELD, E. F.; EHRMAN, T. P. SCHAEFFER, M. A.; TANK, J. L.; HUTCHENS, J. J.; D'ANGELO, D. J. What happens to allochthonous material that falls into streams? A synthesis of new and published information from Coweeta. **Freshwater Biology**, v. 41, p. 687–705, 1999.

WRIGHT, M. S.; COVICH, A. P. Relative importance of bacteria and fungi in a tropical headwater stream: leaf decomposition and invertebrate feeding preference. **Microbial ecology**, v. 49, p. 536-546, 2005.
ientes.

3. CONCLUSÃO GERAL

A composição da fauna de macroinvertebrados mostrou-se variada e rica, porém registrando alguns táxons dominantes (Chironomidae, Hydropsichydae, Gastropoda, Psychodidae no capítulo 1, e *Thienemanniella*, *Corynoneura*, *Parametriocnemus* e *Endotribelos* no capítulo 2).

No capítulo 1 baseados nas perguntas iniciais, evidenciamos que a composição e estrutura da comunidade de macroinvertebrados são influenciadas pela qualidade do detrito, visto as diferenças encontradas nos tratamentos analisados, entretanto o detrito de maior qualidade nutricional inicial não apresentou a maior densidade e riqueza, como esperado. Verificamos também que a mistura das espécies não influencia significativamente os coeficientes de decomposição, apesar das espécies isoladas apresentarem decomposição mais rápida. E contrário a nossa hipótese, a heterogeneidade promovida pela mistura de espécies não influenciou a comunidade de invertebrados. Além disso, o tempo em que o detrito ficou exposto foi importante para a composição e estrutura da comunidade, além das guildas funcionais. O condicionamento microbiano parece ser um fator chave na decomposição de detrito, pois além de estar correlacionado com os macroinvertebrados, pode estar facilitando a degradação do material alóctone. Paralelamente, podemos afirmar que os coeficientes de decomposição também são alterados de acordo com a complexidade química e física das folhas.

No capítulo 2 verificamos que o tempo em que as folhas ficaram submersas nos riachos determinou a composição e estrutura da comunidade de Chironomidae, confirmando nossas hipóteses iniciais. É importante considerar a comunidade de Chironomidae em estudos sobre os processos ecológicos dos riachos, pois além de representarem o grupo mais abundante, apresentam alguns exemplares fragmentadores e que podem ser relevantes para a decomposição do detrito. Assim, este grupo torna-se importante, pois fornece estruturação para a comunidade de macroinvertebrados e participa da ciclagem de nutrientes.

Mais importante ainda, nossos resultados sugerem que o condicionamento microbiano das folhas pode ser mais relevante para a sua decomposição, do que a sua qualidade química inicial. Afirmamos isto baseado na elevada densidade de organismos e nas altas taxas de decomposição registradas na espécie que, inicialmente, apresentou a pior qualidade nutricional, mas que mostrou um acentuado nível de condicionamento microbiano com o passar do experimento. Acreditamos que estes microorganismos decompositores podem

acelerar os coeficientes de decomposição de espécies pouco nutritivas, características de riachos subtropicais, reforçando seu importante papel na ciclagem de nutrientes.