



Universidade Federal do Rio Grande
Instituto de Ciências Biológicas
Pós-graduação em Biologia de
Ambientes Aquáticos Continentais



Decomposição de *Potamogeton pectinatus* e *Chara zeylanica*: estrutura de hábitat e sobreposição espacial na colonização por invertebrados

Cristiane Carvalho

Orientador: Luiz Ubiratan Hepp
Co - orientador: Edélti Faria Albertoni

Rio Grande, 2013



Universidade Federal do Rio Grande
Instituto de Ciências Biológicas
Pós-graduação em Biologia de Ambientes
Aquáticos Continentais



**Decomposição de *Potamogeton pectinatus* e *Chara zeylanica*:
estrutura de hábitat e sobreposição espacial na colonização por
invertebrados**

Aluno: Cristiane Carvalho

Orientadores: Luiz Ubiratan Hepp

Edélti Faria Albertoni

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Biologia de Ambientes Aquáticos Continentais como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Biologia de Ambientes Aquáticos Continentais.

Rio Grande, 2013

Aos meus pais, Vera Regina Cordeiro e Celso Luis Sá Carvalho.

Aos meus avós, Nely Bonilha Cordeiro e Ely José Cordeiro.

Dedico

AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradeço aos meus orientadores, fundamentais na elaboração dessa dissertação e que para sempre serão exemplos de dedicação e competência. Obrigado Edélti Faria Albertoni (Kika) pela atenção, confiança e amizade. Obrigado Luiz Ubiratan Hepp, por confiar em meu trabalho, me receber em Erechim e ajudar (ensinar) as análises estatísticas.

Gostaria de agradecer ao professor Cleber Palma-Silva por sempre estar a disposição para sugestões e por fazer parte do meu crescimento acadêmico.

A Dr. Norma Catarina Bueno (UNIOESTE) pelo auxílio na identificação de *Chara* sp.

Gostaria de agradecer a Capes, pelos recursos concedidos e a FURG pela possibilidade de realização do curso.

Também agradeço a Letícia Naviloski e Gabriela Tonello do Laboratório de Biomonitoramento da URI – Erechim, pela ajuda na análise de Ergosterol

Agradeço aos meus amigos e familiares, especialmente meus pais e avós, que sempre me incentivaram nas minhas escolhas e que sem seu apoio não chegaria até aqui.

Agradeço ao meu namorado, eterno amigo e inseparável companheiro, Leonardo Salomão dos Santos, por fazer parte dessa história e ter paciência em momentos difíceis.

Gostaria de agradecer aos técnicos do Laboratório de Limnologia, Leonardo Furlanetto, Claudio Trindade e Clara Silva, pelas coletas, análises químicas e pelo chimarrão e conversas.

Gostaria de agradecer aos amigos que fiz no mestrado, Juliana Souza da Silva (Ju), Savênia Bonoto, Luiza Iepsen, Marcelo Konrath, Daiane Kafer e Manoel Garcia, por tornar os momentos de triagem menos cansativos e pelos “cafés com ciência”.

Agradeço a minhas amigas Carina Saraiva e Bárbara Bastos, que mesmo não fazendo parte do mundo limnológico estiveram ao meu lado em todos os momentos.

A todos que de alguma forma ajudaram a construção dessa história, o meu muito obrigado!

E por fim agradeço aos membros da banca, pela disponibilidade de contribuir com esse trabalho com correções e sugestões.

RESUMO

Em lagos as macrófitas aquáticas são importantes fontes de matéria orgânica detrital, aumentam a complexidade do hábitat proporcionando vários nichos ecológicos a uma diversidade de espécies animais. Durante do processo de decomposição, a colonização dos detritos passa por uma sucessão ecológica entre fungos, bactérias e invertebrados, sendo seu papel fundamental para promover a circulação dos nutrientes. Assim, essa dissertação objetivou: (1) analisar os coeficientes de decomposição e a composição química dos detritos de duas macrófitas, a fim de verificar os efeitos dessas características sobre a biomassa fúngica e invertebrados; (2) analisar se o local de incubação das bolsas dos detritos influencia o recurso de hábitat e sobreposição espacial, interferindo na estrutura funcional da comunidade colonizadora. Para tanto foram realizados dois experimentos. Para o experimento 1 (setembro à dezembro de 2011), incubamos 24 bolsas de *Potamogeton pectinatus* e 24 de *Chara zeylanica* e retiradas em 1, 7, 20, 40, 60 e 80 dias. O material foi lavado, seco e triturado para análises químicas e determinação dos coeficientes de decomposição. A biomassa fúngica foi avaliada através do conteúdo de ergosterol. Para o experimento 2 (janeiro de 2012), foram incubadas 60 bolsas aleatoriamente divididas em 4 tratamentos, onde 15 bolsas contendo detritos de *P. pectinatus* foram incubadas em meio ao próprio estande (PP); 15 bolsas no estande de *C. zeylanica* (PC); 15 bolsas com detritos de *C. zeylanica* (CC) incubadas em meio ao seu estande e 15 no estande de *P. pectinatus* (CP), sendo retiradas em 5, 10 e 20 dias. Em ambos os estudos, os invertebrados foram classificados em grupos tróficos funcionais e determinadas a riqueza e abundância. As características químicas explicaram 59% da variação na abundância de invertebrados. A biomassa fúngica nos detritos não diferiu. A maior abundância e riqueza de invertebrados ocorreram nos detritos de *P. pectinatus* para o experimento 1 e nos detritos incubados em meio ao seu próprio estande (experimento 2). Houve diferença na perda de massa entre os tratamentos e entre detritos. A maior abundância na composição funcional foi de coletores - catadores e predadores, em ambos os estudos. Houve menor sobreposição espacial entre os grupos tróficos nos tratamentos em relação a PP. Nosso estudo demonstrou que os as características químicas e os coeficientes de decomposição interferem na colonização de invertebrados, relacionado ao tempo de incubação dos detritos. Além disso, o local de incubação afetou os coeficientes de decomposição e a estruturação da comunidade de invertebrados, relacionado à disponibilidade de hábitat oferecido pelos tratamentos.

Palavras-chave: sobreposição espacial, hábitat, *Potamogeton pectinatus*, *Chara zeylanica*, invertebrados colonizadores, biomassa fúngica, lagos rasos subtropicais.

ABSTRACT

In lakes the macrophytes are important sources of detrital organic matter, increase the complexity of providing various habitat niches to a variety of animal species. During the colonization process of decomposition of the waste undergoes an ecological succession among fungi, bacteria and invertebrates, and its key role in promoting the circulation of nutrients. Thus, this thesis aimed to: (1) analyze the decomposition rates and chemical composition of the detritus of two macrophytes in order to verify the effects of these characteristics on the fungal biomass and invertebrates, (2) examine if the site of the bags of incubation detritus influences the use and habitat overlap of space, affecting the functional structure of the settler community. Therefore, we performed two experiments. For experiment 1 (September to December, 2011), incubated 24 bags of *Potamogeton pectinatus* and 24 *Chara zeylanica* and withdrawn at 1, 7, 20, 40, 60 and 80 days. The material was washed, dried and ground for chemical analyzes and determination of the coefficients of decomposition. The fungal biomass was evaluated through the content of ergosterol. For experiment 2 (January, 2012), 60 bags were incubated randomly assigned to 4 treatments, where 15 bags of debris containing *P. pectinatus* were incubated in medium to own booth (PP); 15 scholarships in booth *C. zeylanica* (PC), 15 bags of detritus *C. zeylanica* (CC) incubated in the midst of its stand and 15 at the *P. pectinatus* (CP) and taken in 5, 10 and 20 days. In both studies, the invertebrates were classified into functional trophic groups and certain richness and abundance. The chemical characteristics explained 59% of variation in abundance of invertebrates. The fungal biomass in waste did not differ. The greatest abundance and diversity of invertebrates occurred in the debris of *P. pectinatus* for experiment 1 and incubated debris amidst its own booth (experiment 2). Was no difference in weight loss between treatments and among detritus. The highest abundance was in the functional composition of collectors - scavengers and predators, in both studies. There was a lower spatial overlap between trophic groups in treatments against PP. Our study demonstrated that the chemical characteristics and the coefficients of decomposition interfere with colonization of invertebrates, related to incubation time of detritus. Furthermore, the location of incubation affected the decomposition rates and invertebrate community structure, related to the availability of habitat offered by the treatments.

Keywords: spatial overlap, habitat, *Potamogeton pectinatus*, *Chara zeylanica*, invertebrate colonizers, fungal biomass, subtropical shallow lakes

SUMÁRIO

Resumo.....	v
Abstract.....	vi
Lista de Figuras.....	viii
Lista de Tabelas.....	ix
1.INTRODUÇÃO GERAL.....	10
Área de estudo.....	13
2. OBJETIVOS	
2.1. Objetivo Geral.....	16
2.2. Objetivos específicos.....	16
3. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	16
4. MANUSCRITOS	
Manuscrito 1: Decomposição de <i>Potamogeton pectinatus</i> e <i>Chara zeylanica</i> em um lago raso subtropical.....	21
Manuscrito 2: Estrutura de hábitat e sobreposição de nicho na composição funcional de invertebrados colonizadores dos detritos de macrófitas aquáticas submersas.....	45
5. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	61

LISTA DE FIGURAS

INTRODUÇÃO GERAL

- Figura 1: Localização da Planície Costeira do Rio Grande do Sul – Brasil (Fonte: Töloken *et al.*, 2011).....14
- Figura 2: *Campus* da Universidade Federal do Rio Grande - FURG (Fonte: Google Earth, 2013).....15
- Figura 3: Vista geral e parcial do Lago dos Biguás, localizado na parte central do *campus* da Universidade Federal do Rio Grande (Fonte: Carvalho, 2013).....15

MANUSCRITO 1

- Figura 1: Porcentagens de peso remanescente de *Chara zeylanica* e *Potamogeton pectinatus* em decomposição durante o período de estudo (setembro à dezembro de 2011) em um lago raso (Rio Grande – Brasil).....28
- Figura 2: Concentração de ergosterol nos detritos de *Chara zeylanica* e *Potamogeton pectinatus* em decomposição durante o período de estudo (setembro à dezembro de 2011) em um lago raso (Rio Grande – Brasil).....30
- Figura 3: Porcentagens de grupos tróficos funcionais nos detritos de *Potamogeton pectinatus* e *Chara zeylanica* durante o período de estudo (setembro à dezembro de 2011) em um lago raso (Rio Grande – Brasil).....34

MANUSCRITO 2

- Figura 1: Porcentagem de peso remanescente de *C. zeylanica* e *P. pectinatus* durante a decomposição nos tratamentos de incubação. CC: *C. zeylanica* em meio a *C. zeylanica*; CP: *C. zeylanica* em meio a *P. pectinatus*; PC: *P. pectinatus* em meio a *C. zeylanica*; PP: *P. pectinatus* em meio a *P. pectinatus*.....51

Figura 2: Porcentagens de grupos tróficos funcionais nos tratamentos: PP: *P. pectinatus* em meio a *P. pectinatus*; PC: *P. pectinatus* em meio a *C. zeylanica*; CC: *C. zeylanica* em meio a *C. zeylanica*; CP: *C. zeylanica* em meio a *P. pectinatus*; c.catador: coletor – catador.....52

LISTA DE TABELAS

MANUSCRITO 1

Tabela 1: Médias e desvios padrões das concentrações de compostos químicos nos detritos de *Potamogeton pectinatus* e *Chara zeylanica* durante o período de estudo (setembro à dezembro de 2011) em um lago raso (Rio Grande – Brasil). N: nitrogênio (mg.g^{-1}); POL: polifenóis ($\text{UDOG}^{-1}\text{PS}$); P: fósforo (mg.g^{-1}); MO: matéria orgânica (%); C: carbono (mg.g^{-1}); C:N: relação carbono, nitrogênio; C:P: relação carbono, fósforo; N:P relação nitrogênio, fósforo.....29

Tabela 2: Médias e desvios padrões das abundâncias de invertebrados associados aos detritos de *Potamogeton pectinatus* (P) e *Chara zeylanica* (C) e classificação em grupos tróficos funcionais durante o período de estudo (setembro à dezembro de 2011) em um lago raso (Rio Grande – Brasil). Pr: predador; F: filtrador; Rs: raspador; col. cat.: coletor catador; A: adulto; L: larva.....32

Tabela 3: Análise de espécies indicadoras para cada um dos períodos: inicial (1 e 7 dias); Intermediário (20 e 40 dias); Final (60 e 80 dias) e tipos de detritos em decomposição (*Potamogeton pectinatus* e *Chara zeylanica*) durante o período de estudo (setembro à dezembro de 2011) em um lago raso (Rio Grande – Brasil).....35

MANUSCRITO 2

Tabela 1: Resumo MANOVA para a composição funcional, entre tratamentos e tempo de incubação. GL: graus de liberdade. SQ: soma dos quadrados; MQ: média dos quadrados.....53

Tabela 2: Sobreposição espacial entre os grupos tróficos durante o período de estudo. CC: *C. zeylanica* em meio a *C. zeylanica*; CP: *C. zeylanica* em meio a *P. pectinatus*; PC: *P. pectinatus* em meio a *C. zeylanica*; PP: *P. pectinatus* em meio a *P. pectinatus*.....53

1. INTRODUÇÃO GERAL

As macrófitas aquáticas exercem papel de destaque em ecossistemas lênticos uma vez que essa comunidade eleva a complexidade dos habitats (Thomaz *et al.*, 2008). Devido a sua alta produtividade, após a senectude participam da transferência de carbono e de nutrientes para a comunidade heterotrófica (Best *et al.*, 2001; Cunha-Santino *et al.*, 2008). Assim, os processos de decomposição de macrófitas promovem o retorno dos nutrientes estocados na sua biomassa para a coluna d'água (Xie *et al.*, 2004), envolvendo bactérias, fungos e invertebrados, bem como processos físico-químicos resultando na mudança de estado do detrito (Graça *et al.*, 2005). Durante esse processo ocorre lixiviação de substâncias solúveis, condicionamento por ação microbiana e colonização por invertebrados bentônicos, concomitantemente (Gimenes *et al.*, 2010).

Em lagos rasos, diversas contribuições da produção primária, para os depósitos orgânicos, resultam em misturas complexas que se acumulam de forma heterogênea no sedimento (Rossi *et al.*, 2010), proporcionando um grande número de nichos ecológicos para as espécies de animais (Wetzel, 1993; Esteves, 2011). Essa condição possibilita o aumento da variabilidade ambiental, interferindo nos padrões de composição e estrutura trófica das comunidades (Wardle & Yeates, 1993; Bellisario *et al.*, 2012).

O habitat é uma das três principais categorias de dimensão de recurso para animais (Pianka, 1973) e o nicho representa a condição e qualidade do recurso dentro do qual um indivíduo ou espécie pode se reproduzir e sobreviver (Soberón, 2007; Ricklefs, 2010). Assim, uma das formas de entender a organização da comunidade é através da medida de sobreposição de nicho espacial (micro-habitat) usado entre diferentes espécies de uma guilda desta comunidade (Krebs, 1989; Dajoz, 2005). A sobreposição ocorre quando as espécies usam os mesmos recursos de habitat, por exemplo, simultaneamente (MacArthur & Levins, 1967).

O habitat tem importância relevante na distribuição espacial dos organismos (Barreto, 1999), onde a estabilidade no ambiente, por exemplo, é um dos elementos importantes para a distribuição de invertebrados, pois habitats menos estáveis oferecem menor proteção para as espécies contra seus predadores (Hannigan & Quinn, 2012). Além disso, a heterogeneidade do habitat contribui para um aumento na abundância de organismos (Hepp *et al.*, 2012).

Para organismos aquáticos, tais como invertebrados, as macrófitas submersas exercem forte influência no aumento da complexidade dos habitats (Hansen *et al.*, 2011). Além disso, fornecem um número maior de nichos devido ao aumento da disponibilidade de micro-habitat oferecidos (Thomaz *et al.*, 2008; Kovalenko *et al.*, 2012) e, após a senescência continuam a contribuir, através de seus detritos, para o aumento de locais propícios à colonização de invertebrados (Janke & Trivinho-Strixino, 2007).

Ao longo do processo de decomposição, a colonização dos detritos passa por uma sucessão ecológica entre fungos, bactérias, invertebrados (Begon *et al.*, 2007). Os fungos e bactérias utilizam a matéria orgânica em decomposição como fonte de carbono e energia e convertem pelo menos uma parcela em biomassa microbiana (Suberkroop, 1998). Dentre os fungos aquáticos, os Hyphomicetes são os que apresentam maior importância no processo de mineralização do material vegetal em decomposição (Gonçalves *et al.*, 2006), acelerando a degradação através da maceração dos detritos e aumentando a sua palatabilidade e valor nutricional (Hieber & Gessner, 2002).

Estudos com decomposição de espécies arbóreas vêm dando destaque para a importância dos fungos Hyphomicetes no processamento dos detritos em rios e riachos temperados (Gessner *et al.*, 1998; Hieber & Gessner, 2002; Kominoski *et al.*, 2011) e atualmente também em riachos tropicais (Gonçalves *et al.*, 2006; 2007). No entanto as informações sobre a quantificação da biomassa de fungos durante o processo de decomposição de macrófitas aquáticas em lagos são incipientes.

Durante a decomposição, os invertebrados detritívoros auxiliam na liberação de um terço a mais de nutrientes para o ambiente, entre eles, nitrogênio (Meyer III *et al.*, 2011). Os invertebrados de água doce estão intrinsecamente envolvidos em processos, como a quebra da matéria orgânica na ciclagem de nutrientes, participam da estrutura trófica e, por meio das redes alimentares, constituem alimento para peixes, anfíbios e aves (Albertoni & Palma-Silva, 2010). Com relação a alimentação, Cummins (1974) classificou em quatro categorias principais os invertebrados consumidores, sendo: (i) fragmentadores, os que consomem matéria orgânica particulada grossa (MOPG), convertendo-a em matéria orgânica particulada fina (MOPF); (ii) coletores, (iii) filtradores (ambos consomem a MOPF) e (iv) raspadores, que se alimentam da camada orgânica fixada aos substratos (Begon *et al.*, 2007). Além disso, os predadores obtêm seu alimento de outros animais que colonizam os detritos, controlando a densidade dos demais grupos tróficos (Graça, 2001).

No que se refere aos fragmentadores, esses são reportados por contribuir ativamente para a decomposição de macrófitas, uma vez que reduzem o tamanho dos detritos em partículas menores, permitindo maior área de superfície para lixiviação e ação microbiana (Casagrande *et al.*, 2006). No entanto alguns autores atribuem menor importância desse grupo em sistemas tropicais e subtropicais, já que estes organismos têm apresentado baixas abundâncias nas comunidades detritívoras (Callisto *et al.*, 2004; Gonçalves *et al.*, 2007).

A caracterização funcional de invertebrados exerce destaque em ecologia de água doce, principalmente por esses organismos participarem do processamento da matéria orgânica que é transferida para outros níveis do ecossistema (Callisto *et al.*, 2004; Cummins *et al.*, 2005). Os invertebrados exercem destaque em ambientes rasos, onde a estrutura trófica da comunidade é favorecida pelos densos estandes de macrófitas aquáticas que contribuem para o depósito de matéria orgânica (Silva *et al.*, 2010). Ainda, o uso de grupos tróficos funcionais para avaliar sobreposição de recursos vêm sendo utilizado para responder de forma satisfatória aos processos ecológicos existentes dentro de sistemas aquáticos (Galizi *et al.*, 2012).

A composição das diferentes espécies de invertebrados associados aos detritos pode estar relacionada a propriedades químicas ou a concentração de nutrientes da folha (Graça, 2001). Naturalmente os detritos têm baixas concentrações de nitrogênio (N) e fósforo (P) e, portanto, têm alta relação C:N e C:P. Durante a quebra, as concentrações e quantidades absolutas de ambos os nutrientes aumentam, devido ao acúmulo de N microbiano na biomassa (Suberkroop, 1998). Os efeitos dos nutrientes dependem da composição dos detritos (Peterson *et al.*, 1993) ou da contribuição relativa de N e P disponíveis no ambiente (Menéndez *et al.*, 2011).

Em nosso estudo, foram avaliadas as taxas de degradação foliar, composição química, biomassa fúngica associada aos detritos e invertebrados colonizadores de duas macrófitas submersas, predominantes em lagos rasos, *Potamogeton pectinatus* L e *Chara zeylanica* Klein & Willdenow. *Potamogeton pectinatus* é uma das espécies mais comuns de macrófitas submersas difundida no mundo, tem ocorrência cosmopolita e atua ativamente no ciclo de nutrientes, principalmente incorporando grandes quantidades de N e P do sedimento. (Asaeda *et al.*, 2000). Em ambientes lênticos do Rio Grande do Sul, *Chara zeylanica* Klein & Willdenow foi reportada recentemente (Bueno *et al.*, 2011). Espécies de *Chara* possuem alta afinidade por bicarbonato, e que muitas vezes é a principal fonte de carbono inorgânico para macrófitas (Kufel & Kufel,

2002). Durante o período de estudo, as duas plantas dominaram a flora de macrófitas submersas em um lago raso, e as avaliações realizadas objetivaram elucidar o papel do detrito de ambas como hábitat para microrganismos e invertebrados, bem como sua contribuição na liberação de nutrientes para o ecossistema.

Área de estudo

A Planície Costeira do Rio Grande do Sul (Figura 1) ocupa uma estreita faixa ambiental compreendida entre a barra do rio Mampituba e o arroio Chuí (Vieira & Rangel, 1988). Esta planície é diversificada quanto aos ambientes aquáticos que a compõem, sendo que a localização geográfica e o clima a que estão sujeitos influenciam a composição da flora e fauna desses ecossistemas (Schwarzbold & Schäfer, 1984).

A planície do sul do Brasil é dividida em duas grandes áreas, as restingas de Rio Grande e de São José do Norte, essa se estendendo até o litoral norte em Torres, separada pela zona estuarina da Laguna dos Patos (Vieira, 1984). A evolução da restinga de São José do Norte é típica de ambientes deltaicos colmatados (Vieira & Rangel, 1988). Assim os inúmeros ambientes lagunares, lacustres interiores e as áreas mais estreitas mostram o caráter evolutivo dessa formação (Vieira, 1984). No interior da restinga de Rio Grande encontram-se a lagoa Mangueira, importante corpo d'água epiplanicitário, lagoas menores e o banhado do Taim, formador de um dos mais notáveis ecossistemas do país (Vieira & Rangel, 1988).

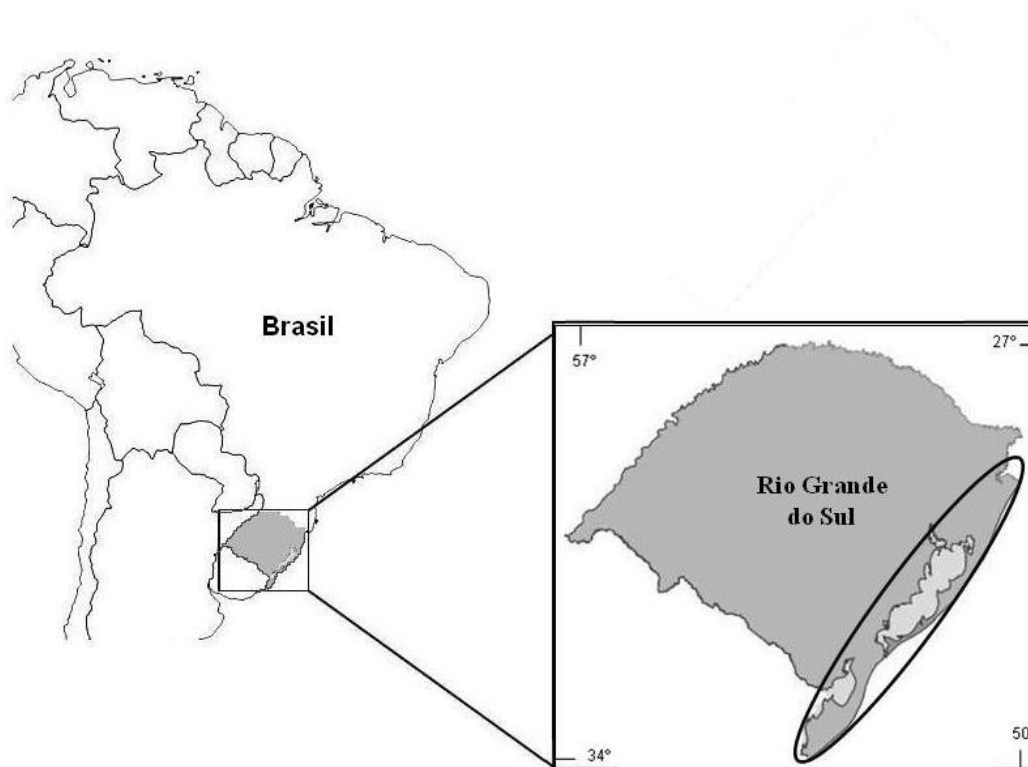


Figura 1 – Localização da Planície Costeira do Rio Grande do Sul – Brasil (Fonte: Tøloken *et al.*, 2011).

As condições climáticas afetam fortemente a região. Durante o inverno e a primavera há maior concentração de umidade no solo, enquanto no verão a dessecação predomina (Vieira & Rangel, 1988). Os ventos nordeste dominam durante a maior parte do ano, sendo que nos meses de outono e, principalmente, no inverno, ventos de sul, sobretudo sudoeste começam a ter importância significativa (Krusche *et al.*, 2002).

O município do Rio Grande ($32^{\circ} 01'40''$ S; $52^{\circ} 01' 40''$ O) está localizado no extremo sul do Brasil. Esta província geomorfológica é o resultado da deposição de sedimentos oriundos da erosão e transporte pelo escoamento fluvial instalado no relevo gaúcho até a bacia de Pelotas (Krusche *et al.*, 2002). O território rio - grandino é caracterizado por baixas cotas altimétricas, tendo geologicamente uma estrutura sedimentar marinha e continental, intercalando ambientes lagunares e deltaicos, de idade quaternária. Essa região encontra-se na condição do clima “Cfa” (subtropical úmido), segundo a classificação de Köppen, sendo as médias anuais de temperatura, umidade relativa do ar e precipitação pluviométrica, respectivamente, $18,8^{\circ}\text{C}$, 79% e 1315 mm (Vieira & Rangel 1988).

O *campus* da Universidade Federal do Rio Grande - FURG ($32^{\circ}04'43''$ S; $52^{\circ} 10' 03''$ W; Figura 2) localizado na cidade do Rio Grande, Estado do Rio Grande do Sul, tem uma área de aproximadamente 250 ha (Trindade *et al.*, 2009) e está localizado

perto da área protegida da Lagoa Verde (Votto *et al.*, 2006). Esta área foi cedida pela Prefeitura Municipal do Rio Grande à Universidade, na década de setenta, para a construção de suas instalações (Trindade *et al.*, 2009). Os experimentos foram conduzidos em um dos ambientes lênicos rasos presentes no campus, o lago dos Biguás ($32^{\circ} 4'24.45''S$; $52^{\circ} 9'54.76'' O$; Figura 3) que está localizado na parte central do *campus* Carreiros da FURG e possui uma área de 1,5 ha, profundidade máxima de 1,6 metros, variando de acordo com a pluviosidade.

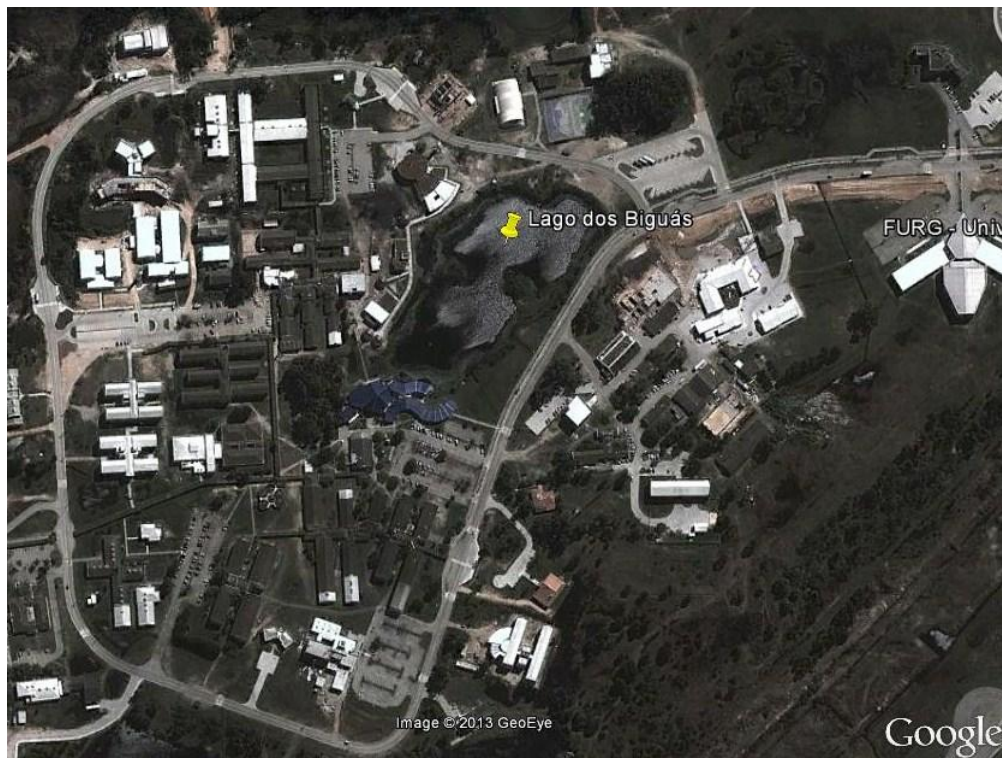


Figura 2 – *Campus* da Universidade Federal do Rio Grande - FURG (Fonte: Google Earth, 2013).



Figura 3 – Vista geral e parcial do Lago dos Biguás, localizado na parte central do *campus* da Universidade Federal do Rio Grande (Fonte: Carvalho, 2013).

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo geral

Determinar os coeficientes de decomposição de *Potamogeton pectinatus* e *Chara zeylanica*, analisando se a composição química e local de incubação das bolsas de seus detritos têm efeito na composição das comunidades de microrganismos e invertebrados colonizadores.

2.2. Objetivos específicos

- Analisar os coeficientes de decomposição e a composição química dos detritos de *Potamogeton pectinatus* e *Chara zeylanica* em um lago raso a fim de verificar os efeitos dessas características sobre a biomassa fúngica e composição da comunidade de invertebrados colonizadores de seus detritos.

- Verificar se o local de incubação das bolsas dos detritos dessas macrófitas submersas favorece o recurso de hábitat e sobreposição de nichos espaciais, interferindo na estrutura funcional da comunidade colonizadora.

3. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALBERTONI, E.F. & PALMA-SILVA, C. 2010. Caracterização e importância dos invertebrados de águas continentais com ênfase nos ambientes de Rio Grande. *Cadernos de Ecologia Aquática*, 5: 9-27.
- ASAEDA, T., TRUNG V. K. & MANATUNGE J. 2000. Modeling the effects of macrophyte growth and decomposition on the nutrient budget in Shallow Lakes. *Aquatic Botany*, 68: 217–237.
- BARRETO, C. C. 1999. Heterogeneidade espacial do hábitat e diversidade específica: implicações ecológicas e métodos de mensuração. *Oecologia Brasiliensis*, 121:153.
- BEGON, M., TOWNSEND, C.R. & HARPER, J. 2007. *Ecologia: de indivíduos a ecossistemas* 4º Ed.. Artmed. Porto Alegre. 752p.
- BELLISARIO, B., CERFOLLI, F. & NASCETTI, G. 2012. The interplay between network structure and functioning of detritus-based communities in patchy aquatic environment. *Aquatic Ecology*, 46:431–441
- BEST, E.P.H.; BUZZELLI, C.P.; BARTELL, S.M.; WETZEL, R. L. BOYD, W.A.; DOYLE, R.D. & CAMPBELL, K.Y.M.R. 2001. Modeling submersed

macrophyte growth in relation to underwater light climate: modeling approaches and application potential. *Hydrobiologia*, 444: 43-70.

- BUENO, N.C., PRADO, J.F., MEURER, T. & BICUDO, C.E.M. 2011. New Records of *Chara* (Chlorophyta, Characeae) for Subtropical Southern Brazil. *Systematic Botany*, 36(3): 523-541.
- CALLISTO, M., GOULART, M., MEDEIROS, A. O., MORENO, P. & ROSA, C.A. 2004. Diversity assessment of benthic macroinvertebrates, yeasts, and microbiological indicators along a longitudinal gradient in Serra do Cipó, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 64(4): 743-755.
- CASAGRANDA, C., DRIDI M. S. C. & BOUDOURESQUE C. F. 2006. Abundance, population structure and production of macro-invertebrate shredders in a Mediterranean brackish lagoon, Lake Ichkeul, Tunisia. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 66:437-446.
- CUMMINS, K.W. 1974. Structure and function of stream ecosystems. *Bioscience*, 24: 631-641.
- CUMMINS, K. W., MERRITT, R. W. & ANDRADE, P. C. N. 2005. The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in south Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 40: 69-89.
- CUNHA-SANTINO, M.B., SCIESSERE, L. & BIANCHINI JR. I. 2008. As atividades das enzimas na decomposição da matéria orgânica particulada em ambientes aquáticos continentais. *Oecologia Brasiliensis*, 12 (1): 30-41.
- DAJOZ, R. 2005. *Princípios de ecologia*. Artmed. 520p.
- ESTEVEZ, F. A. 2011. *Fundamentos de Limnologia*. 3ª ed. Rio de Janeiro: Interciência. 790 p.
- GALIZZI M. C., ZILLI, F. & MARCHESE, M. 2012. Diet and functional feeding groups of Chironomidae (Diptera) in the Middle Paraná River floodplain (Argentina). *Iheringia, Série Zoologia*, 102(2):117-121.
- GESSNER, M. O. 1998. Leaf breakdown in streams of na alpine glacial floodplain: dynamics is of fungi ad nutrients. *Journal of the North American Benthological Society*, 17 (4):403-419.
- GIMENES K. Z., CUNHA-SANTINO, M. B. & BIANCHINI JR, I. 2010. Decomposição de matéria orgânica alóctone e autóctone em ecossistemas aquáticos. *Oecologia Australis*, 14 (4): 1075-1112.

- GONÇALVES JR, J.F, FRANÇA J. S., MEDEIROS A. O, ROSA C. A & CALLISTO M. 2006. Leaf Breakdown in a Tropical Stream. *International Review of Hydrobiology*, 91:164-177.
- GONÇALVES JR., J. F., GRAÇA, M. A. S. & CALLISTO, M. 2007. Litter decomposition in a cerrado savannah stream is retarded by leaf toughness, low dissolved nutrients and a low density of shredders. *Freshwater Biology*, 52:1440-1451.
- GRAÇA, M. A. S. 2001. The role of invertebrates on leaf litter breakdown in a stream – a review. *International Review of Hydrobiology*, 86: 383-393.
- GRAÇA, M. A. S., BÄRLOCHER, F. & GESSNER, M. O. (Eds.). 2005. *Methods to study litter decomposition*. Netherland: Springer. 329 p.
- HANSEN J. P., WIKSTRÖM S. A., AXEMAR, H. & KAUTSKY, L. 2011. Distribution differences and active hábitat choices of invertebrates between macrophytes of different morphological complexity. *Aquatic Ecology*, 45:11-22.
- HANNIGAN, E. & QUINN, K. M. 2012. Composition and structure of macroinvertebrate communities in contrasting open-water habitats in Irish peatlands: implications for biodiversity conservation. *Hydrobiologia*.
- HEPP, L. U., LANDEIRO, V. L & MELO, A. S. 2012. Research Paper Experimental Assessment of the Effects of Environmental Factors and Longitudinal Position on Alpha and Beta Diversities of Aquatic Insects in a Neotropical Stream. *International Review of Hydrobiology*, 97(2): 157-167.
- HIEBER, M. A. & GESSNER, M. O. 2002. Contribution of stream detritivores, fungi, and bacteria to leaf breakdown based on biomass estimates *Ecology*, 83(4):1026-1038.
- JANKE, H. & TRIVINHO-STRIXINO, S. 2007. Colonization of leaf litter by aquatic macroinvertebrates: a study in a low order tropical stream. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 19(1): 109-115.
- KOMINOSKI, J. S., MARCZAK, L. B. & RICHARDSON J. S. 2011. Riparian forest composition affects stream litter decomposition despite similar microbial and invertebrate communities *Ecology*, 92(1): 151-159.
- KOVALENKO, K. E., THOMAZ, S. M & WARFE, D. M. 2012. Habitat complexity: approaches and future directions. *Hydrobiologia*, 685:1-17.
- KUFEL, L. & KUFEL, I., 2002. *Chara* beds acting as nutrient links in shallow lakes - a review. *Aquatic Botany*, 72: 249-260.
- KREBS, C. J. 1989. *Ecological Methodology*. Harper & Row, New York. 654 p.

- MACARTHUR, R. & LEVINS, R. 1967. The limiting similarity, convergence and divergence of coexisting species. *The American Naturalist*, 101:377-38.
- MENÉNDEZ, M., DESCALS, E., RIERA, T., & MOYA, O. 2011. Leaf litter breakdown in Mediterranean streams: effect of dissolved inorganic nutrients. *Hydrobiologia*, 1-13.
- MEYER III, W. M., OSTERTAG, R. & COWIE, R. H. 2011. Macro-invertebrates accelerate litter decomposition and nutrient release in a Hawaiian rainforest. *Soil Biology & Biochemistry*, 43:206-211.
- PETERSON, B. J., L. DEEGAN, J. HELDRICH, J. E. HOBBIE, M. HULLAR, B. MOLLER, T. E. FORD, A. HERSHEY, A. HILTNER, G. KIPPHUT, M. A. LOCK, D. M. FEIBIG, V. MCKINLEY, M. C. MILLER, J. R. VESTAL, R. VENUTLLO & G. VOLK. 1993. Biological response of a tundra river to fertilization. *Ecology* 74: 653–672.
- PIANKA, E. R. 1973. The structure of lizard communities. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 4:53-74.
- ROSSI, L., COSTANTINI, M. L., CARLINO, P., LASCIO, A. & ROSSI, D. 2010. Autochthonous and allochthonous plant contributions to coastal benthic detritus deposits: a dual-stable isotope study in a volcanic lake. *Aquatic Sciences*, 72: 227-236.
- RICKLEFS, R. E. 2010. *A economia da natureza*. 6^o ed. Guanabara Koogan. 579p.
- SILVA, J. S., TERRA SILVEIRA, W., ALBERTONI, E. F. & PALMA-SILVA, C. 2010. Diversity of Chironomidae (Diptera) during the decomposition of *Nymphoides indica* (L.) Kuntze in two subtropical lakes with different trophic levels (south Brazil). *Pananjas*, 5(4): 557-571.
- SOBERÓN, J. 2007. Grinnellian and Eltonian niches and geographic distributions of species. *Ecology letters*, 10:1-9.
- SCHWARZBOLD, A., SCHÄFER, A., 1984. Gênese e Morfologia das Lagoas Costeiras do Rio Grande do Sul - Brasil. *Amazoniana* 9 (1): 87-104
- SUBERKROPP, K. 1998. Microorganisms and organic matter decomposition. In: Naiman R. J. & Bilby R. E. (eds). *River ecology and management: lessons from the Pacific Coastal Ecoregion*. Springer-Verlag, Berlin. 120-143.
- THOMAZ, S. M., DIBBLE, E. D., EVANGELISTA, L. R., HIGUTI, J., BINI, L. M. 2008. Influence of aquatic macrophyte habitat complexity on invertebrate abundance and richness in tropical lagoons. *Freshwater Biology*, 53: 358-367.
- TRINDADE, C.R., FURLANETTO, L.M. & PALMA-SILVA, C. 2009. Nycthemeral cycles and seasonal variation of limnological factors of a subtropical shallow lake (Rio Grande, RS, Brazil) *Acta Limnol. Bras.* 21(1):35-44

- WETZEL, R.G. 1993. *Limnologia*. Lisboa: Fundação Calouste Guggenheim. 919 p.
- WARDLE, D.A., G.W. YEATES, G.W. 1993. The dual importance of competition and predation as regulatory forces in terrestrial ecosystems: evidence from decomposer food-webs *Oecologia*, 93: 303-306.
- VIEIRA, E.F. 1984. Rio Grande do Sul: Geografia Física e Vegetação. Editora Sagra. Porto Alegre, 183p
- VIEIRA, E.F. & RANGEL, S.S. 1988. Planície costeira do Rio Grande do Sul: geografia física, vegetação e dinâmica sócio-demográfica. Editora Sagra. Porto Alegre, 289p
- VOTTO, A.P., GOMES JR, A., BUGONI, L., PEREIRA JR, J., 2006. Sazonalidade da avifauna no *campus* Carreiros da Fundação Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande do Sul, Brasil. *Estudos de Biologia* 28 (62): 45-55
- XIE, Y.; YU, D. & REN, B. 2004. Effects of nitrogen and phosphorus availability on the decomposition of aquatic plants. *Aquatic Botany*, 80: 29-37.

4. MANUSCRITOS

Manuscrito 1

**“Decomposição de *Potamogeton pectinatus* e *Chara zeylanica*
em um lago raso subtropical”**

Decomposição de *Potamogeton pectinatus* e *Chara zeylanica* em um lago raso subtropical

Cristiane Carvalho¹, Luiz Ubiratan Hepp^{1,2}, Cleber Palma-Silva³

Edélty Faria Albertoni^{1,3}

¹Programa de Pós-Graduação em Biologia de Ambientes Aquáticos Continentais, Universidade Federal do Rio Grande – FURG, Av. Itália Km 8, s/nº, Campus Carreiros, CEP 962001-900, Rio Grande, RS, Brasil, e-mail: carvalho.cristiane1@hotmail.com

² Laboratório de Biomonitoramento, Departamento de Ciências Biológicas, Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões, Campus de Erechim, Av. Sete de Setembro, 1621, Erechim, RS, Brasil, CEP 99700-000, e-mail: luizuhepp@gmail.com

³Laboratório de Limnologia, Instituto de Ciências Biológicas – ICB, Universidade Federal do Rio Grande – FURG, Av. Itália Km 8, s/nº, Campus Carreiros, CEP 962001-900, Rio Grande, RS, Brasil, e-mail: efalbertoni@gmail.com

Resumo: Analisamos os coeficientes de decomposição e a composição química dos detritos de duas macrófitas submersas em um lago raso a fim de verificar a relação dessas características sobre a biomassa fúngica e comunidade de invertebrados. Foram incubadas 24 bolsas com *P. pectinatus* e 24 de *C. zeylanica* e retirados após 1, 7, 20, 40, 60 e 80 dias. O material foi lavado, seco e triturado para análise química. Os invertebrados foram classificados em grupos tróficos e determinado a riqueza e abundância. A biomassa fúngica foi avaliada através do conteúdo de ergosterol. Em 60 dias de incubação o coeficiente de decomposição de *C. zeylanica* foi $k d^{-1} = 0,071$ e *P. pectinatus* em 80 dias foi $k d^{-1} = 0,019$. As duas macrófitas foram diferentes quanto a concentração química. As características químicas explicaram 59% da variação na abundância de invertebrados. A biomassa fúngica das plantas não diferiu. A maior abundância e riqueza de invertebrados ocorreram nos detritos de *P. pectinatus*. Os coletores foram mais abundantes. Dez táxons indicaram o tempo de decomposição e cinco táxons os detritos de *P. pectinatus*. Assim, características químicas interferem nos coeficientes de decomposição e na colonização de invertebrados, relacionado ao tempo de incubação dos detritos.

Palavras chaves: macrófitas, invertebrados, biomassa fúngica.

Abstract: We analyze the decomposition rates and chemical composition of the detritus of two macrophytes submersed in a shallow lake to verify the effects of these characteristics on the fungal biomass and invertebrate communities. Were incubated 24 bags with *P. pectinatus* and 24 of the *C. zeylanica* and removed after 1, 7, 20, 40, 60 and 80 days. The material was washed, dried and ground for chemical analysis. Invertebrates were classified into trophic groups and given the richness and abundance. The fungal biomass was evaluated through the content of ergosterol. At 60 days of incubation the decay coefficient *C. zeylanica* was $k = 0.071 d^{-1}$ and *P. pectinatus* in 80 days was $k = 0.019 d^{-1}$. The two macrophytes were different as the chemical concentration. The chemical characteristics explained 59% of variation in abundance of invertebrates. The fungal biomass plants did not differ. The greatest abundance and

diversity of invertebrates occurred in the detritus of *P. pectinatus*. Collectors gatherers were more abundant. Ten taxa indicated the decomposition time and five taxa the detritus *P. pectinatus*. Thus, the chemical characteristics interfere in the decay coefficients and in colonization of invertebrates, related to the incubation time of the detritus.

Keyword: macrophytes, invertebrate, fungal biomass.

Introdução:

A maioria dos ambientes aquáticos lacustres da região tropical são rasos e colonizados por diferentes espécies de macrófitas aquáticas (Esteves, 2011). Em lagos, a comunidade de macrófitas é a principal produtora de matéria orgânica autóctone, sendo importante no ciclo de nutrientes e no fluxo de energia em ambientes de águas rasas (Albertoni *et al.*, 2007; Trindade *et al.*, 2009). Nesses ecossistemas lênticos, a alta produtividade das macrófitas faz com que após a senectude, essas participem da transferência de carbono e nutrientes para a comunidade heterotrófica, sendo utilizadas nas cadeias alimentares e participando dos ciclos biogeoquímicos (Cunha-Santino *et al.*, 2008; Staehr *et al.*, 2011).

Após as macrófitas entrarem na cadeia de detritos, iniciam-se os processos de decomposição, culminando com a ruptura de moléculas complexas, resultando em dióxido de carbono, água e nutrientes inorgânicos (Graça *et al.*, 2005; Begon *et al.*, 2007). A decomposição da matéria orgânica resulta na mudança de estado do detrito, sob a influência de vários fatores bióticos e abióticos (Begon *et al.*, 2007). Os coeficientes de degradação dos detritos aquáticos são característicos de cada espécie, dependendo do tamanho, estrutura morfológica e composição química, além de fatores extrínsecos tais como atividade microbológica (Cunha-Santino & Bianchini Jr., 2006). Durante o processo de decomposição ocorre, concomitantemente, lixiviação de substâncias solúveis, condicionamento por ação microbiana e colonização por invertebrados bentônicos (Gimenes *et al.*, 2010).

A colonização da matéria orgânica pela comunidade microbiana, especialmente os fungos, tem alta relevância em termos de biomassa e atividades que esses microrganismos exercem (Gimenes *et al.*, 2010). Dentre os fungos aquáticos, os Hyphomycetes são os que apresentam maior importância no processo de mineralização do material vegetal em decomposição (Gonçalves *et al.*, 2006). Os fungos aceleram a degradação através do condicionamento dos detritos na produção secundária e

umentam sua palatabilidade e valor nutricional para os invertebrados (Hieber & Gessner, 2002).

Estudos com decomposição de espécies arbóreas vêm dando destaque para a importância dos fungos Hyphomycetes no processamento dos detritos em rios e riachos temperados (Gessner *et al.*, 1998; Hieber & Gessner, 2002; Kominoski *et al.*, 2012) e atualmente também em riachos tropicais (Gonçalves *et al.*, 2006; 2007). No entanto as informações sobre a quantificação da biomassa de fungos durante o processo de decomposição de macrófitas aquáticas em lagos são incipientes.

Os invertebrados bentônicos constituem ferramentas ideais para fornecerem respostas sobre mudanças nos processos ecossistêmicos devido à alta diversidade e abundância em ambientes aquáticos (Callisto *et al.*, 2004). O papel desses organismos é fundamental em lagos, pois através de suas atividades, possibilitam que os nutrientes sejam reaproveitados pelos produtores (Meyer III *et al.*, 2011). Assim, a composição das diferentes espécies de invertebrados associados aos detritos esta relacionada à propriedades químicas e nutrientes da folha (Graça, 2001). Geralmente, os detritos, com o passar do tempo, diminuem a relação C:N e C:P, já que durante a quebra, as concentrações e quantidades absolutas de nitrogênio e fósforo aumentam, devido ao acúmulo de N microbiano na biomassa, sendo que o efeito dos nutrientes irá depender da contribuição de N e P disponível no ambiente (Suberkroop, 1998; Menéndez *et al.*, 2011).

Em ecossistemas aquáticos rasos as macrófitas submersas são abundantes quando o ambiente proporciona condições favoráveis para que se estabeleçam (Scheffer & Jeppesen, 2007). Dentre a vegetação submersa destacam-se os gêneros *Potamogeton* e *Chara*, característicos de ambientes aquáticos rasos e importantes na manutenção do estado de águas claras (Backer *et al.*, 2010). *Potamogeton pectinatus* L. é uma planta vascular, sendo uma das espécies mais comuns de macrófitas submersas difundida no mundo, tem ocorrência cosmopolita e vem sendo intensamente estudada nos últimos anos (Asaeda *et al.*, 2000). Além disso, *P. pectinatus* atua ativamente no ciclo de nutrientes, principalmente removendo grandes quantidades de fósforo e nitrogênio da coluna d'água. Em ambientes lênticos do Rio Grande do Sul, *Chara zeylanica* Klein & Willdenow foi reportada recentemente (Bueno *et al.*, 2011). Espécies de *Chara* possuem alta afinidade por bicarbonato, e que muitas vezes é a principal fonte de carbono inorgânico para macrófitas (Kufel & Kufel, 2002). Ambas as espécies são características de ambientes de águas claras (Kufel & Kufel, 2002). Por vários anos o

lago considerado no presente estudo sofreu processos de eutrofização com altas concentrações de nutrientes na coluna d'água (Palma-Silva *et al.*, 2008; Trindade *et al.*, 2009). No entanto, nos últimos anos, houve uma diminuição da comunidade fitoplanctônica, permitindo o crescimento de extensa comunidade de macrófitas submersas, entre elas, *Potamogeton pectinatus* e *Chara zeylanica*.

Assim hipotetizamos que os detritos de *P. pectinatus* e *C. zeylanica* são colonizados de maneira diferente por invertebrados e fungos aquáticos e que os coeficientes de decomposição são afetados pelos compostos químicos das duas plantas. Em nosso estudo analisamos a composição química dos detritos de *P. pectinatus* e *C. zeylanica* em um lago raso a fim de verificar suas relações sobre a biomassa fúngica, composição da comunidade de invertebrados colonizadores e os coeficientes de decomposição.

Materiais e Métodos

Área de estudo:

O estudo foi realizado em um lago raso localizado na Planície Costeira do Rio Grande do Sul (Coordenadas centrais: 32° 01' 40" S ; 52° 01' 40" O). O lago possui uma área de 1,5 ha, profundidade máxima de 1,6 metros, variando de acordo com a pluviosidade. Foi formado artificialmente pela remoção de areia, cerca de 40 anos atrás (Albertoni *et al.*, 2007; Trindade *et al.*, 2009). Durante o período de estudo o lago esteve em um estado de águas claras com crescimento de macrófitas submersas enraizadas, *Potamogeton pectinatus* e *Chara zeylanica*, em dois estandes cobrindo todo o sedimento.

O experimento foi conduzido entre os meses de setembro e dezembro de 2011. Durante o período de estudo a temperatura do ar foi em média 24 ± 4 °C e da água de $21,8 \pm 2,3$ °C. As concentrações de oxigênio dissolvido na coluna d'água foram de $8,9 \pm 2,6$ mg.L⁻¹, A condutividade elétrica e o pH foram respectivamente $181,7 \pm 8,3$ µS.cm⁻¹ e $7,3 \pm 1,1$. A concentração de clorofila *a* foi de $11,5 \pm 6,7$ µg.L⁻¹ e o material em suspensão na coluna d'água de $3,5 \pm 2,6$ mg.L⁻¹ e as concentrações de nitrogênio total e fósforo total foram de $0,8 \pm 0,1$ mg.L⁻¹ e $0,1 \pm 0,1$ mg.L⁻¹ respectivamente.

Procedimentos em campo e preparação das bolsas

As macrófitas *Chara zeylanica* e *Potamogeton pectinatus*, foram coletadas e secas ao ar livre. O material foi pesado ($6,0 \pm 0,1$ g de peso seco) e colocado em bolsas

de incubação de 20x30 cm com duas aberturas de malha, de 0,1 cm² em uma das faces e 1 cm² na outra (adaptado de Bedford, 2004). Foram incubadas 24 bolsas contendo *P. pectinatus* e 24 de *C. zeylanica*. As bolsas foram aleatoriamente divididas em conjuntos de 8 bolsas, sendo 4 bolsas de detritos de *C. zeylanica* e 4 bolsas de detritos de *P. pectinatus*. Após 1, 7, 20, 40, 60 e 80 dias de incubação as bolsas foram retiradas para lavagem do material. Na retirada, as bolsas foram apoiadas em rede de malha de 250 µm, acondicionadas em sacos plásticos e armazenadas em isopor com gelo até o momento da lavagem.

Procedimentos em laboratório

No laboratório o material foi lavado em água corrente sob peneira de malha de 250 µm. O material vegetal foi seco em estufa (35°C/72h) para determinação dos coeficientes de degradação foliar (k) baseado no modelo de decaimento exponencial segundo Bärlocher (2005) ($W_t = W_0 \cdot e^{-kt}$, onde W_t é o peso remanescente no tempo t (em dias), W_0 é o peso inicial, e é coeficiente exponencial, e k é o coeficiente de decomposição). Após o material seco foi triturado para avaliação das concentrações químicas dos detritos.

Foram analisadas as concentrações de nitrogênio total segundo o método de Kjeldhal (Allen *et al.*, 1974) e Fósforo total segundo Fassbender (1973) e Baumgarten & Rocha (1996). O conteúdo de polifenóis nos detritos foi realizado segundo método proposto por Bärlocher & Graça (2005) e a porcentagem de matéria orgânica ao longo do processo de decomposição por calcinação e gravimetria. A partir dos resultados do conteúdo de matéria orgânica, foi estimada a concentração de carbono, considerando 47% do teor de M.O (Westlake, 1963) e as relações carbono: nitrogênio (C:N) e carbono: fósforo (C:P).

Colonização de invertebrados e biomassa fúngica

Os invertebrados retidos na malha após a lavagem foram acondicionados em frascos de vidro com álcool 80%, e identificados até o menor nível taxonômico possível. Foi determinada a riqueza (número de táxons) e a abundância de invertebrados (número de organismos por táxon). Os organismos foram classificados em grupos tróficos funcionais (GTF's) conforme Fernández & Domínguez (2001), Cummins *et al.*,

(2005), Wantzen & Wagner (2006) e Merritt *et al.*, (2008). A biomassa fúngica foi avaliada através do conteúdo de ergosterol presente no tecido vegetal ao longo do processo de decomposição a partir do método proposto por Bärlocher & Graça (2005).

Análises dos dados

Para testar diferenças nos coeficientes de perda de massa dos detritos, abundância e riqueza de invertebrados e biomassa fúngica em relação ao tempo de degradação e espécies de plantas foi realizada uma ANOVA duas vias seguido por Tukey (HSD), considerando para todos $p < 0,05$. Para testar diferenças entre a composição funcional e taxonômica dos invertebrados associados e compostos químicos dos detritos foi aplicada uma MANOVA-fatorial com base em distância de Bray-Curtis. Foram considerados como fatores o tempo de degradação e a espécie de planta. Foi realizada uma análise de espécies indicadoras, para avaliar a existência de táxons indicadores para cada um dos detritos e em relação aos períodos de incubação (inicial: 1 e 7 dias; intermediários: 20 e 40 dias; finais 60 e 80 dias) . Para verificar relações entre a abundância de invertebrados e os compostos químicos, suas médias foram testadas através de uma análise de redundância (RDA). Foram retirados da análise dos táxons que obtiveram menos de 10 organismos amostrados durante todo o período de estudo. Os dados dos organismos foram $\log(x+1)$ transformados e os dados da composição química foram transformados através de raiz quadrada. Todas as análises foram conduzidas utilizando o pacote “vegan” (Oksanen *et al.*, 2012) no software R (R Development Core Team, 2012).

Resultados:

Coefficientes de decomposição

Em 60 dias de incubação o peso remanescente de *Chara zeylanica* foi de 6,01% ($k d^{-1} = 0,071 \pm 0,001$; $R^2 = 0,77$) e em 80 dias, *Potamogeton pectinatus* apresentou 20,52% do seu peso original ($k d^{-1}=0,019$; $R^2= 0,89$) (Figura 1). Em 80 dias de incubação não havia mais detritos de *C. zeylanica*, tendo sua decomposição em torno de 4 vezes mais rápida que *P. pectinatus*. Houve diferença nos coeficientes de decomposição entre as plantas do estudo ($F_{(1,38)} = 22,53$; $p = 0,002$) que foi condicionada pelo tempo de incubação dos detritos.

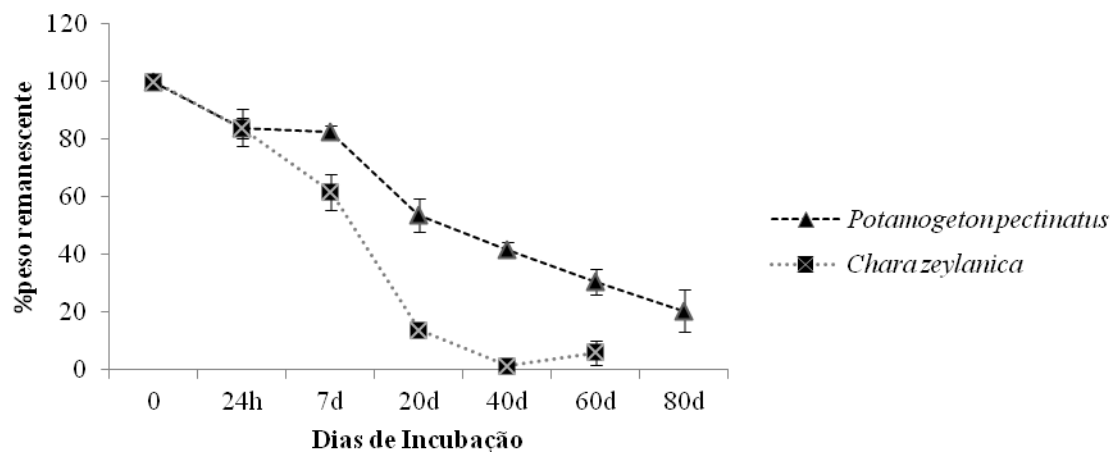


Figura 1 – Porcentagens de peso remanescente de *Potamogeton pectinatus* e *Chara zeylanica* em decomposição durante o período de estudo (setembro à dezembro de 2011) em um lago raso (Rio Grande – Brasil).

Caracterização química do detrito e efeitos na composição de invertebrados

Os detritos de *Potamogeton pectinatus* e *Chara zeylanica* foram diferentes quanto a concentração de compostos químicos ($F_{(1;34)} = 21,01$; $p = 0,001$) e em relação ao tempo de incubação ($F_{(5;34)} = 3,13$; $p = 0,008$). *Potamogeton pectinatus* apresentou maiores concentrações de nutrientes (N e P), MO, polifenóis e Carbono do que *C. zeylanica*. Houve variação da relação C:N e C:P em função do tempo de decomposição nos detritos das duas macrófitas (Tabela 1).

Tabela 1 – Médias e desvios padrões das concentrações de compostos químicos nos detritos de *Potamogeton pectinatus* e *Chara zeylanica* durante o período de estudo (setembro à dezembro de 2011) em um lago raso (Rio Grande – Brasil). N: nitrogênio (mg.g^{-1}); POL: polifenóis (UDOGPS^{-1}); P: fósforo (mg.g^{-1}); MO: matéria orgânica (%); C: carbono (mg.g^{-1}); C:N: relação carbono, nitrogênio; C:P: relação carbono, fósforo; N:P relação nitrogênio, fósforo.

<i>Potamogeton pectinatus</i>								
	N	POL.	P	MO	C	C:N	C:P	N:P
1	15,1 ± 3	1,3 ± 0,1	0,3 ± 0,3	93,4 ± 3,4	439,0 ± 15,0	29,9 ± 7,4	3097,0 ± 1122,0	109,0 ± 89,0
7	10,9 ± 1,6	0,9 ± 0,3	0,4 ± 0,1	93,0 ± 1,6	438,0 ± 7,5	40,7 ± 6,4	1022,0 ± 303,0	26,0 ± 8,6
20	20,5 ± 3,6	1,2 ± 0,7	0,4 ± 0,1	95,0 ± 3,0	446,0 ± 14	21,4 ± 3,3	1296,0 ± 323,0	60,8 ± 16,0
40	21 ± 5,6	1,6 ± 0,2	0,4 ± 0,2	79,0 ± 9,0	371,0 ± 44,0	20,0 ± 4,2	1359,0 ± 987,0	78,5 ± 74,0
60	24 ± 1,2	1,8 ± 0,5	0,4 ± 0,2	80,2 ± 4,7	377,0 ± 22,0	15,8 ± 0,7	1093,0 ± 527,0	68,2 ± 32,0
80	17,3 ± 6	0,7 ± 0,1	0,6 ± 0,1	72,1 ± 18,0	338,0 ± 85,0	21,2 ± 1,9	558,0 ± 211,0	27,0 ± 11,7
<i>Chara zeylanica</i>								
1	6,9 ± 0,9	0,1 ± 0,1	0,2 ± 0,1	42,0 ± 4,6	197,0 ± 21,0	28,8 ± 5,0	1178,0 ± 300,0	41,2 ± 8,3
7	7,2 ± 2,2	0,4 ± 0,3	0,1 ± 0,1	51,5 ± 4,7	242,0 ± 22,0	36,0 ± 11,0	3178,0 ± 544,0	915,4 ± 800,0
20	7,0 ± 4,0	0,2 ± 0,1	0,2 ± 0,1	53,2 ± 13,0	250,0 ± 62,0	49,0 ± 37,0	1659,0 ± 193,0	73,1 ± 51,0
40	22 ± 1,9	0,9 ± 1,2	0,6 ± 0,1	92,8 ± 9,0	436,0 ± 40,0	20 ± 3,7	707,0 ± 107,0	35,3 ± 1,2
60	9,9 ± 0,1	0,5 ± 2,0	0,8 ± 2	68 ± 2,0	319,0 ± 18,0	32,0 ± 2,0	394,0 ± 241,0	12,2 ± 2

Segundo a análise de redundância as características químicas dos detritos explicaram 59% da variação dos dados da abundância de invertebrados sendo que o eixo 1 dividiu os períodos intermediários dos iniciais e finais de decomposição dos detritos. As relações N:P, C:P e C:N apresentaram efeito negativo sobre a abundância de invertebrados no primeiro dia de decomposição nos detritos de *C. zeylanica* e *P. pectinatus* e positivo nos dias finais. As concentrações de fósforo, nitrogênio, polifenóis e matéria orgânica apresentaram efeito positivo na abundância dos táxons nos dias intermediários e finais.

Biomassa fúngica

Através da concentração de ergosterol, observou-se que a maior biomassa fúngica ocorreu nos detritos de *Potamogeton pectinatus* em 60 dias de incubação ($7,2 \pm 1,2 \mu\text{g.g}^{-1}$) havendo uma queda em 80 dias ($6,9 \pm 1,5 \mu\text{g.g}^{-1}$; figura 2). Nos detritos de *C. zeylanica*, em 40 dias de incubação houve a maior concentração de ergosterol ($6,9 \pm 1,1 \mu\text{g/g}$), com queda no último dia de incubação (60 dias; figura 2). No entanto, as concentrações de ergosterol entre as duas plantas e entre o tempo de incubação dos detritos não apresentaram diferenças significativas ($p > 0,05$).

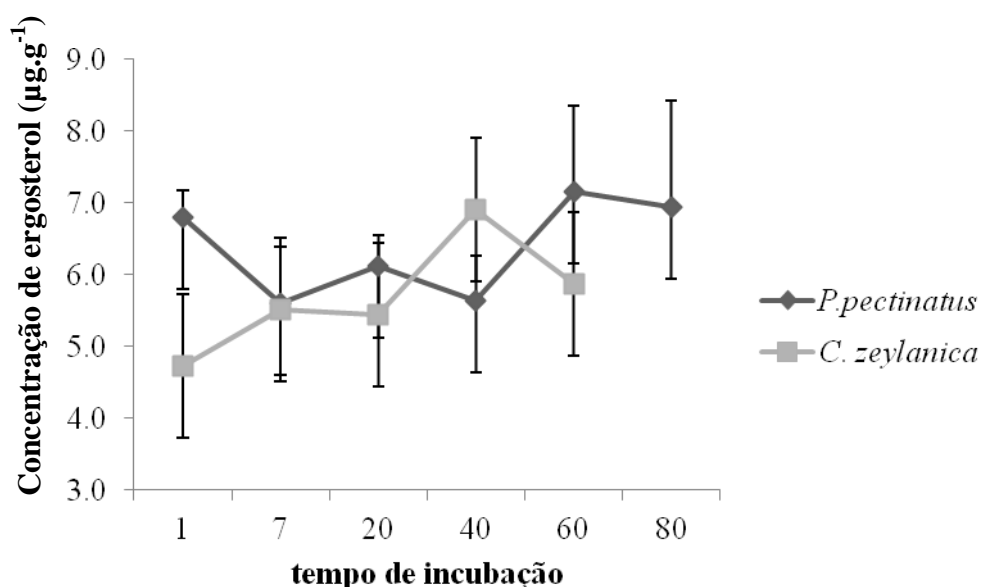


Figura 2 – Concentração de ergosterol nos detritos de *Potamogeton pectinatus* e *Chara zeylanica* em decomposição durante o período de estudo (setembro à dezembro de 2011) em um lago raso (Rio Grande – Brasil).

Invertebrados colonizadores

Um total de 7502 indivíduos distribuídos em 27 táxons foram amostrados ao longo do estudo, sendo 5919 (78,7%) indivíduos nos detritos de *Potamogeton pectinatus* e 1583 (21,3%) indivíduos nos detritos de *Chara zeylanica* (Tabela 2). A composição taxonômica diferiu entre os dois tipos de detritos ($F_{(1;41)} = 11,48$; $p = 0,003$) e também ao longo do tempo de incubação ($F_{(5;41)} = 4,9$; $p = 0,001$).

A maior abundância de invertebrados nos detritos de *Potamogeton pectinatus* ocorreu nos dias finais de decomposição, sendo que a abundância nesse período representou em média 69% do total de indivíduos amostrados. Nos detritos de *Chara*

zeylanica a maior abundância ocorreu no período intermediário de decomposição (116 ± 63 ind./total) com pouca variação até o final do tempo de incubação (60 dias). Houve diferenças entre as espécies de plantas ($F_{(1;31)} = 27,3$; $p = 0,001$) e entre o tempo de degradação ($F_{(5;31)} = 11,5$; $p = 0,002$).

A riqueza de táxons foi diferente entre as plantas ($F_{(1;31)} = 6,4$; $p = 0,010$) e tempo de incubação ($F_{(5;31)} = 8,15$ $p = 0,005$). Essa diferença foi condicionada pelas menores riquezas no primeiro dia em *P. pectinatus* e em 40 dias em *C. zeylanica*.

Os organismos foram classificados em quatro grupos tróficos funcionais: predador, coletor catador, filtrador e raspador. A maior abundância para a composição funcional foi de coletores - catadores (72,6%). Nos detritos de *Potamogeton pectinatus* a maior abundância de coletores foi no período final de incubação (87%) e nos detritos de *C. zeylanica* foi em 40 e 60 dias de decomposição (93% e 92% respectivamente). Os predadores foram dominantes em 20 dias de decomposição em ambos os detritos (*C. zeylanica*: 71,5% e *P. pectinatus*: 74%). Houve diferença significativa entre os grupos tróficos em relação aos diferentes detritos ($F_{(1;31)} = 3,68$; $p = 0,01$;) e tempo de degradação ($F_{(5;31)} = 14,3$; $p = 0,001$; Figura 3).

Tabela 2 – Médias e desvios padrões das abundâncias de invertebrados associados aos detritos de *Potamogeton pectinatus* (P) e *Chara zeylanica* (C) e classificação em grupos tróficos funcionais durante o período de estudo (setembro à dezembro de 2011) em um lago raso (Rio Grande – Brasil). Pr: predador; F: filtrador; Rs: raspador; col. cat.: coletor catador; A: adulto; L: larva.

Táxons	GTFs	1 dia		7 dias		20 dias		40 dias		60 dias		80 dias
		C	P	C	P	C	P	C	P	C	P	P
Rotifera	Pr	0	0	0,2±0,5	2,7±2,9	0	0	0	0	0	0,7±1,5	0
Nematoda	Pr	0	0	0,7±0,9	0,7±1,5	0,7±0,9	0,2±0,4	0,2±0,4	0	1	30,2±25	0
Nematomorpha												
Nemertea	Pr	0	0	1,2±0,9	2,5±3,1	1,2±1,5	1±1,7	1±1,7	3±3,6	0	2±1,4	4±3
Gastropoda												
Planorbidade	Rs	0	0	0	0	0,2±0,5	0	0	0	0	0	0
Ancylidade	Rs	0	0	0,7±0,5	1,7±2,8	1,2±1,5	0,2±0,4	0	0,3±0,5	0	1±1,4	0
Annelida												
Hirudinea	Pr	3±1	0	14±18	7,5±9,7	80,2±54,3	98±102	0	7±9	0	10,75±8,9	6±1,7
Oligochaeta	col.cat	3±1	1,4±0,9	12±8	36,5±22,6	22,5±8,5	20,8±16,6	80,6±49,4	122±46	78±29	433±157	519±332
Arachnidae												
Hidracarina	Pr	8,3±9,7	9,8±6,3	5±0,8	5,25±3,3	0,5±0,4	1,2±0,4	0,6±1,3	0	1	2±0,8	0,6±0,5
Copepoda												
Calanoida	F	0,6±0,5	0,8±0,8	1,75±1,5	5±3,8	0	0	0,4±0,8	1,3±2,3	0,5±0,7	0,7±0,9	0
Cyclopoida	Pr	0	1±2,2	4,7±7	8,5±11,8	2,7±2	2,4±3,2	0	0	1±1,4	0	9,6±3
Branchiopoda												
Cladocera	F	5,3±3	0,6±0,9	11,2±10	33,7±33	0	0	0	0,6±1,5	3,5±0,7	40±43	10±4,6
Malacostraca												
Amphipoda	col.cat	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ostracoda	F	0	0	2,5±3,7	3±3,4	0,7±0,9	3,4±3,8	3,4±0,5	8,3±6,8	0	2±2,2	1±1

Continuação Tabela 2

Táxons	GTFs	1dia		7 dias		20 dias		40 dias		60 dias		80 dias
		C	P	C	P	C	P	C	P	C	P	P
Coleoptera												
	A= Rs; L=											
Elmidae	Col.cat	0,6±0,5	0	0	0,5±1	0	0	0	0	0	0	0
Staphylinidade	Pr	0,2±0,4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hemiptera (heteroptera)												
Mesovellidae	Pr	0,2±0,4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
hemiptera (homoptera)												
Cicadellidae	Pr	0,2±0,4	0	0	0	0,2±0,5	0	0,8±0,8	0,6±1,1	0	0	0
tipo 1	Pr	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,3±0,5
Diptera												
Chironomidade	col.cat	4±2,5	4,6±4	25,5±16,7	62,5±40,1	5,5±2,8	7±5	9±6,7	27±9,8	16,5±14,8	32±3,5	18±6
Muscidae	Pr	0	1,3±1,5	0	0,2±0,5	0	0	0	0,6±1,1	0	0,2±0,5	0
Ephydriidae	col.cat	0,2±0,4	0	0	0	0	0	0	0,3±0,5	0	0	0
Ephemeroptera												
Caenidae	col.cat	0	0	0,5±1	0,2±0,5	0	0	0	0,6±1,1	0	0	0,3±0,5
Baetidae	col.cat	0	0	0	0	0	0	0	0	0,5±0,7	0	0
Odonata												
Coenagrionidae	Pr	0	0	0,2±0,5	0,2±0,5	0	0	0	0	0,5±0,7	0	13,6±4,6
Aeshnidae	Pr	0	0	0	0	0	0	0	0	0,5±0,7	0	0
Trichoptera												
Hydroptilidae	PR	0	0,3±0,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0,3±0,5
Briozoa	col.cat	2±3	0	0,5±0,4	0	0	0	0,2±0,4	0	0,5±0,7	1,5±1,9	3,6±4,7

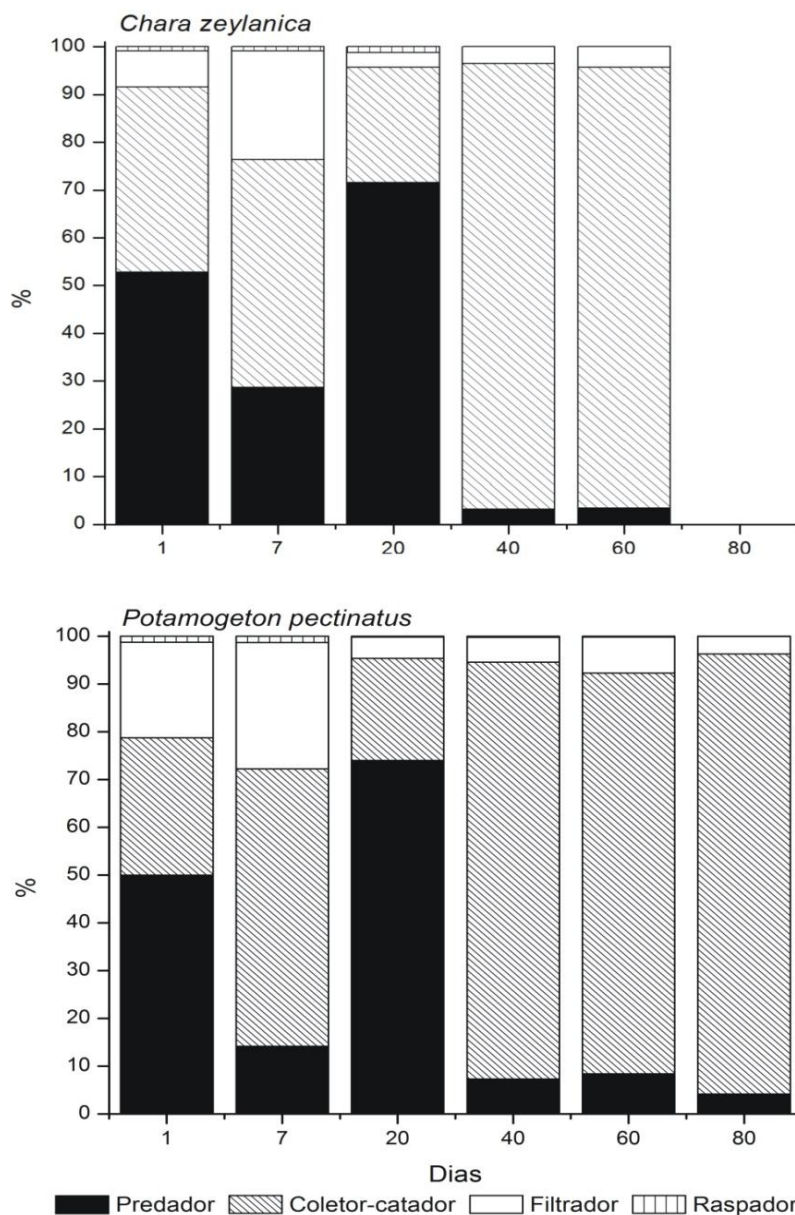


Figura 3 – Porcentagens de grupos tróficos funcionais nos detritos de *Potamogeton pectinatus* e *Chara zeylanica* durante o período de estudo (setembro à dezembro de 2011) em um lago raso (Rio Grande – Brasil).

De acordo com a análise de espécies indicadoras Hydracarina, Calanoida, Elmidae foram indicativos do período inicial de decomposição (1 e 7 dias), Ostracoda e Cicadélida indicaram preferência pelo período intermediário (20 e 40 dias) e Nematoda, Oligochaeta, Cladocera, Coenagrionidae e Briozoa foram indicativos dos período final de incubação (60 e 80 dias) dos detritos de *C. zeylanica* e *P. pectinatus*. (tabela 3). Em relação a plantas, cinco táxons mostraram indicação para os detritos de *P. pectinatus* e nenhum foi indicativo dos detritos de *C. zeylanica* (tabela 3).

Tabela 3 - Análise de espécies indicadoras para cada um dos períodos: inicial (1 e 7 dias); Intermediário (20 e 40 dias); Final (60 e 80 dias) e tipos de detritos em decomposição (*Potamogeton pectinatus* e *Chara zeylanica*) durante o período de estudo (setembro à dezembro de 2011) em um lago raso (Rio Grande – Brasil).

Período de Incubação			
Táxons	P	Valor de indicação	Período
Hidracarina	0,01	0,73	inicial
Calanoida	0,01	0,50	inicial
Elmidae	0,03	0,25	inicial
Ostracoda	0,03	0,44	intermediário
Ciccadelidae	0,01	0,25	intermediário
Nematoda	0,01	0,52	Final
Oligochaeta	0,01	0,84	Final
Cladocera	0,01	0,63	Final
Coenagrionidae	0,01	0,43	Final
Briozoa	0,01	0,39	Final
Tipos de detritos em decomposição			
			Detrito
Nemertea	0,04	0,46	<i>P.pectinatus</i>
Oligochaeta	0,01	0,83	<i>P.pectinatus</i>
Cladocera	0,02	0,54	<i>P.pectinatus</i>
Chironomidae	0,03	0,66	<i>P.pectinatus</i>
Muscidae	0,05	0,22	<i>P.pectinatus</i>

Discussão:

Coefficientes de decomposição

Os detritos de *Potamogeton pectinatus* e *Chara zeylanica* apresentaram coeficientes de decomposição considerados rápidos ($k \text{ d}^{-1} \geq 0,010$) segundo a categorização de Petersen & Cummins (1974). Em nosso estudo os coeficientes de decomposição foram influenciados pelo tempo de incubação dos detritos. Isso é reflexo do aumento da abundância de invertebrados nos detritos de *P. pectinatus* e *C. zeylanica* e das diferenças nos compostos químicos ao longo do processo de decomposição.

Estudos realizados por Byren & Davies (1986) com decomposição de *P. pectinatus* em uma região estuarina mostrou que existe uma variação nas taxas de decaimento relacionado à presença de invertebrados ($k = 0,01 \text{ d}^{-1}$) onde em detritos com ausência desses organismos a decomposição foi em torno de três vezes mais lenta. Nos detritos de *C. zeylanica*, um estudo realizado com outras espécies de carófitas em um

lago também mostrou que esse fator interfere nos coeficientes de decaimento ($k = 0,016 \text{ d}^{-1}$ com presença de invertebrados e $k = 0,009 \text{ d}^{-1}$ com ausência de invertebrados) (Rodrigo *et al.*, 2007).

Além da presença de invertebrados, a maior quantidade de compostos químicos, especialmente nitrogênio, e refratários (celulose e lignina) são reportados por acelerar os coeficientes de decaimento de plantas em ecossistemas aquáticos (Gessner, 2000; Longhi *et al.*, 2008; Esteves, 2011). No entanto em nosso estudo *C. zeylanica* teve decomposição quatro vezes mais rápida que *P. pectinatus*, que apresentou as maiores concentrações de todos os compostos analisados.

Caracterização química do detrito e efeitos na composição de invertebrados

Os detritos foram diferentes quanto à composição química relacionado ao tempo de decomposição. Estudos com decomposição de macrófitas em lagos mostram que as concentrações de fósforo e nitrogênio apresentam aumento em relação ao tempo de degradação (Byren & Davies, 1986; Menéndez *et al.*, 2004; Santos *et al.*, 2009; Silva *et al.*, 2010). No entanto *Potamogeton pectinatus*, mostrou maiores concentrações desses nutrientes do que *Chara zeylanica*, mesmo ambas apresentando um aumento nos nutrientes com o tempo de decomposição. Tais diferenças nas concentrações de nutrientes são principalmente ocasionadas devido à atividade microbiana e processos de lixiviação (Byren & Davies, 1986).

Houve uma diminuição na relação N:P, C:N e C:P com o tempo de degradação em ambas as macrófitas. Esse aumento na qualidade nutricional foi comprovado através da análise de RDA, onde essas relações mostraram efeito negativo na abundância de invertebrados nos primeiros dias de decomposição. Estudos com macrófitas vivas mostraram que C:N e C:P para algumas espécies de macrófitas submersas foi menor do que as encontradas em nosso estudo (Palma-Silva *et al.*, 2004). Durante o processo de decomposição a lixiviação de nutrientes iniciais e a posterior imobilização desses por bactérias e fungos enriquecem a qualidade nutricional dos detritos, tornando-os mais atraentes a ação dos invertebrados (Menéndez *et al.*, 2004; Longhi *et al.*, 2008).

Nossos resultados não apresentaram relação entre a concentração de polifenóis e abundância de invertebrados, uma vez que as maiores concentrações ocorreram nos dias de maior abundância de organismos. Os polifenóis constituem um fator de inibição para colonização de invertebrados pela ação repelente desse composto (Dorenbosch &

Bakker, 2011), onde sua diminuição permite uma maior colonização (Stripari & Henry, 2002). No entanto, as concentrações de polifenóis encontradas nos detritos de *P. pectinatus* e *C. zeylanica* foram baixas quando comparado com outras macrófitas em estudo de Stripari & Henry (2002). Logo nos detritos de *P. pectinatus* e *C. zeylanica*, esse composto não influenciou a abundância de invertebrados.

Biomassa fúngica

Durante o período experimental, as biomassas fúngicas foram estatisticamente similares entre as duas espécies de macrófitas. No entanto, *Potamogeton pectinatus* apresentou as maiores concentrações deste composto que *C. zeylanica*. A maior colonização de fungos nos detritos de *P. pectinatus* reflete a maior concentração de nutrientes em seus detritos. Essa tendência foi observada em outros estudos com decomposição de vegetação ripária onde detritos com maior concentração de nutrientes apresentam maior colonização por microrganismos (Kominoski *et al.*, 2011).

A colonização por fungos aquáticos foi menor do que o encontrado por Gonçalves *et al.*, (2006; 2007) e Ferreira *et al.*, (2012), em detritos de espécies arbóreas. Para detritos de origem alóctone, maiores colonizações por fungos são reportadas por aumentar a taxa de decaimento dos detritos (Jabiol & Chauvet, 2012). Em nosso estudo *Chara zeylanica* teve menor concentração de ergosterol e maiores perdas de massa. Estudos com macrófitas submersas em lagos demonstraram que taxa de decomposição tem um aumento principalmente relacionado à colonização bacteriana (Shilla *et al.*, 2006). Ainda segundo Ágoston-Szabó *et al.*, (2006) no período inicial as bactérias são predominantes sobre a biomassa fúngica. Assim, sugerimos que em lagos a colonização bacteriana tenha maior influência sobre a decomposição dos detritos de macrófitas aquáticas do que a biomassa fúngica.

Invertebrados colonizadores

A composição taxonômica apresentou diferenças entre as duas espécies e entre o tempo de decomposição. Essa diferença é devido à composição química distinta das duas macrófitas e pelo incremento nutricional que ocorreu ao longo do processo de decomposição. A maior riqueza foi observada em 7 dias tanto nos detritos de *P. pectinatus* quanto de *C. zeylanica*. Resultados semelhantes foram reportados por

Töloken *et al.* (2011) em experimentos de decomposição em um lago com características semelhantes e próximo de nosso estudo, onde altas riquezas nos primeiros dias de degradação refletem a utilização do detrito como hábitat.

Potamogeton pectinatus apresentou a maior abundância de invertebrados dentre os detritos avaliados, principalmente no período final de decomposição. Isso ocorreu por que os detritos dessa macrófita constituíram um recurso de melhor qualidade, em função da taxa de decaimento mais lenta e maiores concentrações de nutrientes e matéria orgânica. Os resultados encontrados em *P. pectinatus* corroboram com os encontrados por Byren & Davies (1986) com fauna associada à decomposição desta macrófita, onde a maior abundância ocorreu nos dias finais de decomposição. Ainda, uma melhor qualidade nutricional contribui para um aumento no número de invertebrados colonizadores (Gonçalves *et al.*, 2004).

Chara zeylanica apresentou o menor número de organismos durante todo o estudo. Diferenças no número de indivíduos entre macrófitas distintas são relacionadas a diferentes coeficientes de decomposição das plantas, o que permite uma maior probabilidade de colonização por um número maior de invertebrados (Gonçalves *et al.*, 2004). Os resultados de abundância de organismos encontram respaldo também nas concentrações de nutrientes do detrito de *C. zeylanica*, tendo em vista que esta espécie apresentou sempre menores concentrações daquelas de *P. pectinatus*, indicando que seus detritos são de menor qualidade nutricional.

A maior abundância para a composição funcional em ambos os detritos foi de coletores – catadores, principalmente no período final de decomposição, com dominância de predadores no 20º dia de decomposição nos detritos das duas macrófitas. A fonte alimentar dos coletores é MOPF, a qual é intensamente liberada durante o final do processo de decomposição (Pope *et al.*, 1999; Zilli *et al.*, 2008; Silva *et al.*, 2010). A dominância de predadores em 20 dias de decomposição corrobora com estudos realizados por Stripari e Henry (2002), onde um alto número de predadores foi registrado no período inicial de incubação dos detritos.

Dentre os táxons indicadores do período inicial de decomposição, Hydracarina apresentou maior valor de indicação. Durante o período inicial de decomposição houve a maior abundância desses organismos e pouca ocorrência de insetos predadores tais como larvas de Odonata. Embora os ácaros aquáticos sejam predadores, esses organismos constituem a principal fonte alimentar de insetos aquáticos, especialmente larvas de Odonata (Smith, 2001). Segundo Thorp & Covich (1991) a estrutura e o

tamanho da população de insetos aquáticos tem efeito significativo sobre população de Hydracarina. Assim, esses invertebrados foram favorecidos no período inicial pela baixa abundância de seus predadores.

Durante o período intermediário de incubação, o táxon com maior valor de indicação foram os invertebrados da ordem Ostracoda. Durante esse período houve a maior abundância desses organismos em ambas as macrófitas e a menor abundância de predadores. De acordo com outros estudos com fauna associada a detritos, Ostracoda também foi indicativo do período intermediário de degradação (Gonçalves *et al.*, 2004; Telöken *et al.*, 2011). Em ambientes aquáticos subtropicais a abundância de Ostracoda é influenciada pela estrutura das macrófitas, especialmente as submersas, e pelo menor número de predadores (Albertoni & Würdig, 1996; Telöken *et al.*, 2011). Essa dependência ocorre por que a maioria dos Ostracoda aquático é generalista, alimentando-se de algas e de MOPF, liberada durante a decomposição das macrófitas (Bunbury & Gajewski, 2005; Allen & Dodson, 2011; Karanovic, 2012).

Oligochaeta mostrou maior valor de indicação no período final da degradação e nos detritos de *Potamogeton pectinatus*. Outros estudos já demonstraram a indicação desse táxon para os dias mais avançados de decomposição (Gonçalves *et al.*, 2004). Os Oligochaeta estão ligados predominantemente à cadeia de detritos (Würdig *et al.*, 2007). Ainda os hábitos alimentares desses invertebrados contribuem para suas altas abundâncias (Albertoni *et al.*, 2007).

Em relação a indicação do táxon Cladocera para os detritos de *Potamogeton pectinatus*, nossos resultados corroboram com os encontrados por Ali *et al.*, (2007). Tal estudo demonstrou que o mesmo táxon esteve relacionado com *P. pectinatus* dentre a fauna associada a diversas macrófitas. Além disso, por serem filtradores, encontraram nos detritos dessa macrófita uma ampla gama de recursos alimentares. Os filtradores estão relacionados com a velocidade de decomposição dos detritos, pois durante esse processo existe grande quantidade de alimento disponível (Stripari & Henry, 2002).

Conclusões

Em nosso estudo mostramos que as características químicas dos detritos interferem nos coeficientes de decomposição e na colonização de invertebrados, especialmente relacionado ao tempo de incubação dos detritos. O aumento na concentração de nitrogênio e fósforo influenciou a maior biomassa fúngica nos detritos de *P. pectinatus*, porém não geraram diferenças significativas entre as duas espécies.

Chara zeylanica decompôs em torno de 4 vezes mais rápido que *P. pectinatus*, que apresentou maior número de invertebrados, colonização por fungos e maiores concentrações químicas. Assim sugerimos que outros fatores não mensurados, como compostos estruturais (lignina e celulose), atividade microbiana nos detritos e o local de incubação das bolsas interferem na degradação foliar e colonização por invertebrados nessas macrófitas. Ainda, já que biomassa fúngica não diferiu entre as duas espécies e o teor de ergosterol foi considerado baixo, em comparação com outros estudos, podemos creditar aos invertebrados colonizadores dos detritos, o principal responsável na contribuição da decomposição de macrófitas.

Bibliografia

- ÁGOSTON-SZABO, E., DINKA, M., NÉMEDI, L. & HORVÁTH, G. 2006. Decomposition of *Phragmites australis* rhizome in a shallow lake. *Aquatic Botany*, 85: 309-316.
- ALBERTONI, E. F. & WÜRDIG, N.L., 1996. Comunidade de Ostracodes Associada a Macrófitas Aquáticas na Lagoa do Gentil, Tramandaí, RS. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 8: 103-114.
- ALBERTONI, E. F., PRELLVITZ, L. J. & PALMA-SILVA, C. 2007. Macroinvertebrate fauna associated with *Pistia stratiotes* and *Nymphoides indica* in subtropical lakes (south Brazil). *Brazilian Journal of Biology*, 67(3): 499-507.
- ALI, M.A. MAGEED, A.A. & HEIKALC, M. 2007. Importance of aquatic macrophyte for invertebrate diversity in large subtropical reservoir. *Limnologica*, 37:155-169
- ALLEN, S. E., GRIMSHAW, H. M., PARKINSON, J. A. & QUARMBY, G. 1974. *Chemical analysis of ecological materials*. Oxford: Blackwell, 565 p.
- ALLEN, P. E. & DODSON, S. I. 2011. Land use and ostracod community structure. *Hydrobiologia*, 668:203-219.
- BÄRLOCHER, F. 2005. Leaching. In: GRAÇA, M. A. S., BÄRLOCHER, F. & GESSNER, M. O. (Eds.). *Methods to study litter decomposition*. Netherland: Springer, 329 p
- BÄRLOCHER, F. & GRAÇA, M.A.S. 2005. Total Phenolics. In: GRAÇA, M. A. S., BÄRLOCHER, F. & GESSNER, M. O. (Eds.). *Methods to study litter decomposition*. Netherland: Springer, 329 p.

- BARRETO, C. C. 1999. Heterogeneidade espacial do hábitat e diversidade específica: implicações ecológicas e métodos de mensuração. *Oecologia Brasiliensis*, 121:153.
- BAUMGARTEN, M. G. Z. & ROCHA, J. M. B. 1996. *Manual de Análises em Oceanografia Química*. Editora da FURG, Rio Grande. 132 p.
- BEDFORD, A.P. 2004. A modified litter bag design for use in lentic habitat. *Hydrobiologia*, 529: 187-193.
- BEGON, M., TOWNSEND, C. R. & HARPER, J. 2007. *Ecologia: de indivíduos a ecossistemas*. 4° Ed.. Artmed. Porto Alegre. 752p.
- BUNBURY, J. & GAJEWSKI, K. 2005. Quantitative analysis of freshwater ostracode assemblages in southwestern Yukon Territory, Canada. *Hydrobiologia*, 545:117-128.
- BYREN, B. A. & DAVIES, B. R. 1986. The influence of invertebrates on the breakdown of *Potamogeton pectinatus* L. in a coastal marina (Zandvlei, South Africa). *Hydrobiologia*, 137: 141-151.
- CALLISTO, M., GOULART, M., MEDEIROS, A. O., MORENO, P. & ROSA, C. A. 2004. Diversity assessment of benthic macroinvertebrates, yeasts and microbiological indicators along a longitudinal gradient in Serra do Cipó, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 64:743-755.
- CUMMINS, K. W., MERRITT, R. W. & ANDRADE, P. C. N. 2005. The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in south Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 40: 69–89.
- CUNHA-SANTINO, M. B. & BIANCHINI JR., I. 2006. Modelos matemáticos aplicados aos estudos de decomposição de macrófitas aquáticas. *Oecologia Brasiliensis*, 10: 154-164.
- CUNHA-SANTINO, M. B., SCIESSERE, L. & BIANCHINI JR. I. 2008. As atividades das enzimas na decomposição da matéria orgânica particulada em ambientes aquáticos continentais. *Oecologia Brasiliensis*, 12(1):30-41.
- DORENBOSCH, M. & BAKKER, E. 2011. Herbivory in omnivorous fishes: effect of plant secondary metabolites and prey stoichiometry *Freshwater Biology*, 56: 1783-1797
- ESTEVEZ, F. A. 2011. *Fundamentos de Limnologia*. 3ª ed. Rio de Janeiro: Interciência. 790 p.
- FERREIRA, V, ENCALADA, A.C. & GRAÇA, M. 2012. Effects of litter diversity on decomposition and biological colonization of submerged litter in temperate and tropical streams. *Freshwater Science*, 2012, 31(3):945-962.

- FASSBENDER, H. W. 1973. Simultane P-Bestimmung in N-Kjeldahl-aufschlubb von Bodenproben. *Die Phosphorsäure*, 30, 44-53.
- FERNÁNDEZ, H. R. & DOMÍNGUEZ, E. (Ed.). 2001. *Guía para la determinación de los artrópodos bentónicos sudamericanos*. Tucumán: Editorial Universitaria de Tucumán, 282 p.
- GESSNER, M. O. 1998. Leaf breakdown in streams of na alpine glacial floodplain: dynamics is of fungi ad nutrients. *Journal of the North American Benthological Society*, 17 (4):403:419.
- GIMENES K. Z., CUNHA-SANTINO, M. B. & BIANCHINI JR, I. 2010. Decomposição de matéria orgânica alóctone e autóctone em ecossistemas aquáticos. *Oecologia Australis*, 14(4): 1075-1112.
- GONÇALVES JR., J. F., GRAÇA, M. A. S. & CALLISTO, M. 2007. Litter decomposition in a cerrado savannah stream is retarded by leaf toughness, low dissolved nutrients and a low density of shredders. *Freshwater Biology*, 52: 1440-1451.
- GONÇALVES JR, J. F, FRANÇA J. S., MEDEIROS A. O, ROSA C. A & CALLISTO M. 2006. Leaf Breakdown in a Tropical Stream. *International Review of Hydrobiology*, 91:164-177.
- GONÇALVES JR, J. F., SANTOS, A. M. & ESTEVES, F. A. 2004. The influence of the chemical composition of *Typha domingensis* and *Nymphaea ampla* detritus on invertebrate colonization during decomposition in a Brazilian coastal lagoon. *Hydrobiologia*, 527: 125-137.
- GRAÇA, M. A. S. 2001. The role of invertebrates on leaf litter breakdown in a stream – a review. *International Review of Hydrobiology*, 86: 383-393.
- GRAÇA, M. A. S., BÄRLOCHER, F. & GESSNER, M. O. (Eds.). 2005. *Methods to study litter decomposition*. Netherland: Springer, 329 p.
- HIEBER, M. A. & GESSNER, M. O. 2002. Contribution of stream detrivores, fungi, and bacteria to leaf breakdown based on biomass estimates *Ecology*, 83(4):1026-1038.
- JABIOL, J & CHAUVET, E. 2012. Fungi are involved in the effects of litter mixtures on consumption by shredders. *Freshwater Biology*.
- KARANOVIC, I. 2012. *Recent Freshwater Ostracods of the World*. Springer, 608 p.
- KOMINOSKI, J. S., MARCZAK, L. B. & RICHARDSON J. S. 2011. Riparian forest composition affects stream litter decomposition despite similar microbial and invertebrate communities *Ecology*, 92(1):151-159.

- LONGHI, D., BARTOLI, M., & VIAROLI, P. 2008. Decomposition of four macrophytes in wetland sediments: organic matter and nutrient decay and associated benthic processes. *Aquatic Botany*, 3(89): 303-310.
- MENÉNDEZ, M., DESCALS, E., RIERA, T., & MOYA, O. 2011. Leaf litter breakdown in Mediterranean streams: effect of dissolved inorganic nutrients. *Hydrobiologia*, 1-13.
- MENÉNDEZ, M., HERNÁNDEZ, O., SANMARTÍ, N & COMÍN, F. A. 2004. Variability of Organic Matter Processing in a Mediterranean Coastal Lagoon. . *International Review of Hydrobiology*, 89(5-6): 476:483.
- MERRITT, R.W., CUMMINS, K.W. & BERG, M. B. 2008. *An Introduction to the Aquatic Insects of North America*. Kendall/Hunt Publishing Co, Dubuque. 1158p.
- MEYER III, W. M., OSTERTAG, R. & COWIE, R. H. 2011. Macro-invertebrates accelerate litter decomposition and nutrient release in a Hawaiian rainforest. *Soil Biology & Biochemistry*, 43:206-211.
- OKSANEN, J., F. G. BLANCHET, R. KINDT, P. LEGENDRE, R. G. O'HARA, G. L. SIMPSON, P. SOLYMOS, M. H. H. STEVENS & H. WAGNER, 2012. Vegan: Community Ecology Package. R package version 1.17-0. <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- PALMA-SILVA, C., ALBERTONI, E. F. & ESTEVES, F. A.2004. Charophytes as a nutrient and energy reservoir in a tropical coastal lagoon impacted by humans (RJ- Brazil) *Brazilian Journal of Biology*, 64(3A): 479-487
- PETERSEN, R. C. & CUMMINS, K. W. 1974. Leaf processing in a woodland stream. *Freshwater Biology*, 4:343-368.
- POPE, R. J, GORDON, A.M & KAUSHIK, N.K.1999. Leaf litter colonization by invertebrates in the littoral zone of a small oligotrophic lake. *Hydrobiologia*, 392: 99-112.
- RODRIGO, M. A., ROJO, C., ÁLVAREZ-COBELAS, M. & CIRUJANO, S. 2007. *Chara hispida* beds as a sink of nitrogen: Evidence from growth, nitrogen uptake and decomposition. *Aquatic Botany*, 87: 7-14.
- SANTOS, M. G., CUNHA-SANTINO, M. B.& BIANCHINI JR. I. 2009 Aerobic decomposition of *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) Verdc. regulated by chemical composition of detritus and temperature. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 3(21): 269-276.
- SILVA, J. S., SILVEIRA, W. T., ALBERTONI, E. F. & PALMA-SILVA, C. 2010. Diversity of Chironomidae (Diptera) during the decomposition of *Nymphoides indica* (L.) Kuntze in two subtropical lakes with different trophic levels (south Brazil). *Pananjas*, 5(4): 557-571.

- SHILLA, D., ASAEDA, T., FUJINO, T. & SANDERSON. 2006. B. Decomposition of dominant submerged macrophytes: implications for nutrient release in Myall Lake, NSW, Australia. *Wetland Ecology and Management*, 5(14): 427- 433.
- SMITH, D. G. 2001. *Pennak's Freshwater Invertebrates of the United States: Porifera to Crustacea*. 4° Ed. Wiley. 664p.
- STAEHR P., TESTE, J.M., KEMP, W.M., COLE, J.J., SAND-JENSEN, K. & SMITH S.V. 2011. The metabolism of aquatic ecosystems: history, applications, and future challenges. *Aquatic Sciences*.
- STRIPARI, N. de L. & HENRY, R. 2002. The invertebrate colonization during decomposition of *Eichhornia azurea* kunth in a lateral lake in the mouth zone of Paranapanema river into Jurumirim reservoir (São Paulo, Brazil). *Brazilian Journal of Biology*, 62(2): 293-310.
- SUBERKROPP, K. 1998. Microorganisms and organic matter decomposition. In: Naiman R.J. & Bilby R.E. (eds). *River ecology and management: lessons from the Pacific Coastal Ecoregion*. Springer-Verlag, Berlin, 120-143.
- TELÖKEN F., ALBERTONI, E. F. & PALMA-SILVA, C. 2011. Leaf degradation of *Salix humboldtiana* Willd. (Salicaceae) and invertebrate colonization in a subtropical lake (Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia*, 23(1): 30-41.
- THORP, JH. & COVICH, AP. 1991. *Ecology and classification of North American freshwater invertebrates*. New York: Academic Press, Inc. 911 p.
- TRINDADE, C. R., FURLANETTO, L. M. & PALMA-SILVA, C. 2009. Nycthemeral cycles and seasonal variation of limnological factors of a subtropical shallow lake (Rio Grande, RS, Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia*, 21(1):35-44.
- WALLACE, J. B. & WEBSTER, J. R. 1996. The role of macroinvertebrates in stream ecosystem function. *Annual Review of Entomology*, 41:115-139.
- WANTZEN, K. M. & WAGNER, R. 2006. Detritus processing by invertebrate shredders: a neotropical-temperate comparison. *Journal of the North American Benthological Society*, 25: 216-232.
- WÜRDIG, N. L., CENZANO, C. S. S. & MOTTA MARQUES, D.M. 2007. Macroinvertebrate communities structure in different environments of the Taim Hydrological System in the state of Rio Grande do Sul, Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 19(4):427-438.
- ZILLI, F.L, MONTALTO, L. & MARCHESE. M.R. 2008. Benthic invertebrate assemblages and functional feeding groups in the Paraná River floodplain (Argentina). *Limnologia*, 38:159-171.

Manuscrito 2:

“Estrutura de hábitat e sobreposição de nicho na composição funcional de invertebrados colonizadores dos detritos de macrófitas aquáticas submersas”

Estrutura de hábitat e sobreposição de nicho na composição funcional de invertebrados colonizadores dos detritos de macrófitas aquáticas submersas

Cristiane Carvalho¹, Luiz Ubiratan Hepp^{1,2}, Cleber Palma-Silva¹, Edélti Faria Albertoni^{1,3}

¹Programa de Pós-Graduação em Biologia de Ambientes Aquáticos Continentais, Universidade Federal do Rio Grande – FURG, Av. Itália Km 8, s/nº, Campus Carreiros, CEP 962001-900, Rio Grande, RS, Brasil, e-mail: carvalho.cristiane1@hotmail.com

² Laboratório de Biomonitoramento, Departamento de Ciências Biológicas, Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões, Campus de Erechim, Av. Sete de Setembro, 1621, Erechim, RS, Brasil, CEP 99700-000, e-mail: luizuhepp@gmail.com

³Laboratório de Limnologia, Instituto de Ciências Biológicas – ICB, Universidade Federal do Rio Grande – FURG, Av. Itália Km 8, s/nº, Campus Carreiros, CEP 962001-900, Rio Grande, RS, Brasil, e-mail: efalbertoni@gmail.com

Resumo: O objetivo do estudo foi verificar se o local de incubação das bolsas dos detritos de duas macrófitas submersas favorece o recurso de hábitat e sobreposição de espacial, interferindo na estrutura funcional da comunidade colonizadora em um lago raso. Foram incubadas 60 bolsas aleatoriamente divididas em 4 tratamentos (PP, PC, CC, CP) e retiradas em 5, 10 e 20 dias. Os detritos foram lavados, secos e determinado o coeficiente de degradação. Os invertebrados foram classificados em grupos tróficos funcionais e estimados a riqueza e abundância de táxons. Houve diferença na perda de massa entre os tratamentos, condicionado ao detrito. *Chara zeylanica* apresentou perda de massa 4 vezes mais rápida que *P. pectinatus*. A maior abundância ocorreu no tratamento PP e maior riqueza nos tratamentos CC e PP. A maior abundância na composição funcional foi de coletores - catadores e predadores. O tratamento PC apresentou maior número de coletores e PP maior abundância dos demais grupos funcionais. Houve menor sobreposição de espacial entre os grupos tróficos nos tratamentos em relação a PP. Nosso estudo demonstrou influência do local de incubação e do coeficiente de decomposição na estruturação da comunidade de invertebrados, relacionado à disponibilidade de hábitat oferecido pelos tratamentos.

Palavras chaves: sobreposição espacial, Grupos tróficos funcionais, estrutura de micro-hábitat.

Abstract: The aims of the study was to determine if the site of incubation of litter bags from two macrophytes submersed favors the habitat resource and spatial overlap, interfering in the functional structure of the invertebrate's community in a shallow lake. Were incubated 60 bags randomly assigned to 4 treatments (PP, PC, CC, CP) and removed at 5, 10 and 20 days. The litter was washed, dried and determined the coefficient of degradation. Invertebrates were classified into functional trophic groups and estimated the richness and abundance of taxa. Was no difference in weight loss between treatments, conditional on detritus. *Chara zeylanica* showed weight loss four times faster than *P. pectinatus*. The highest abundance occurred in treatment PP and

richness in treatments CC and PP. The highest abundance was in the functional group of collectors - gatherers and predators. The PC treatment had the greatest number of collectors and PP greater abundance of other functional groups. There was less overlap between the spatial trophic groups in treatments compared to PP. Our study demonstrated influence of site of incubation in the decomposition coefficient and in structuring invertebrate communities, related to the availability of habitat offered by treatments.

Keywords: Spatial overlap, trophic functional groups, micro-habitat structure

Introdução

O hábitat é uma das três principais categorias de dimensão de recurso para animais podendo ser subdividido em macro e micro-hábitat (Pianka, 1973) e o nicho representa as condições e qualidade dos recursos dentro dos quais indivíduos ou espécies podem se reproduzir e sobreviver (Soberón, 2007; Ricklefs, 2010). Assim, uma das formas de entender a organização de comunidade é através da medida de sobreposição de nicho espacial (micro-hábitat) usado entre diferentes espécies de uma guilda da comunidade (Krebs, 1989; Dajoz, 2005). A sobreposição ocorre quando as espécies usam os mesmos recursos de hábitat, por exemplo, simultaneamente (MacArthur & Levins, 1967).

O hábitat tem importância relevante no que se refere ao seu papel como mediador dos diversos processos ecológicos que ocorrem nos ecossistemas aquáticos, por exemplo, a distribuição espacial dos organismos (Barreto, 1999). O uso de características do hábitat, tais como sua estabilidade no ambiente, é um dos elementos importantes para a distribuição de invertebrados, pois hábitats menos estáveis oferecem menor proteção para as espécies contra seus predadores (Hannigan & Quinn, 2012). Além disso, estudos demonstram que dentre os fatores que desempenham importância na estrutura de comunidades, a heterogeneidade do hábitat contribui para um aumento na abundância de organismos (Hepp *et al.*, 2012).

Hábitats mais complexos levam a um aumento da eficiência na utilização de recursos, proporcionando maior resistência para as comunidades sobre perturbações (Kovalenko *et al.*, 2012). Para organismos aquáticos, tais como invertebrados, as macrófitas submersas são reportadas por exercerem forte influência nesse papel (Hansen *et al.*, 2011). Estas plantas aumentam a complexidade do hábitat fornecido a essa comunidade, incluindo um número maior de nichos devido ao aumento da disponibilidade de micro-hábitat oferecidos (Thomaz *et al.*, 2008; Kovalenko *et al.*,

2012). Após a senescência, as macrófitas continuam a contribuir, através de seus detritos, para o aumento de locais propícios à colonização de invertebrados (Janke & Trivinho-Strixino, 2007).

Em lagos rasos diversas contribuições da produção primária para os depósitos orgânicos resultam em misturas complexas que se acumulam de forma heterogênea no sedimento (Rossi *et al.*, 2010). Nesses ambientes os depósitos orgânicos provenientes de macrófitas aquáticas proporcionam um grande número de nichos ecológicos para uma grande diversidade de espécies animais (Wetzel, 1993; Esteves, 2011). Essa condição possibilita um aumento da variabilidade ambiental (estrutura de micro-hábitat disponível) interferindo nos padrões de composição e estrutura trófica das comunidades (Wardle & Yeates, 1993; Bellisario *et al.*, 2012).

A caracterização funcional de invertebrados exerce destaque em ecologia de água doce, principalmente por esses organismos participarem do processamento da matéria orgânica que é transferida para outros níveis do ecossistema (Callisto *et al.*, 2004; Cummins *et al.*, 2005). Esses organismos exercem destaque em ambientes rasos, onde a estrutura trófica da comunidade é favorecida pelos densos estandes de macrófitas aquáticas que contribuem para o depósito de matéria orgânica (Silva *et al.*, 2010). Ainda, o uso de grupos tróficos funcionais, para avaliar sobreposição de recursos vem sendo utilizado para responder de forma satisfatória aos processos ecológicos existentes dentro de sistemas aquáticos (Galizi *et al.*, 2012).

Assim, nossa hipótese é detritos incubados em meio a locais diferentes constituam, condições de recurso de hábitat distintos para a comunidade de invertebrados colonizadores através do aumento na heterogeneidade estrutural do hábitat. Além disso, temos a hipótese que detritos com decomposição lenta constituam um hábitat mais favorável, proporcionando um recurso mais estável e com pouca sobreposição dos grupos tróficos funcionais. Desta forma, em nosso estudo, o objetivo foi verificar se o local de incubação das bolsas dos detritos de duas macrófitas submersas influenciam na sobreposição de nichos espaciais, interferindo na estrutura funcional da comunidade colonizadora.

Materiais e Métodos:

Área de estudo:

O estudo foi realizado em um lago raso situado na planície costeira do Rio Grande do Sul (Coordenadas centrais: 32° 01' 40" S ; 52° 01' 40" O). O lago possui uma área de 1,5 ha, profundidade máxima de 2 metros. Esse ambiente foi formado artificialmente pela remoção de areia, durante a construção dos primeiros prédios da Universidade Federal de Rio Grande, cerca de 40 anos atrás (Albertoni *et al.*, 2007; Trindade *et al.*, 2009). Atualmente o lago esta em um estado de águas claras (sem crescimento fitoplanctônico) com crescimento da macrófitas submersas enraizadas, *Potamogeton pectinatus* L e *Chara zeylanica* Klein & Willdenow.

O experimento foi conduzido no mês de janeiro de 2012. Durante esse período a temperatura do ar foi de $27 \pm 0,5$ °C e da água de $26,6 \pm 0,5$ °C, o pH foi levemente básico ($7,8 \pm 1$) e a condutividade elétrica de $334 \pm 2,5$ $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. As concentrações de oxigênio dissolvido, nitrogênio e fósforo totais foram de $6,6 \pm 1,7$ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, $1,6 \pm 0,5$ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ e $0,04 \pm 0,05$ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ respectivamente. A concentração de clorofila-*a* foi de 12 ± 7 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ e de material em suspensão na coluna d'água foi de $3 \pm 1,8$ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$.

Procedimentos de campo e laboratório

Para a realização do experimento, foram utilizadas as macrófitas *Chara zeylanica* e *Potamogeton pectinatus*. As macrófitas foram coletadas e secas ao ar livre (temperatura aproximada de 20°C). O material seco foi pesado ($6 \pm 0,1$ g de peso seco) e colocado em bolsas de incubação de 20 x 30 cm com abertura de malha de 0,1 cm^2 em uma das faces e 1 cm^2 na outra (adaptado de Bedford, 2004). Foram incubadas 60 bolsas, 30 contendo *P. pectinatus* e 30 de *C. zeylanica*. As bolsas foram aleatoriamente divididas em 4 tratamentos: 15 bolsas com detritos de *Potamogeton pectinatus* incubados em meio a estandes da própria espécie (PP); 15 bolsas com detritos de *Potamogeton pectinatus* incubados em meio a estandes de *Chara zeylanica* (PC); 15 bolsas com detritos de *Chara zeylanica* incubados em meio a própria espécie (CC); 15 bolsas com detritos de *Chara zeylanica* incubados em meio a estandes de *Potamogeton pectinatus* (CP) e retiradas em intervalos de 5, 10 e 20 dias. Em cada coleta foram retiradas 5 bolsas de cada tratamento, totalizando 20 bolsas por coleta. Na retirada, as

bolsas foram apoiadas em rede de malha de 250 μm , acondicionadas em sacos plásticos e armazenadas em isopor com gelo até o momento da lavagem.

No laboratório o material foi lavado em água corrente sob peneira de malha de 250 μm . O material vegetal foi seco em estufa (35°C/72h) para determinação dos coeficientes de degradação foliar (k) baseado no modelo de decaimento exponencial ($W_t = W_0 \cdot e^{-kt}$, onde W_t é o peso remanescente no tempo t (em dias), W_0 é o peso inicial, e refere-se ao coeficiente exponencial, e k é o coeficiente de decomposição; Bärlocher, 2005). Os invertebrados retidos dos detritos foram acondicionados em frascos de vidro com álcool 80%, e identificados até o menor nível taxonômico possível. Foram determinadas a riqueza (número de táxons) e a abundância (número de organismos por táxon). Os organismos identificados foram classificados em grupos tróficos funcionais (GTF's) conforme classificação proposta por Fernández & Domínguez (2001), Cummins *et al.*, (2005), Wantzen & Wagner (2006) e Merritt *et al.*, (2008).

Análises dos dados

Para avaliar a existência de diferenças nos coeficientes de perda de massa das plantas, abundância e riqueza de invertebrados em relação ao tempo de degradação e tratamentos de incubação foi realizada uma two way – ANOVA. A sobreposição de nicho dos grupos tróficos funcionais foi calculada entre os tratamentos de incubação dos detritos, através do índice de similaridade de Morisita (Modificado por Horn, 1966), utilizado por ter a mais fácil interpretação biológica e sua capacidade para levar em conta a disponibilidade de um estado de recurso, considerando-se como recurso a utilização de micro-habitat (Krebs, 1989). O índice é calculado pela equação: $C_H = \frac{2\sum p_{i1}p_{i2}}{(\sum p_{i1}^2 + \sum p_{i2}^2)}$, onde C_H é o valor de sobreposição variando de 0 (nenhuma sobreposição) à 1 (máxima sobreposição) sendo p_{i1} , proporção do GTF “i” no total de GTFs ocorrentes no local de incubação 1, p_{i2} a proporção do GTF “i” no total de GTFs ocorrentes no local de incubação 2. Para testar diferenças entre a composição funcional dos invertebrados associados foi aplicada uma MANOVA-fatorial com base em distância de Bray-Curtis. Foram considerados como fatores o tempo de degradação e o tratamento de incubação das bolsas de decomposição. Todas as análises foram conduzidas utilizando o pacote “vegan” (Oksanen *et al.*, 2012) no software R (R Development Core Team, 2012) e a sobreposição de nicho foi avaliada no programa Excel do pacote Office 2007 .

Resultados:

Perda de massa

Após 10 dias de incubação, *Chara zeylanica* apresentou 14,81% ($k d^{-1} = 0,20$ $R^2=0,86$) e 15,95% ($k d^{-1} = 0,19$ $R^2 = 0,88$) de peso remanescente, nos tratamentos CC e CP, respectivamente. Após 20 dias não havia mais detritos de *C. zeylanica*. Os detritos de *Potamogeton pectinatus*, apresentaram 33,14% ($k d^{-1}=0,05$ $R^2 = 0,93$) e 43,74% ($k d^{-1}=0,04$ $R^2 = 0,91$) de peso remanescente, decompondo nos tratamentos PP e PC, respectivamente (Figura 1). Houve diferença na perda de massa entre os tratamentos ($F_{(3;36)} = 83,8$; $p = 0,002$) condicionado pelo tipo de detrito em decomposição e dependendo do tempo de incubação. Estes valores representaram uma decomposição de *C. zeylanica* 4 vezes mais rápida que de *P. pectinatus*.

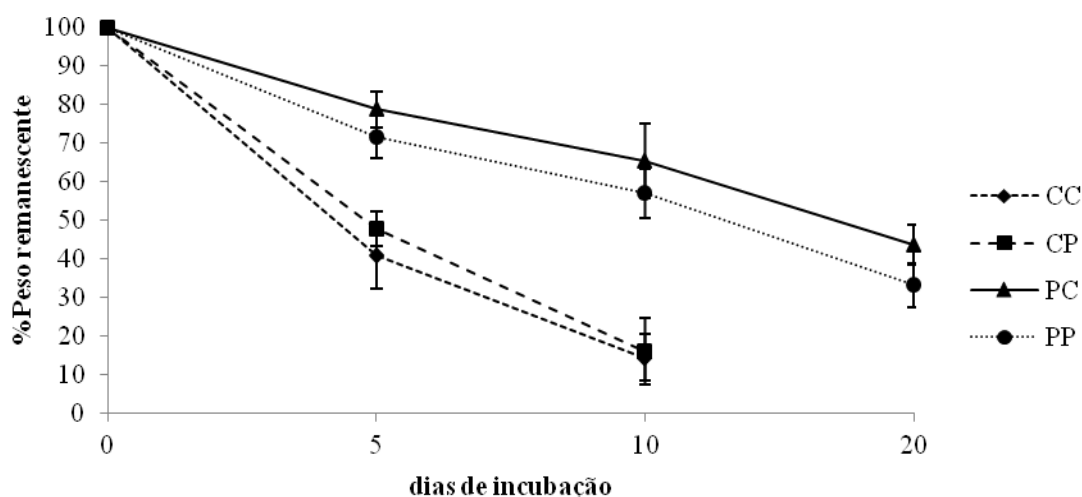


Figura 1 – Porcentagem de peso remanescente de *Chara zeylanica* e *Potamogeton pectinatus* durante a decomposição nos tratamentos de incubação. CC: *C. zeylanica* em meio a *C. zeylanica*; CP: *C. zeylanica* em meio a *P. pectinatus*; PC: *P. pectinatus* em meio a *C. zeylanica*; PP: *P. pectinatus* em meio a *P. pectinatus*.

Invertebrados associados

Um total de 7048 indivíduos distribuídos em 25 táxons foi registrado ao longo do experimento. A maior abundância ocorreu no tratamento PP (1187 ± 320 indivíduos) havendo diferença significativa entre os tratamentos ($F_{(3;21)} = 8,55$; $P = 0,0006$). Esta diferença foi condicionada pelo tratamento PP que apresentou maior abundância de

organismos. A maior riqueza foi observada nos tratamentos CC e PP (16 ± 1 e $14,3 \pm 2,5$ táxons respectivamente) e a menor riqueza encontrada no tratamento CP ($11 \pm 1,4$ táxons). Os tratamentos apresentaram diferença quanto à riqueza de invertebrados ($F_{(3;21)} = 3,79$; $p = 0,02$), sendo essa influenciada pela tempo de incubação dos detritos.

Durante todo o período de estudo, a maior abundância para a composição funcional foi de coletores - catadores (49,3%) seguidos por predadores (20,3%; Figura 2). O maior número de coletores foi no tratamento PC, (1259 ind., 36% do total). O tratamento PP foi responsável pelo maior número dos demais grupos funcionais e onde ocorreu a maior abundância de raspadores e filtradores dentre todos os tratamentos (Figura 2). Houve uma tendência na diminuição do número de predadores ao longo do tempo e um aumento no número de raspadores, embora esses últimos tenham sido o grupo funcional com menor abundância em todo o período de estudo. A composição funcional apresentou diferenças entre os tratamentos de incubação e dependendo do tempo de decomposição (Tabela 1).

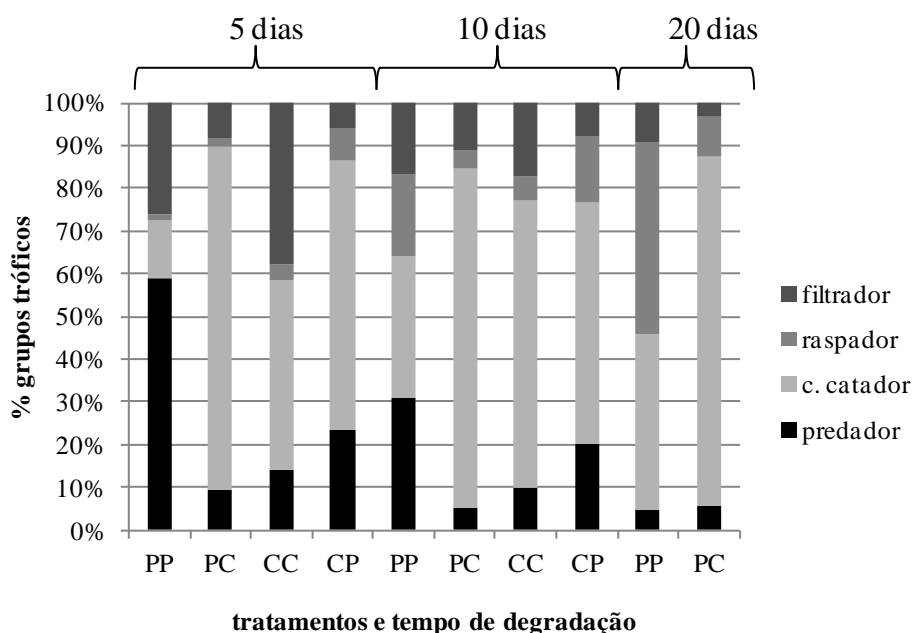


Figura 2 – Porcentagens de grupos tróficos funcionais nos tratamentos: PP: *P. pectinatus* em meio a *P. pectinatus*; PC: *P. pectinatus* em meio a *C. zeylanica*; CC: *C. zeylanica* em meio a *C. zeylanica*; CP: *C. zeylanica* em meio a *P. pectinatus* e c.catador: coletor – catador.

Tabela 1 – Resumo MANOVA para a composição funcional, entre tratamentos e tempo de incubação. GL: graus de liberdade. SQ: soma dos quadrados; MQ: média dos quadrados.

	GL	SQ	MQ	<i>F. model</i>	R ²	<i>P</i>
Composição funcional						
Tratamento	3	1,41	0,47	6,41	0,33	0,001
Tempo	2	0,44	0,22	2,99	0,10	0,006
Tratamento x tempo	4	0,84	0,21	2,88	0,19	0,003
Residual	21	1,54	0,07		0,36	

Sobreposição de nicho

Houve menor sobreposição de nicho espacial entre os grupos tróficos entre os tratamentos PC em relação a PP, PP em relação ao tratamento CP e PP em relação a CC. A maior sobreposição de nicho espacial entre os grupos tróficos foi observada entre os tratamentos CC x CP, CC x PC e PC x CP, respectivamente (Tabela 2).

Tabela 2 – Sobreposição espacial entre os grupos tróficos durante o período de estudo. CC: *C. zeylanica* em meio a *C. zeylanica*; CP: *C. zeylanica* em meio a *P. pectinatus*; PC: *P. pectinatus* em meio a *C. zeylanica*; PP: *P. pectinatus* em meio a *P. pectinatus*

Sobreposição de nicho dos grupos tróficos funcionais	
Tratamentos	Valores de Sobreposição
PC X PP	0,50
PC X CP	0,94
CC X CP	0,95
CC X PC	0,95
PP X CC	0,57
PP X CP	0,65

Discussão

Em nosso estudo, as plantas que se decompuseram em meio a própria espécie apresentaram os coeficientes de decaimento mais rápidos. Desta forma, as diferenças encontradas na perda de massa das duas espécies estudadas foram influenciadas tanto pelo tempo de degradação quanto pelo local onde está se decompondo. A natureza do substrato é um dos fatores que podem interferir na decomposição das macrófitas submersas (Barko *et al.*, 1991). A vegetação circundante aos detritos também afeta a

taxa de decaimento de plantas aquáticas (Vandel, 2010). Assim, nossos resultados demonstraram a influência destes fatores na velocidade de degradação das plantas aquáticas estudadas.

Os fatores que afetaram as taxas de degradação também apresentaram influência na estrutura da comunidade de invertebrados colonizadores. O tratamento onde *Potamogeton pectinatus* se decompôs em meio ao seu estande (PP) apresentou a maior abundância de organismos. Tais resultados podem estar refletindo melhores condições de refúgio e/ou disponibilidade de alimentos encontrados nos detritos dessa planta, a qual apresentou os coeficientes de decaimento mais lentos. De acordo com Wallace & Webster (1996), o ambiente físico impõe restrições aos organismos, relacionados à heterogeneidade física (substrato) e recursos disponíveis para alimentação, podendo influenciar a abundância local. Além disso, uma decomposição mais lenta contribui para a comunidade de invertebrados, permitindo maior abundância de organismos (Gonçalves *et al.*, 2004).

A maior riqueza de táxons foi encontrada nos detritos de plantas incubadas em meio à própria espécie (CC e PP respectivamente) com diferença entre os tratamentos condicionada pelo tempo de incubação. Ainda observou-se uma diferença nos coeficientes de decomposição entre os tratamentos, e isso afetou a estruturação da comunidade de invertebrados. Existiu uma tendência na diminuição da riqueza de táxons em função de um maior tempo de incubação dos detritos. Segundo Gonçalves *et al.*, (2004) as maiores riquezas ocorrem nos estágios intermediários de degradação e a disponibilidade de detritos pode influenciar a presença de um número maior de diferentes táxons.

Os resultados encontrados relacionados com menor taxa de decaimento e maiores abundância também foram observados em relação a composição funcional da comunidade de invertebrados. Detritos de *Potamogeton pectinatus* nos dois tratamentos foram os que apresentaram maior número de GTF, sendo que a maior abundância para a composição funcional foi de coletores catadores. O tratamento com perda de massa mais lenta (PC) favoreceu aos organismos coletores encontrarem maior disponibilidade de alimento e/ou refúgio por um período maior. Durante o processo de decomposição de macrófitas, a matéria orgânica particulada fina (MOPF) favorece os coletores, que a utilizam como recurso alimentar (Gimenes *et al.*, 2010). Assim, números elevados destes organismos indicam alta quantidade de partículas na superfície dos detritos (Stripari & Henry, 2002). No entanto, segundo Zilli *et al.*, (2008) altas abundâncias de

coletores não necessariamente estão relacionadas com o recurso alimentar. Embora tenhamos encontrado elevado número de predadores e coletores nos primeiros dias de incubação dos detritos, nestes períodos iniciais há pouca produção de MOPF (Stripari & Henry, 2002). Assim, as elevadas abundâncias de coletores se devem a utilização dos recursos por estes organismos primariamente como hábitat. Esses resultados corroboram com Töloken *et al.*, (2011) que observaram padrão semelhante para decomposição de espécies arbóreas em um lago raso subtropical, próximo da área de nosso estudo.

Os predadores foram o segundo grupo trófico mais abundante, havendo uma tendência na diminuição desse grupo ao longo do período de incubação. A presença de grande número de coletores catadores provavelmente foi o fator que favoreceu a abundância dos predadores, pois esses organismos são favorecidos em hábitats com muitas presas, encontrando maior disponibilidade de alimento nesses locais (Dobson *et al.*, 1995).

Durante o período de estudo os raspadores apresentaram menor número de indivíduos. No entanto, dentre os tratamentos esses indivíduos foram mais representativos nos detritos do tratamento PP favorecidos pela maior colonização de fungos em seus detritos. A presença de organismos raspadores é relacionada com o crescimento de biofilme na superfície de detritos (Telöken *et al.*, 2011). Resultados encontrados por Carvalho *et al.* (dados não publicados; veja capítulo 1) mostraram que a maior concentração de biomassa fúngica foi encontrada em detritos de *P. pectinatus* quando comparada a detritos de *C. zeylanica*.

O grupo dos fragmentadores, não teve representantes em nosso estudo, embora sejam frequentemente reportados como responsáveis pela transformação da MOPG em MOPF (Wantzen & Wagner, 2006). No entanto, várias pesquisas têm demonstrado que os fragmentadores são o grupo funcional menos abundante em detritos de ambientes lênticos, onde dominam os coletores (Stripari & Henry, 2002; Gonçalves *et al.*, 2003; Silva *et al.*, 2010). Assim, os resultados encontrados relativos à estruturação trófica da comunidade colonizadora dos detritos das duas macrófitas estudadas reforçam a ideia de que os invertebrados estão utilizando os detritos como hábitat e através da estrutura fornecida conseguem seu alimento.

Nossos resultados mostram que a vegetação submersa provoca modificação na estruturação da comunidade aquática, e que a maior complexidade de hábitat foi proporcionada pelos detritos em decomposição misturados ao seu local de incubação.

Tal relação já foi mencionada por Van den Berg *et al.*, (1997) estudando invertebrados em lagos dominados por *Chara* sp. Outros estudos salientaram a importância da complexidade das macrófitas em termos de diversidade de hábitat (Lopes *et al.*, 2011) e riqueza de espécies (Thomaz *et al.*, 2008), no entanto nenhum abordou a complexidade de hábitat em termos de detritos em decomposição. A complexidade de hábitat pode ser entendida como diversidade de elementos estruturais e que tais elementos têm efeitos sobre a diversidade e abundância de espécies, principalmente através do aumento de nichos espaciais (Kovalenko *et al.*, 2012). Ainda segundo o mesmo autor, a maior variabilidade do hábitat permite a coexistência de organismos com uma gama maior de utilização de recursos.

A maior diversidade de GTF encontradas no tratamento PP deve-se a maior disponibilidade de recurso de hábitat disponível, proporcionado pela estrutura do detrito, da planta viva, aliados a um lento coeficiente de degradação. Estes fatores levaram as menores sobreposições de nichos espaciais. O número de espécies que podem estar dispostas em uma comunidade é determinado pelo tamanho dos nichos efetivos e o grau que eles se sobrepõem em relação a uma gama de recursos disponíveis (Begon *et al.*, 2007).

Potamogeton pectinatus é uma macrófita submersa com uma estrutura morfológica complexa, devido aos densos estandes que forma, ocupando toda a coluna d'água (Van den Berg *et al.*, 1998). Plantas com arquitetura mais complexas favorecem o estabelecimento de uma diversidade maior de organismos, pois segundo Barreto (1999) e Kovalenko *et al.*, (2012) uma maior biomassa habitável aumenta os nichos espaciais e indivíduos presentes. Logo, esse fator aliado a perdas de massa mais lentas que *C. zeylanica*, fazem com que *P. pectinatus* constitua um hábitat mais favorável à colonização e estruturação da comunidade de invertebrados, que utilizam os detritos como local de forrageamento e abrigo

A alta sobreposição dos grupos no tratamento PC em relação à CP pode ser explicada pelo maior número de coletores catadores no tratamento PC e pelas diferenças existentes nos coeficientes de decaimento entre os dois tratamentos. Esses proporcionaram aos grupos uma heterogeneidade espacial de hábitat, aumentando a probabilidade de coexistência de espécies distintas (Hampton, 2004). No tratamento CC em relação ao tratamento PC e CC em relação à CP, a sobreposição espacial foi ocasionada através da rápida perda de massa no tratamento CC, reduzindo a estrutura de hábitat disponível. Além disso, os coletores encontram um ambiente propício nesse

local, já que se alimentam de MOPF liberada no processo de decomposição. Estudos têm demonstrado forte relação entre organismos e nicho espacial com a abundância e coexistência de espécies (Crowley & Johnson, 1982; Hampton, 2004; Galdino *et al.*, 2008). A agregação de organismos pode ser uma consequência do uso de micro-habitat preferencial pelos indivíduos para reprodução (Galdino *et al.*, 2008) e amortecimento das interações predatórias (Crowley & Johnson, 1982).

Em conclusão, os locais de incubação dos detritos alteram a comunidade colonizadora, principalmente em relação à diversidade de habitat oferecida. A análise de sobreposição de nicho espacial mostrou que os grupos tróficos tenderam a coexistir nos locais onde houveram decaimento foliar mais acentuado. Isso ocasionou uma competição por espaço nesses locais. Assim nosso estudo demonstrou que o local de incubação dos detritos interfere nos coeficientes de decomposição e na estruturação da comunidade de invertebrados, principalmente relacionado à disponibilidade de recurso de habitat oferecido pelos diferentes tratamentos avaliados.

Bibliografia

- ALBERTONI, E.F., PRELLVITZ, LJ & PALMA-SILVA, C. 2007. Macroinvertebrate fauna associated with *Pistia stratiotes* and *Nymphoides indica* in subtropical lakes (south Brazil). *Brazilian Journal of Biology*, 67(3): 499-507.
- BARKO, J.W, GUNNISON, D. & CARPENTER, S.R.. 1991. Sediment interactions with submersed macrophyte growth and community dynamics. *Aquatic Botany*, 41:41-65.
- BÄRLOCHER, F. 2005. Leaching. In: GRAÇA, MAS., BÄRLOCHER, F. & GESSNER, MO (Eds.). *Methods to study litter decomposition*. Netherland: Springer, 329.
- BARRETO, C. C. 1999. Heterogeneidade espacial do habitat e diversidade específica: implicações ecológicas e métodos de mensuração. *Oecologia Brasiliensis* 121-153.
- BEDFORD, A. P. 2004. A modified litter bag design for use in lentic habitat. *Hydrobiologia*, 529:187-193.
- BELLISARIO, B., CERFOLLI, F. & NASCETTI, G. 2012. The interplay between network structure and functioning of detritus-based communities in patchy aquatic environment. *Aquatic Ecology*, 46:431-441.
- BEGON, M., TOWNSEND, C. R. & HARPER, J. 2007. *Ecologia: de indivíduos a ecossistemas* 4º Ed.. Artmed. Porto Alegre. 752p.

- CALLISTO, M., GOULART, M., MEDEIROS, A. O., MORENO, P. & ROSA, C. A. 2004. Diversity assessment of benthic macroinvertebrates, yeasts, and microbiological indicators along a longitudinal gradient in Serra do Cipó, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 64(4): 743-755.
- CUMMINS, K. W., MERRITT, R. W. & ANDRADE, P. C. N. 2005. The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in south Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 40: 69-89.
- CROWLEY, P.H. & JOHNSON, D.M. 1982. Hábitat and seasonality as niche axes in an odonate community. *Ecology*, 63(4): 1064-1077.
- DAJOZ, R. 2005. *Princípios de ecologia*. Artmed. 520p.
- DOBSON M., HILDREW A. G., ORTON S. & ORMEROD S. J. (1995) Increasing litter retention in moorland streams: ecological and management aspects of a field experiment. *Freshwater Biology*, 33:325-337.
- ESTEVEES, F. A. 2011. *Fundamentos de Limnologia*. 3ª ed. Rio de Janeiro: Interciência. 790 p.
- FERNÁNDEZ, H. R. & DOMÍNGUEZ, E. (Ed.). 2001. *Guía para la determinación de los artrópodos bentônicos sudamericanos*. Tucumán: Editorial Universitaria de Tucumán, 282 p.
- GALDINO, C. A. B, CARVALHO JR. R. R, MENEZEZ, M. A. V. N & NASCIMENTO, L. B. 2008. Habitat use by a tree frog species of *Scinax* (Amphibia, Hylidae) at an urban forest fragment from south-eastern Brazil. *Iheringia, Série Zoologia*, 98 (3):412-415.
- GALIZZI M. C, ZILLI, F. & MARCHESE, M. 2012. Diet and functional feeding groups of Chironomidae (Diptera) in the Middle Paraná River floodplain (Argentina). *Iheringia, Série Zoologia*, 102 (2):117-121.
- GIMENES K. Z., CUNHA-SANTINO, M. B. & BIANCHINI JR, I. 2010. Decomposição de matéria orgânica alóctone e autóctone em ecossistemas aquáticos. *Oecologia Australis*, 14 (4): 1075-1112.
- GONÇALVES JR, J.F., ESTEVES, F.A. & CALLISTO, M. 2003. Chironomids colonization on *Nymphaeae ampla* L. detritus during a degradative ecological succession experiment in Brazilian coastal lagoon. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 15 (2): 21-27.
- GONÇALVES JR, J. F., SANTOS, A. M. & ESTEVES, F. A. 2004. The influence of the chemical composition of *Typha domingensis* and *Nymphaea ampla* detritus on invertebrate colonization during decomposition in a Brazilian coastal lagoon. *Hydrobiologia*, 527: 125-137.

- HANSEN J. P., WIKSTRÖM S.A., AXEMAR, H. & KAUTSKY, L. 2011. Distribution differences and active habitat choices of invertebrates between macrophytes of different morphological complexity. *Aquatic Ecology*, 45:11-22.
- HAMPTON, S. E. 2004. Habitat overlap of enemies: temporal patterns and the role of spatial complexity. *Oecologia*, 38: 475-484
- HANNIGAN, E. & QUINN, K. M. 2012. Composition and structure of macroinvertebrate communities in contrasting open-water habitat in Irish peatlands: implications for biodiversity conservation. *Hydrobiologia*.
- HEPP, L. U., LANDEIRO, V. L & MELO, A. S. 2012. Research Paper Experimental Assessment of the Effects of Environmental Factors and Longitudinal Position on Alpha and Beta Diversities of Aquatic Insects in a Neotropical Stream. *International Review of Hydrobiologia*, 97 (2): 157-167.
- HORN, H.S. 1966, Measurement of “overlap” in comparative ecological studies. *The American Naturalist*, 100 (914): 419-424.
- KOVALENKO K. E., THOMAZ, S. M & WARFE, D. M. 2012. Habitat complexity: approaches and future directions. *Hydrobiologia*, 685:1-17.
- KREBS, C. J. 1989. *Ecological Methodology*. Harper & Row, New York, 654 p.
- JANKE, H. & TRIVINHO-STRIXINO, S. 2007. Colonization of leaf litter by aquatic macroinvertebrates: a study in a low order tropical stream. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 19 (1): 109-115.
- LOPES, A., PAULA, J. D, MARDEGAN, S. F., HAMADA, N., & PIEDADE, M. T. F. 2011. Influência do hábitat na estrutura da comunidade de macroinvertebrados aquáticos associados às raízes de *Eichhornia crassipes* na região do Lago Catalão, Amazonas, Brasil. *Acta Amazonica*, 41(4): 493-502.
- MACARTHUR, R. & LEVINS, R. 1967. The limiting similarity, convergence and divergence of coexisting species. *The American Naturalist*, 101: 377-388.
- MERRITT, R.W., CUMMINS, K.W. & BERG, M. B. 2008. *An Introduction to the Aquatic Insects of North America*. Kendall/Hunt Publishing Co, Dubuque. 1158p.
- OKSANEN, J., F. G. BLANCHET, R. KINDT, P. LEGENDRE, R. G. O'HARA, G. L. SIMPSON, P. SOLYMOS, M. H. H. STEVENS & H. WAGNER, 2012. Vegan: Community Ecology Package. R package version 1.17-0. <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>.
- PIANKA, E. R. 1973. The structure of lizard communities. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 4:53-74.
- RICKLEFS, R. E. 2010. *A economia da natureza*. 6° Ed. Guanabara Koogan, 579p.

- ROSSI, L., COSTANTINI, M. L., CARLINO, P., LASCIO, A. & ROSSI, D. 2010. Autochthonous and allochthonous plant contributions to coastal benthic detritus deposits: a dual-stable isotope study in a volcanic lake. *Aquatic Science*, 72: 227-236.
- SILVA, J. S., SILVEIRA, W. T., ALBERTONI, E. F. & PALMA-SILVA, C. 2010. Diversity of Chironomidae (Diptera) during the decomposition of *Nymphoides indica* (L.) Kuntze in two subtropical lakes with different trophic levels (south Brazil). *Pananjas*, 5(4): 557-571.
- SOBERÓN, J. 2007. Grinnellian and Eltonian niches and geographic distributions of species. *Ecology letters*, 10:1-9.
- STRIPARI, N. de L. & HENRY, R. 2002. The invertebrate colonization during decomposition of *Eichhornia azurea* kunth in a lateral lake in the mouth zone of Paranapanema river into Jurumirim reservoir (São Paulo, Brazil). *Brazilian Journal of Biology*, 62(2): 293-310.
- TELÖKEN F., ALBERTONI, E. F. & PALMA-SILVA, C. 2011. Leaf degradation of *Salix humboldtiana* Willd. (Salicaceae) and invertebrate colonization in a subtropical lake (Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia*, 23(1): 30-41.
- THOMAZ, S. M., DIBBLE, E. D., EVANGELISTA, L. R., HIGUTI, J., BINI, L. M. 2008. Influence of aquatic macrophyte hábitat complexity on invertebrate abundance and richness in tropical lagoons. *Freshwater Biology*, 53: 358–367.
- TRINDADE, C. R., FURLANETTO, L. M. & PALMA-SILVA, C. 2009. Nycthemeral cycles and seasonal variation of limnological factors of a subtropical shallow lake (Rio Grande, RS, Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia*, 21(1): 35-44.
- WALLACE, J.B. & WEBSTER, J.R. 1996. The role of macroinvertebrates in stream ecosystem function. *Annual Review of Entomology*, 41:115-139.
- WANTZEN, K. M. & WAGNER, R. 2006. Detritus processing by invertebrate shredders: a neotropical-temperate comparison. *Journal of the North American Benthological Society*, 25: 216-232.
- WARDLE, D.A., G.W. YEATES, G.W. 1993. The dual importance of competition and predation as regulatory forces in terrestrial ecosystems: evidence from decomposer food-webs. *Oecologia*, 93:303-306.
- WETZEL, RG. 1993. *Limnologia*. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian. 919 p.
- VAN Den BERG M. S., COOPS, H. , NOORDHUIS. R. , VAN SCHIE, J. & SIMONS, J. 1997. Macroinvertebrate communities in relation to submerged vegetation in two Chara-dominated lakes. *Hydrobiologia*, 342/343: 143-150.
- VAN DEN BERG, M. S., COOPS, H., SIMONS, J. & KEIZER, A. Competition between *Chara aspera* and *Potamogeton pectinatus* as a function of temperature and light. *Aquatic Botany*, 60:241-250.

- VANDEL, E. 2010. Effect of vegetation on alpha cellulose decomposition in littoral lake sediments. *Aquatic Botany*, 93:179-184.
- XIE, Y.; YU, D. & REN, B. 2004. Effects of nitrogen and phosphorus availability on the decomposition of aquatic plants. *Aquatic Botany*, 80: 29-37.
- ZILLI, F.L, MONTALTO, L. & MARCHESE. M.R. 2008. Benthic invertebrate assemblages and functional feeding groups in the Paraná River floodplain (Argentina). *Limnologica*, 38:159-171.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados obtidos nos dois experimentos realizados mostram que a comunidade de invertebrados e os coeficientes de decomposição dos detritos são influenciados pelas características químicas desses, interferindo na composição e estrutura da comunidade colonizadora. Ainda mostramos que o tempo de degradação é um dos fatores que mais exercem influência para a comunidade de invertebrados. Também observamos a ausência de fragmentadores e predomínio de coletores e predadores em ambos os estudos, o que segundo estudos em ambientes lênticos subtropicais é característico durante o processo de decomposição.

Devido ao aumento na concentração dos nutrientes (nitrogênio e fósforo) ocorreu maior colonização por fungos nos detritos de *P. pectinatus*. O teor de ergosterol foi considerado baixo, em comparação com estudos em rios e riachos de baixa ordem no Rio Grande do Sul e em outras partes do mundo. Acreditamos que os invertebrados, podem ser os principais responsáveis pela decomposição das macrófitas, já que em ambos os estudos (manuscrito 1 e 2), *C. zeylanica* decompôs 4 vezes mais rápido que *P. pectinatus*, cujos detritos apresentaram maior número de invertebrados.

Ainda, verificamos que o local onde os detritos estão se decompondo altera a comunidade de invertebrados colonizadores, principalmente em relação à diversidade de hábitat oferecida. Também houve sobreposição de nicho espacial entre os grupos tróficos, os quais tenderam a coexistir nos locais onde o decaimento foliar foi mais acentuado. Isso ocasionou uma competição por espaço nesses locais. Nosso estudo mostrou que o local de incubação dos detritos foi relacionado à maior disponibilidade de recurso de hábitat oferecido pelos diferentes tratamentos avaliados.

Sugerimos como perspectivas de estudo mensurar os compostos estruturais (lignina e celulose) e atividade microbiana nos detritos durante o período experimental,

a fim de verificar possíveis interferências desses fatores na degradação foliar e colonização por invertebrados nessas macrófitas. Também salientamos a necessidade de abordagens para avaliar o efeito da estruturação do hábitat fornecido pelos detritos aos invertebrados em ambientes tropicais e subtropicais.