



UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA – UEPB
PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA – PRPGP
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO – PPGEC

**ATRIBUTOS FOLIARES DE ESPÉCIES DO SEMIÁRIDO COMO FATORES
REGULATÓRIOS PARA INVERTEBRADOS AQUÁTICOS**

MARCOS MEDEIROS CAVALCANTI JÚNIOR

CAMPINA GRANDE – PB

2017

MARCOS MEDEIROS CAVALCANTI JÚNIOR

**ATRIBUTOS FOLIARES DE ESPÉCIES DO SEMIÁRIDO COMO FATORES
REGULATÓRIOS PARA INVERTEBRADOS AQUÁTICOS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação – PPGEC da Universidade Estadual da Paraíba – UEPB como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Ecologia e Conservação.

Orientadora: Prof.^a Dr.^a Dilma Maria de Brito Melo Trovão – Universidade Estadual da Paraíba (UEPB) / Campus I.

Coorientador: Prof. Dr. Luiz Ubiratan Hepp – Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões (URI) / Campus Erechim.

Campina Grande – PB

2017

É expressamente proibida a comercialização deste documento, tanto na forma impressa como eletrônica. Sua reprodução total ou parcial é permitida exclusivamente para fins acadêmicos e científicos, desde que na reprodução figure a identificação do autor, título, instituição e ano da dissertação.

C376a Cavalcanti Júnior, Marcos Medeiros.
Atributos foliares de espécies do semiárido como fatores regulatórios para invertebrados aquáticos [manuscrito] / Marcos Medeiros Cavalcanti Júnior. - 2017.
54 p. : il. color.

Digitado.
Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação) - Universidade Estadual da Paraíba, Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, 2017.
"Orientação: Profa. Dra. Dilma Maria de Brito Melo Trovão, Departamento de Ciência Biológicas".
"Co-Orientação: Prof. Dr. Luiz Ubiratan Hepp, Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões".
1. Atributos foliares. 2. Processo ecossistêmico. 3. Zona ripária. 4. Riachos. I. Título.

21. ed. CDD 577.6

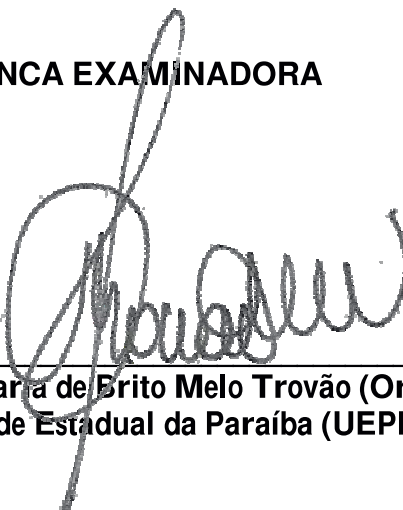
MARCOS MEDEIROS CAVALCANTI JÚNIOR

ATRIBUTOS FOLIARES DE ESPÉCIES DO SEMIÁRIDO COMO FATORES
REGULATÓRIOS PARA INVERTEBRADOS AQUÁTICOS

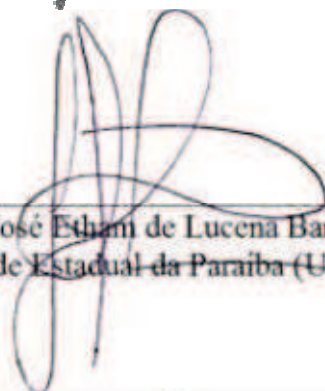
Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação – PPGEC da Universidade Estadual da Paraíba – UEPB como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Ecologia e Conservação.

Aprovada em: 20 de Fevereiro de 2017.

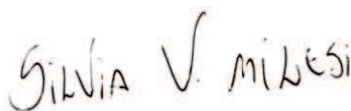
BANCA EXAMINADORA



Prof.^a Dr.^a Dilma Maria de Brito Melo Trovão (Orientadora)
Universidade Estadual da Paraíba (UEPB)



Prof. Dr. José Estham de Lucena Barbosa
Universidade Estadual da Paraíba (UEPB)



Prof.^a Dr.^a Silvia Vendruscolo Milesi
Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões (URI)

Dedico

Aos meus pais, Lígia Correia dos
Santos e José Roberto Diniz.

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais, em primeiro lugar, por toda dedicação, paciência, confiança e inúmeras outras razões. Ao meu irmão, avós e tio, por todo o apoio.

A Dilma, pela orientação e confiança ao longo de quatro anos, sendo uma das maiores responsáveis por minha formação. Sem dúvidas uma grande parceira de trabalho e de vida, não medindo esforços para ajudar e sempre me confiando toda liberdade de trabalho necessária para meu crescimento.

A Luiz, pela orientação e todo o apoio desprendido. Desde os ensinamentos pré-mestrado, até todo o desenvolvimento do trabalho. Um grande inspirador acadêmico, sempre com bons conselhos de trabalho e vida.

A Joseline, por toda a ajuda ao longo desse período, abrindo as portas do seu laboratório para, até então, um desconhecido. Sempre depositando confiança e motivação, e extraíndo e dando o melhor para seus alunos.

A todo o pessoal do Laboratório de Ecologia de Bentos, especialmente Climélia, Dani, Evaldo, Monalisa, Thamires, Pablo, Érika e todos os outros que de alguma maneira me ajudaram nas atividades de laboratório ou mesmo em conversas.

Aos amigos do Laboratório de Ecologia Vegetal, em especial a Maiara e Fernanda, duas grandes parceiras.

Aos amigos do Laboratório de Biomonitoramento, especialmente Gabriela, Rafael, Lucas e Jéssica, que me ajudaram no primeiro contato com a metodologia utilizada no trabalho, e me acolheram durante o período em Erechim.

A dona Liberaci, por toda a ajuda e atenção durante minha segunda passagem por Erechim.

Aos professores de graduação e pós, especialmente André Pessanha, grande professor e amigo.

Aos meus amigos Ellynes, Rubens, Paulo, Ewerton, Sara, Franchesca, Alex, Raul, Luísa, Mayara e todos os que ajudaram a fazer do mestrado um período mais leve.

Aos colegas e amigos do Mestrado, especialmente Rafa e Anny, meus dois presentes da pós-graduação para a vida.

Ao Programa de Pós Graduação em Ecologia e Conservação por todo o apoio logístico e aprendizado proporcionado, e ao secretário, Júlio, sempre prestativo e disposto a ajudar.

A todos os funcionários da UEPB, especialmente dona Mari, Edilma e os colegas da segurança, que proporcionaram um ambiente melhor para o desenvolvimento do trabalho.

A Clara, minha amiga e namorada, que pegou o jogo em andamento, por toda força, confiança e paciência ao longo desse período, fazendo meu dia a dia bem melhor, e agora carregando (até o momento em que escrevo) nossa Lis, a quem também agradeço por tudo que faz dentro de mim. Amo vocês.

Por fim, agradeço a todos aqueles que antes de mim dedicaram seu tempo na busca por respostas (e principalmente perguntas) direcionando-nos na vastidão do desconhecido meio natural, e sendo diretamente responsáveis pelo embasamento do presente trabalhos e pelos seus resultados gerados.

RESUMO

Os atributos foliares estão diretamente ligados à história de vida do organismo. A quantidade de nitrogênio foliar, os teores de fenóis, ou mesmo a dureza da folha são importantes características determinantes para a sobrevivência e desenvolvimento do vegetal, e, além disso, podem influenciar diretamente processos ecossistêmicos como a decomposição da matéria orgânica. A quantidade e disposição dos constituintes químicos e físicos da folha podem determinar sua qualidade para os organismos responsáveis por acelerar o processo de decomposição, como os invertebrados bentônicos. Assim, as taxas de decomposição podem ser maiores ou menores, com efeitos diretos para a ciclagem da matéria dentro do ecossistema. Em riachos com vegetação ripária, a queda de folhas e sua decomposição é um importante processo para entrada de matéria e energia no ecossistema aquático. Em regiões semiáridas, as espécies vegetais comumente precisam desenvolver estratégias para diminuir os efeitos da seca e da herbivoria, como a diminuição dos conteúdos de nitrogênio foliar, ou o acúmulo de compostos secundários em suas folhas, o que reduz sua qualidade nutricional para invertebrados. A diminuição da qualidade foliar da zona ripária pode ter efeitos diretos sobre o equilíbrio energético dos sistemas aquáticos. Além disso, regiões semiáridas apresentam escassez de trabalhos relacionados ao processo de decomposição em ecossistemas aquáticos, o que compromete o conhecimento acerca de uma parte importante da ciclagem de matéria orgânica em regiões de vegetação ripária. Em meio aos questionamentos acerca do tema, nosso objetivo com o presente trabalho foi avaliar o efeito dos atributos foliares de espécies comuns em regiões semiáridas sobre a colonização de invertebrados durante a decomposição em um riacho. Com base nos resultados obtidos poderemos caracterizar de forma pioneira como se dá o processo de decomposição foliar e colonização por invertebrados em um riacho no semiárido.

Palavras-Chave: Processo Ecosistêmico. Zona Ripária. Riachos.

ABSTRACT

Leaf traits are directly linked to the life history of the organism. The amount of leaf N, the phenol content, or even the hardness of the leaves are important determinants for the survival and development of the plant, and, moreover, can directly influence ecosystem processes such as decomposition of organic matter. The amount and disposal of chemical and physical constituents of the leaf can determine its quality to the organisms responsible for accelerating the decomposition process, such as benthic invertebrates. Thus, the decay rates may be higher or lower, with direct effects on the cycling of matter within the ecosystem. In streams with riparian vegetation, leaf decomposition is an important process for input of matter and energy in the aquatic ecosystem. In semi-arid regions, plant species commonly need to develop strategies to mitigate the effects of drought and herbivores, such as the decrease in leaf nitrogen content, or the accumulation of secondary compounds in their leaves, which reduces its nutritional quality for invertebrates. The decrease in leaf quality of the riparian zone may have direct effects on the energy balance of aquatic systems. In addition, semi-arid regions have few papers related to the process of decomposition in aquatic ecosystems, which compromises the knowledge about an important part of cycling of organic matter in riparian vegetation regions. Among the questions on the subject, our goal with this study was to evaluate the effect of leaf traits of common species in semiarid regions on the colonization of invertebrates during decomposition in a stream. Based on the results obtained, we can characterize in a pioneering way how the process of leaf decomposition and colonization by invertebrates occurs in a stream in the semiarid.

Keywords: Ecosystemic Process. Riparian Zone. Stream.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

- Figura 1** – Localização da área de estudo no município de Ipanguaçu, Rio Grande do Norte, nordeste brasileiro 34
- Figura 2** – Massa remanescente (%) de *Tabebuia aurea* e *Aspidosperma pyrifolium* incubadas em um riacho do semiárido brasileiro. As barras representam o erro padrão 38
- Figura 3** – Abundância (A) e biomassa (B) média (\pm EP) de invertebrados associados às folhas de *Tabebuia aurea* e *Aspidosperma pyrifolium* incubadas em litter bags em um riacho no semiárido brasileiro 39
- Figura 4** – Diagramas de ordenação nMDS (stress: 0,12) da composição da fauna de invertebrados associados às folhas de *Tabebuia aurea* e *Aspidosperma pyrifolium* agrupados por espécie vegetal (A) e por tempo (B). Taxa em vermelho significam ausência ou baixa abundância 40
- Figura 5** – Porcentagem de abundância de grupos tróficos funcionais de invertebrados associados à detritos de (A) *Tabebuia aurea* e (B) *Aspidosperma pyrifolium* em um riacho no semiárido brasileiro 42

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1** – Atributos foliares das folhas de *Tabebuia aurea* e *Aspidosperma pyriformium* (média± EP) e valores do Teste t. Valores em negrito indicam as variáveis que apresentam diferenças significativas entre si 37
- Tabela 2** – ANOVA com dois fatores para a abundância e biomassa de invertebrados associados às folhas *Tabebuia aurea* e *Aspidosperma pyriformium* em um riacho no semiárido brasileiro 39
- Tabela 3** – PerMANOVA para a composição de grupos tróficos de invertebrados associados às folhas por espécie (*Tabebuia aurea* e *Aspidosperma pyriformium*) e por tempo de incubação (3, 7, 15 e 30 dias) em um riacho no semiárido brasileiro 41
- Tabela 4** – ANOVA com dois fatores para abundância e biomassa dos grupos tróficos alimentares por espécie (*Tabebuia aurea* e *Aspidosperma pyriformium*) e por tempo de incubação (3, 7, 15 e 30 dias) em um riacho no semiárido brasileiro 43
- Tabela 5** – Composição da assembléia de invertebrados associados ao detrito foliar de *Tabebuia aurea* (Ta) e *Aspidosperma pyriformium* (Ap) ao longo de 3, 7, 15 e 30 dias em um riacho no semiárido brasileiro. CoFil: coletor filtrador; Rasp: raspador; CoCat: coletor catador; Pred: predador (Abundância total; frequência relativa) 57

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO GERAL	13
1.1	ATRIBUTOS FOLIARES	13
1.2	QUALIDADE DO DETRITO FOLIAR	14
1.3	DECOMPOSIÇÃO FOLIAR	15
1.4	COLONIZAÇÃO E UTILIZAÇÃO DO DETRITO FOLIAR POR INVERTEBRADOS AQUÁTICOS	18
2	PERGUNTAS E HIPÓTESES	19
3	OBJETIVOS	20
4	REFERÊNCIAS	21
Capítulo 1: Características Estruturais de Folhas Regulam a Colonização de Invertebrados em um Riacho no Semiárido Brasileiro		29
1	INTRODUÇÃO	32
2	MATERIAL E MÉTODOS	33
4.1	ÁREA DE ESTUDO	33
4.2	EXPERIMENTO DE CAMPO	34
4.3	CARACTERIZAÇÃO QUÍMICA DO DETRITO FOLIAR	35
4.4	PROCEDIMENTOS DE LABORATÓRIO	36
4.5	ANÁLISE DE DADOS	36
5	RESULTADOS	36
5.1	ATRIBUTOS FOLIARES	37
5.2	PERDA DE MASSA	37
5.3	INVERTEBRADOS ASSOCIADOS	38
5.4	GRUPOS TRÓFICOS FUNCIONAIS	41
6	DISCUSSÃO	43
7	CONCLUSÕES GERAIS	47
8	AGRADECIMENTOS	47
9	REFERÊNCIAS	49
10	APÊNDICE A	56

1. INTRODUÇÃO GERAL

1.1 ATRIBUTOS FOLIARES

Atributos foliares são características morfológicas e/ou funcionais das folhas dos vegetais, que se modificam como resposta aos estímulos do meio, e que capacitam as plantas a competir por determinado recurso. Os atributos foliares estão diretamente ligados à distribuição e história de vida das plantas, assim, podem ser entendidos como resultados de trade-offs entre crescimento e sobrevivência (WRIGHT et al., 2004). Frequentemente, o desenvolvimento de atributos foliares semelhantes é observado em ambientes com estresses de água ou de nutrientes no solo (DÍAZ et al., 2004), assim os atributos foliares podem ser considerados bons preditores do comportamento da planta em determinado ambiente (POORTER; BONGERS, 2006).

Espécies com área foliar específica elevada apresentam crescimento rápido graças a maximização da captação de recursos que uma maior área foliar proporciona, enquanto que espécies com baixa área foliar específica apresentam alta taxa de sobrevivência (POORTER; BONGERS, 2006). A maior rigidez foliar, por sua vez, está ligada a proteção contra herbivoria, o que acaba reduzindo a difusão de CO₂ para a folha, e diminui sua capacidade fotossintética (TURNER, 1994; NIINEMETS, 2001). Além disso, o aumento na rigidez também é característico em folhas que lidam com a baixa disponibilidade hídrica no solo, favorecendo a sobrevivência de espécies durante períodos de seca (NIINEMETS, 2001), resistindo à seus efeitos.

O conteúdo de nutrientes foliares também é importante para o crescimento e desenvolvimento do vegetal, como os conteúdos foliares de K e P, importantes para o controle do crescimento (TOMLINSON et al., 2013). Outro parâmetro importante é a razão C:N que, quando elevada, tem importância na proteção contra a herbivoria (PRINGLE et al. 2010), bem como a presença de compostos secundários (como os fenóis) (HEPP; DELANORA; TREVISAN, 2009), que também têm papel importante na proteção do tecido foliar contra a ação dos raios ultravioletas (FROHNMEYER; STAIGER, 2003).

Trabalhos recentes têm demonstrado a importância da temperatura sobre os atributos foliares, mais que a precipitação, podendo delimitar a maneira como são expressos (MOLES et al., 2014). Além disso, a própria fenologia foliar apresenta importante correlação com os atributos foliares (SILVA; ESPÍRITO-SANTO; MORAIS, 2015). Plantas perenifólias apresentam maior espessura foliar e maior concentração de fenóis e taninos, enquanto que

plantas deciduífólias apresentam conteúdo de nitrogênio foliar e área foliar específica maiores que as perenífólias, e dessa forma perdem mais área foliar por herbivoria (SILVA; ESPÍRITO-SANTO; MORAIS, 2015).

Vários trabalhos apontam a importância dos atributos foliares, por vezes tratados como qualidade da folha no processo de decomposição. Como os efeitos dos conteúdos foliares de carbono e nitrogênio (GAXIOLA; ARMESTO, 2015). Assim, além de apresentarem influência para o crescimento e desenvolvimento do indivíduo vegetal, os atributos foliares podem ter influência direta sobre processos em escalas ecológicas maiores, como processos ecossistêmicos. Atributos foliares químicos e físicos podem determinar a preferência alimentar de organismos importantes para o processo de decomposição da matéria orgânica, como invertebrados bentônicos. Assim, a qualidade foliar de cada espécie vegetal, pode ser aumentada ou diminuída de acordo com a variação dos atributos químicos e físicos.

1.1 QUALIDADE DO DETRITO FOLIAR

A intensidade do processo de decomposição do detrito foliar pode ser determinada por fatores extrínsecos à folha como temperatura, teor de oxigênio dissolvido, atividade de microrganismos e processos físicos (CUNHA-SANTINO; BIANCHINI, 2006); e fatores intrínsecos à folha, que são características da espécie vegetal como o tamanho foliar, sua estrutura morfológica e sua composição química (GIMENES; CUNHA-SANTINO; BIANCHINI, 2010). Dentre os fatores intrínsecos, a qualidade nutricional do detrito foliar, ou sua composição química e estrutural, tem influência sobre o processo de colonização e decomposição foliar (GRAÇA, 2001; ROYER; MINSHALL, 2001; KÖNIG; HEPP; SANTOS, 2014).

A composição nutricional do detrito foliar tem sido apontada como um importante fator sobre a colonização de invertebrados, como larvas de Chironomidae em riachos tropicais (LEITE-ROSSI, 2016). A influência direta da natureza química e nutricional das folhas reforça a necessidade de considerar as características químicas e estruturais das folhas em estudos sobre o processo de decomposição do detrito foliar (GESSNER; CHAUVET, 1994).

Uma das principais características determinantes para a taxa de decomposição do detrito foliar é a dureza foliar (LI; NG; DUDGEON, 2009), que pode ser estimada a partir da força precisa para se perfurar o tecido foliar, ou rasga-lo (ARSUFFI; SUBERKROPP, 1984). Comparando a decomposição e a colonização de invertebrados no detrito foliar de riachos tropicais e temperados, Bruder et al. (2013) verificaram que a dureza foliar foi maior no

detrimento de origem tropical e estava relacionada à decomposição mais lenta do detrito foliar de riachos tropicais do que em riachos temperados. Graça e Cressa (2010) classificaram os detritos de origem tropical como de baixa qualidade nutricional após compará-los com os detritos de sistemas temperados devido a alta dureza das folhas tropicais e sua influência sobre a preferência alimentar de invertebrados fragmentadores.

Outras características químicas foliares têm influência direta na colonização por invertebrados em riachos, como a variedade de compostos secundários foliares que pode influenciar as taxas de decomposição do detrito foliar, repelindo a colonização por microrganismos e invertebrados (HEPP; DELANORA; TREVISAN, 2009). Dentre os compostos secundários, polifenóis são comumente relacionados com a diminuição da abundância de invertebrados, como larvas de Chironomidae (HEPP et al., 2008).

Estudando a influência da riqueza e da qualidade do detrito foliar em riachos tropicais e temperados, Ferreira et al. (2012) encontraram correlações positivas entre as concentrações iniciais de nitrogênio e fenóis e a decomposição do detrito foliar em riachos temperados, enquanto o aumento da concentração de lignina foi relacionado negativamente com a decomposição do detrito foliar em riachos tropicais. Assim, a decomposição do detrito foliar foi relacionada com a composição química inicial das folhas (FERREIRA; ENCALADA; GRAÇA, 2012). Leite-Rossi et al., (2016) verificaram influência das altas concentrações de carboidratos, lignina, taninos e polifenóis em detritos foliares as quais diminuíram a qualidade do detrito foliar e retardaram o processo de colonização de Chironomidae, explicando assim as diferentes taxas de decomposição entre folhas de espécies nativas e exóticas. Além disso, o conteúdo de nitrogênio foliar também pode ser um nutriente limitante para a colonização de invertebrados no detrito foliar (ÁGOSTON-SZABÓ et al., 2016).

Plantas de regiões semiáridas apresentam diversas adaptações químicas e estruturais foliares como resposta à reduzida disponibilidade hídrica no solo e à herbivoria que podem afetar a decomposição do detrito foliar e a colonização por invertebrados. A redução da área foliar específica, o investimento foliar em lignina e carbono, a redução do conteúdo de nitrogênio e o acúmulo de fenóis nas folhas são alguns exemplos (GAXIOLA; ARMESTO, 2015; TOMLINSON et al., 2013).

1.2 DECOMPOSIÇÃO FOLIAR EM ECOSISTEMAS AQUÁTICOS

A decomposição da matéria orgânica vegetal é um processo ecossistêmico essencial para a ciclagem da matéria orgânica e manutenção das teias alimentares em ecossistemas

terrestres e aquáticos (BOYERO et al., 2016). A taxa com que a matéria orgânica é decomposta depende de variáveis ambientais, da biota associada e das características químicas e físicas da matéria orgânica (TANK et al., 2010).

De acordo com sua origem, a matéria orgânica que entra nos ecossistemas aquáticos pode ser autóctone, quando produzida por organismos fotossintéticos do sistema; e alóctone, de origem terrestre do ambiente circundante (DOBSON; FRID, 1998). A matéria orgânica alóctone de riachos tem grande importância para a manutenção das teias alimentares (TANK et al., 2010). A entrada da matéria orgânica alóctone no ecossistema aquático pode ser por transporte pela correnteza, por queda direta na água (entrada vertical), ou por meio de agentes como vento (entrada lateral) (ELOSEGI; POZO, 2005).

Grande parte da matéria orgânica alóctone em riachos é constituída de folhas senescentes da vegetação ripária (WANTZEN et al., 2008). Na água o detrito foliar tem seu estado modificado por fatores bióticos e abióticos, como a ação de invertebrados e microrganismos, e a abrasão física gerada pela correnteza (GRAÇA et al., 2001; GIMENES; CUNHA-SANTINO; BIANCHINI, 2010). O processamento do detrito foliar passa por três fases interdependentes de transformações que se sobrepõem temporalmente: lixiviação por abrasão física, condicionamento por microrganismos e fragmentação por invertebrados (GESSNER; CHAUVET; DOBSON, 1999).

Durante a lixiviação ocorre uma rápida remoção de compostos orgânicos como carboidratos, aminoácidos e compostos fenólicos e compostos inorgânicos como potássio, cálcio e magnésio (DAVIS III; CHILDERS; NOE, 2006). A lixiviação dos compostos foliares ocorre durante as primeiras 48 horas após a entrada da folha na água e pode ser responsável pela perda de aproximadamente 30% da massa foliar inicial, de acordo com as características da espécie (BÄRLOCHER, 2005).

Na segunda fase os microrganismos que se associam a folha atuam por meio de enzimas hidrolíticas e promovem modificações químicas e estruturais no detrito foliar, aumentando a atratividade ou palatabilidade do detrito foliar para os invertebrados aquáticos (GONÇALVES et al., 2014). Bactérias exercem um importante papel na decomposição do detrito foliar (BALDY; GESSNER, 1997), entretanto o grupo de fungos Hyphomycetes é tido como o principal grupo de microrganismos associado a decomposição do detrito foliar em riachos (ABELHO, 2001). Em regiões de baixa latitude a diversidade de hifomicetos parece ser pequena quando comparada aos resultados encontrados em riachos em regiões temperadas (GRAÇA et al., 2015). Gonçalves et al. (2007), por exemplo, estudando riachos no Cerrado

brasileiro encontraram baixos valores de biomassa de hifomicetos associados a detritos foliares em relação a riachos temperados.

A terceira fase é realizada pelos invertebrados por abrasão física ou mesmo consumo direto (GONÇALVES et al., 2014). A importância dos macroinvertebrados bentônicos sobre o processo de decomposição do detrito foliar é apontada por diversos estudos (ENCALADA et al., 2010; HIEBER; GESSNER, 2002; TANK et al., 2010), como organismos capazes de acelerar o processo de perda de massa foliar de acordo com o modo que utilizam a folha.

O processo de decomposição da matéria orgânica em ecossistemas aquáticos é um campo ainda pouco explorado em regiões semiáridas, diferente dos ecossistemas terrestres (ELKINS; WHITFORD, 1982; CEPEDA-PIZARRO, 1993; SANTA REGINA, 2001; CHAPMAN et al., 2003; KOUKOURA; MAMOLOUS; KALBURTJI, 2003; DIEDHIOU et al., 2009; GIESE et al., 2009; MCINTYRE et al., 2009; MLAMBO; MWENJE, 2010; LI et al., 2011; USELMAN et al., 2011; FRASER; HOCKIN, 2013; LAM et al., 2014; SHERMAN et al., 2014; TORRES et al., 2014). Apesar disso, o interesse sobre o processamento da matéria orgânica em ecossistemas aquáticos semiáridos é crescente (ANDERSEN; NELSON, 2003; NELSON; ANDERSEN, 2007; HARNER et al., 2009; CASAS et al., 2011; ARROITA et al., 2013).

A estrutura e a composição química do detrito foliar têm grande influência sobre a sua decomposição e colonização por invertebrados. Dada a variedade de compostos químicos presentes em folhas de plantas de regiões tropicais, e especialmente as pressões adaptativas exercidas pelo estresse hídrico nas zonas semiáridas, torna-se importante verificar a influência da qualidade do detrito foliar sobre o processamento da matéria e colonização por invertebrados em ecossistemas aquáticos. Dessa maneira, podemos fornecer informações básicas sobre um importante processo ecossistêmico, agregando informações estruturais da comunidade de invertebrados às informações funcionais das taxas de decomposição do detrito foliar, permitindo uma abordagem ecossistêmica mais ampla e com respostas mais completas sobre a integridade ecológica do sistema.

A importância da qualidade do detrito foliar, dados por sua estrutura e composição química, sobre o processo de decomposição no solo já é apontada em regiões semiáridas (GAXIOLA; ARMESTO, 2015). No entanto, não existem informações acerca da influência da qualidade do detrito foliar sobre a decomposição ou colonização por invertebrados em ecossistemas aquáticos no semiárido.

1.3 COLONIZAÇÃO E UTILIZAÇÃO DO DETRITO FOLIAR POR INVERTEBRADOS AQUÁTICOS

Os insetos formam o principal grupo de invertebrados em riachos, especialmente os pertencentes as famílias Ephemeroptera, Plecoptera, Odonata, Diptera e Trichoptera (TACHET; BOUNARD; RICHOUX, 1987), e são organismos fundamentais para os processos de ciclagem da matéria e fluxo de energia em ecossistemas aquáticos (TRIVINHO-STRIXINO; STRIXINO, 1993). Uma gama de fatores influenciam a abundância e distribuição de invertebrados aquáticos em riachos, dentre eles o tipo do substrato disponível (VELÁSQUEZ; MISERENDINO, 2003) e sua composição (BEISEL; USSEGLIO-POLATERA; MORETEAU, 2000), a vegetação ripária, as características químicas do substrato, e a disponibilidade de recurso alimentar (QUEIROZ; TRIVINHO-STRIXINO; NASCIMENTO, 2000).

A disponibilidade do detrito foliar no fundo do riacho depende da sua retenção que está principalmente ligada a características do riacho, e em menor grau, a características foliares estruturais como tamanho e forma (CANHOTO; GRAÇA, 1998). O detrito foliar no fundo dos riachos pode servir como refúgio contra possíveis predadores e contra a correnteza, além de substrato e recurso alimentar para os invertebrados aquáticos (DOBSON; HILDREW, 1992).

Uma maneira de compreender o modo com que invertebrados aquáticos contribuem para o processamento da matéria orgânica é classifica-los em grupos tróficos funcionais de acordo com o modo com que obtêm o seu alimento (WALLACE; WEBSTER, 1996). Assim, podemos classificar os invertebrados aquáticos nos seguintes grupos: coletor-catador, coletor-filtrador, fragmentador, raspador e predador (FERNÁNDEZ; DOMÍNGUES, 2001; CUMMINS; MERRITT; ANDRADE, 2005; COSTA; IDE; SIMONKA, 2006).

O grupo doscatadores é composto por invertebrados que se alimentam de matéria orgânica particulada fina (MOPF) (GRAÇA, 2001) e podem viver livres no substrato ou em tubos em forma de “j” ou “u”, sem modificações características ao seu comportamento alimentar (HAMADA; NESSIMIAN; QUERINO, 2014). O grupo de Filtradores é caracterizado por alimentar-se filtrando a MOPF (GRAÇA, 2001). Invertebrados pertencentes a esse grupo geralmente apresentam brânquias modificadas ou cerdas na região posterior e constroem redes para captura das partículas de MOPF na coluna d’água (HAMADA; NESSIMIAN; QUERINO, 2014). O grupo de fragmentadores é o único que se alimenta de matéria orgânica particulada grossa (MOPG > 1 mm), transformando-a em MOPF (< 1 mm)

(HAMADA; NESSIMIAN; QUERINO, 2014). Pesquisas em riachos em regiões tropicais e subtropicais têm evidenciado baixas abundâncias ou mesmo ausência de fragmentadores (BOYERO et al., 2011; GONÇALVES et al., 2007; HEPP et al., 2008). A abundância ou riqueza de fragmentadores em riachos em regiões tropicais pode estar correlacionada com características químicas do detrito foliar (BOYERO et al., 2011). Os invertebrados raspadores, também chamados de herbívoros, obtêm seu alimento raspando o perifiton de rochas ou de matéria orgânica submersa, como folhas, galhos e troncos (HAMADA; NESSIMIAN; QUERINO, 2014). O grupo de predadores enquadra invertebrados que se alimentam de tecido animal, sendo o único grupo não detritívoro (GRAÇA, 2001). Dessa maneira, predadores não atuam diretamente sobre o processamento da matéria orgânica, mas exercem pressão sobre os detritívoros (JONSSON; MALMQVIST; HOFFSTEN, 2001).

Estudos sobre a colonização de invertebrados no detrito foliar realizados em riachos tropicais apontam os coletores como o grupo trófico funcional mais abundante, seguido de predadores, fragmentadores e raspadores (GONÇALVES et al., 2006; WANTZEN; WAGNER, 2006). Em relação a riachos tropicais, riachos temperados apresentam diferenças na abundância de grupos funcionais alimentares, com coletores e fragmentadores mais abundantes que raspadores e predadores (WANTZEN; WANGER, 2006).

2 PERGUNTAS E HIPÓTESES

Pergunta: Os atributos químicos e físicos do detrito foliar influenciam a estrutura da comunidade de invertebrados associados?

Hipótese: As diferenças estruturais dos detritos foliares irão influenciar a estrutura da comunidade de invertebrados. Assim, iremos observar maior riqueza, abundância e biomassa de organismos nos detritos de melhor qualidade nutricional e menor dureza.

Pergunta: A abundância e biomassa de invertebrados associados ao detrito foliar irá influenciar o processo de decomposição foliar?

Hipótese: O detrito foliar com maior atividade de invertebrados associados irá apresentar uma maior taxa de decomposição foliar.

Pergunta: Os atributos foliares irão influenciar a composição de grupos tróficos funcionais de invertebrados associados ao detrito foliar?

Hipótese: A espécie de melhor qualidade foliar e menor dureza apresentará uma maior abundância e biomassa de invertebrados fragmentadores, importante grupo na transformação da matéria orgânica particulada grossa em matéria orgânica particulada fina em ecossistemas aquáticos.

3 OBJETIVOS

3.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar a decomposição de duas espécies de folhas nativas bem como o efeito de características estruturais (físicas e químicas) sobre a colonização de invertebrados em um riacho semiárido brasileiro.

3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Verificar o efeito da composição química e estrutural de folhas de diferentes espécies sobre a estrutura da comunidade de invertebrados e de grupos tróficos funcionais de invertebrados associados ao detrito foliar;
- Verificar a influência dos invertebrados associados ao detrito foliar sobre o processo de decomposição de folhas de duas espécies nativas da região semiárido do Brasil.

4 REFERÊNCIAS

ABELHO, M. From litterfall to breakdown in streams: a Review. **The Scientific World**, v. 1, n. 1, p. 656-680, 2001.

ÁGOSTON-SZABÓ, E.; SCHÖLL, K.; KISS, A.; DINKA, M. Mesh size and site effects on leaf litter decomposition in a side arm of the River Danube on the Gemenc floodplain (Danube–Dráva National Park, Hungary). **Hydrobiologia**, v. 774, n., p. 53-68, 2016.

ANDERSEN, D. C.; NELSON, M. S. Effects of river flow regime on cottonwood leaf litter dynamics in semi-arid northwestern Colorado. **Southwestern Naturalist**, v. 48, n. 2, p. 188-201, 2003.

ARROITA, M.; CAUSAPE, J.; COMIN, F. A.; DIEZ, J.; JIMENEZ, J. J.; LACARTA, J.; LORENTE, C.; MERCHAN, D.; MUNIZ, S.; NAVARRO, E.; VAL, J.; ELOSEGI, A. Irrigation agriculture affects organic matter decomposition in semi-arid terrestrial and aquatic ecosystems. **Journal of Hazardous Materials**, v. 263, n. 1, p. 139-145, 2013.

ARSUFFI, T. L.; SUBERKROPP, K. Leaf processing capabilities of aquatic hyphomycetes, interspecific differences and influence on shredder feeding preferences. **Oikos**, v. 42, n. 2, p. 144-154, 1984.

BALDY, V.; GESSNER, M. O. Towards a budget of leaf litter decomposition in a first-order woodland stream. **Comptes Rendus de l'Académie des Sciences Série III – Sciences de la Vie**, v. 320, n. 9, p. 747-758, 1997.

BÄRLOCHER, F. Leaf mass loss estimated by litter bag technique. In: GRAÇA, M. A. S.; BÄRLOCHER, F.; GESSNER, M. O. (Org.). **Methods to Study Litter Decomposition: a Practical Guide**. Dordrecht: Springer, 2005. P. 37-50.

BEISEL, J.-N.; USSEGLIO-POLATERA, P.; MORETEAU, J.-C. The spatial heterogeneity of a river bottom: a key factor determining macroinvertebrate communities. **Hydrobiologia**, v. 422, n. 0, p. 163-171, 2000.

BOYERO, L.; PEARSON, R. G.; HUI, C.; GESSNER, M. O.; PÉREZ, J.; ALEXANDROU, M. A.; GRAÇA, M. A. S.; CARDINALE, B. J.; ALBARIÑO, R. J.; ARUNACHALAM, M.; BARMUTA, L. A.; BOULTON, A. J.; BRUDER, A.; CALLISTO, M.; CHAUVET, E.; DEATH, R. G.; DUDGEON, D.; ENCALADA, A. C.; FERREIRA, V.; FIGUEROA, R.; FLECKER, A. S.; GONÇALVES, J. F.; HELSON, J.; IWATA, T.; JINGGUT, T.; MATHOOKO, J.; MATHURIAU, C.; M'ERIMBA, C.; MORETTI, M. S.; PRINGLE, C. M.; RAMÍREZ, A.; RATNARAJAH, L.; RINCON, J.; YULE, C. M. Biotic and abiotic variables

influencing plant litter breakdown in streams: a global study. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 283, n. 1829, p. 1-10, 2016.

BOYERO, L.; PEARSON, R. G.; GESSNER, M. O.; BARMUTA, L. A.; FERREIRA, V.; GRACA, M. A. S.; DUDGEON, D.; BOULTON, A. J.; CALLISTO, M.; CHAUVET, E.; HELSON, J. E.; BRUDER, A.; ALBARINO, R. J.; YULE, C. M.; ARUNACHALAM, M.; DAVIES, J. N.; FIGUEROA, R.; FLECKER, A. S.; RARNIREZ, A.; DEATH, R. G.; IWATA, T.; MATHOOKO, J. M.; MATHURIAU, C.; GONCALVES, J. F.; MORETTI, M. S.; JINGGUT, T.; LAMOTHE, S.; M'ERIMBA, C.; RATNARAJAH, L.; SCHINDLER, M. H.; CASTELA, J.; BURIA, L. M.; CORNEJO, A.; VILLANUEVA, V. D.; WEST, D. C. A global experiment suggests climate warming will not accelerate litter decomposition in streams but might reduce carbon sequestration. **Ecology Letters**, n. 14, v. 3, p. 289-294, 2011.

BRUDER, A.; SCHINDLER, M. H.; MORETTI, M. S.; GESSNER, M. O. Litter decomposition in a temperate and a tropical stream: the effects of species mixing, litter quality and shredders. **Freshwater Biology**, v. 59, n. 3, p. 438-449, 2013.

CANHOTO, C.; GRAÇA, M. A. S. Leaf retention: a comparative study between stream categories and leaf types. **Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie**, v. 26, p. 990-993, 1998.

CASAS, J.; GESSNER, M. O.; LÓPEZ, D.; DESCALS, E. Leaf-litter colonization and breakdown in relation to stream typology: insights from Mediterranean low order streams. **Freshwater Biology**, v. 56, n. 12, p. 2594-2608, 2011.

CEPEDA-PIZARRO, J. G. Litter decomposition in deserts: an overview with an example from coastal arid Chile. **Revista Chilena de Historia Natural**, v. 66, p. 323-336, 1993.

CHAPMAN, S. K.; HART, S. C.; COBB, N. S.; WHITHAM, T. G.; KOCH, G. W. Insect herbivory increases litter quality and decomposition: an extension of the acceleration hypothesis. **Ecology**, v. 84, n. 11, p. 2867-2876, 2003.

COSTA, C.; IDE, S.; SIMONKA, C. E. **Insetos imaturos. Metamorfose e identificação**. Ribeirão Preto, Brasil: Editora Holos, 2006. 249 p.

CUMMINS, K. W.; MERRITT, R. W.; ANDRADE, P. C. N. The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in south Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 40, n. 1, p. 69-89, 2005.

CUNHA-SANTINO, M. B.; BIANCHINI JR., I. Modelos matemáticos aplicados aos estudos de decomposição de macrófitas aquáticas. **Oecologia Brasiliensis**, v. 10, n. 2, p. 154-164, 2006.

DAVIS, S. E. III; CHILDERS, D. L.; NOE, G. B. The contribution of leaching to the rapid release of nutrients and carbon in the early decay of oligotrophic wetland vegetation. **Hydrobiologia**, v. 569, n. 1, p. 87-97, 2006.

DIAZ, S.; HODGSON, J. G.; THOMPSON, K.; CABIDO, M.; CORNELISSEN, J. H. C.; JALILI, A.; MONTSERRAT-MARTÍ, G.; GRIME, J. P.; ZARRINKAMAR, F.; ASRI, Y.; BAND, S. R.; BASCONCELO, S.; CASTRO-DÍEZ, P.; FUNES, G.; HAMZEHEE, B.; KHOSHNEVI, M.; PÉREZ-HARGUINDEGUY, N.; PÉREZ-RONTOMÉ, M. C.; SHIRVANY, F. A.; VENDRAMINI, F.; YAZDANI, S.; ABBAS-AZIMI, R.; BOGAARD, A.; BOUSTANI, S.; CHARLES, M.; DEGHAN, M.; DE TORRES-ESPUNY, L.; FALCZUK, V.; GUERRERO-CAMPO, J.; HYND, A.; JONES, G.; KOWSARY, E.; KAZEMI-SAEED, F.; MAESTRO-MARTÍNEZ, M.; ROMO-DÍEZ, A.; SHAW, S.; SIAVASH, B.; VILLAR-SALVADOR, P.; ZAK, M. R. The plant traits that drive ecosystems: evidence from three continents. **Journal of Vegetation Science**, v. 15, p. 295–304, 2004.

DIEDHIOU, S.; DOSSA, E. L.; BADIANE, A. N.; DIEDHIOU, I.; S'ENE, M.; DICK, R. P. Decomposition and spatial microbial heterogeneity associated with native shrubs in soils of agroecosystems in semi-arid Senegal. **Pedobiologia**, v. 52, n. 4, p. 273-286, 2006.

DOBSON, M.; FRID, C. **Ecology of Aquatic Systems**. Harlow, Essex, England: Longman, 1998. 222 p.

DOBSON, M.; HILDREW, A. G. A test of resource limitation among shredding detritivores in low order streams in southern England. **Journal of Animal Ecology**, v. 61, n. 1, p. 69-77, 1992.

ELKINS, N. Z.; WHITFORD, W. G. The role of microarthropods and nematodes on decomposition in a semi-arid ecosystem. **Oecologia**, v. 55, n. 3, p. 303-310, 1982.

ELOSEGI, A.; POZO, J. Litter input. In: GRAÇA, M. A. S.; BÄRLOCHER, F.; GESSNER M. O. (Org.). **Methods to study litter decomposition: a practical guide**. Netherlands, Springer, 2005. P. 3-11.

ENCALADA, A.; CALLES, J.; FERREIRA, V.; CANHOTO, C.; GRAÇA, M. A. S. Riparian land use and the relationship between the benthos and litter decomposition in tropical montane forest streams. **Freshwater Biology**, v. 55, n. 8, p. 1719-1733, 2010.

FERNÁNDEZ, H. R.; DOMÍNGUES, E. **Guía para la determinación de los artrópodos 22atagonian sudamericanos**. Tucumán: UNT, 2001. P. 282.

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

FRASER, L. H.; HOCKIN, A. D. Litter decomposition rates of two grass species along a semi-arid grassland-forest ecocline. **Journal of Arid Environments**, v. 88, p. 125-129, 2013.

FROHNMEYER, H.; STAIGER, D. Ultraviolet-B radiation-mediated responses in plants. Balancing damage and protection. **Plant Physiol**, v. 133, p. 1420–1428, 2003.

GAXIOLA, A.; ARMESTO, J. J. Understanding litter decomposition in semiarid ecosystems: linking leaf traits, UV exposure and rainfall variability. **Frontiers in Plant Science**, v. 6, n. 140, p. 1-9, 2015.

GESSNER, M. O.; CHAUVET, E. Importance of stream microfungi in controlling breakdown rates of leaf litter. **Ecology**, v. 75, n. 6, p. 1807-1817, 1994.

GESSNER, M. O.; CHAUVET, E.; DOBSON, M. A perspective on leaf litter breakdown in streams. **Oikos**, v. 85, n. 2, p. 377-384, 1999.

GIESE, M.; GAO, Y. G.; ZHAO, Y.; PAN, Q. M.; LIN, S.; PETH, S.; BRUECK, H. Effects of grazing and rainfall variability on root and shoot decomposition in a semi-arid grassland. **Applied Soil Ecology**, v. 41, n. 1, p. 8-18, 2009.

GIMENES, K. Z.; CUNHA-SANTINO, M. B.; BIACHINI JR., I. Decomposição de matéria orgânica alóctone e autóctone em ecossistemas aquáticos. **Revista Oecologia Australis**, v. 14, n. 4, p. 1036-1073, 2010.

GONÇALVES, J. F. JR.; MARTINS, R. T.; OTTONI, B. M. P.; COUCEIRO, S. R. M. Uma visão sobre a decomposição foliar em sistemas aquáticos brasileiros. In: HAMADA, N., NESSIMIAN, J. L. e QUERINO, R. B. (Org.). **Insetos aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia**. 1. Ed. Manaus: Editora do INPA, 2014, cap. 1, p. 89-116.

GONÇALVES, J. F. JR.; GRAÇA, M. A. S.; CALLISTO, M. Litter decomposition in a Cerrado savannah stream is retarded by leaf toughness, low dissolved nutrients and a low density of shredders. **Freshwater Biology**, v. 52, n. 8, p. 1440-1451, 2007.

GRAÇA, M. A. S.; FERREIRA, W. R.; FIRMIANO, K.; FRANÇA, J.; CALLISTO, M. Macroinvertebrate identity, differed across patches differing in substrate particle size and leaf litter pack in low order, tropical Atlantic forest streams. **Limnetica**, v. 34, n. 1, p. 29-40, 2015.

GRAÇA, M. A. S. The role of invertebrates on leaf litter decomposition in streams – a review. **International Review of Hydrobiology**, v. 86, n. 4-5, p. 383-393, 2001.

GRAÇA, M. A. S.; CRESSA, C. Leaf quality of some tropical and temperate tree species as food resource for stream shredders. **International Review of Hydrobiology**, v. 95, n. 1, p 27-41, 2010.

HAMADA, N.; NESSIMIAN, J. L.; QUERINO, R. B. **Insetos aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia**. 1. Ed. Manaus: Embrapa Meio Norte Livros Científicos, 2014. 724 p.

HARNER, M. J.; CRENSHAW, C. L.; ABELHO, M.; STURSOVA, M.; SHAH, J. F. J.; SINSABAUGH, R. L. Decomposition of leaf litter from a native tree 23atago actinorhizal invasive across riparian habitats. **Ecological Applications**, v. 19, n. 5, p. 1135-1146, 2009.

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

HEPP, L. U.; DELANORA, R.; TREVISAN, A. Compostos secundários durante a decomposição foliar de espécies arbóreas em um riacho do sul do Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 23, n. 2, p. 407-413, 2009.

HIEBER, M.; GESSNER, M. O. Contribution of stream detritivores, fungi, and bacteria to leaf breakdown based on biomass estimates. **Ecology**, v. 83, n. 4, p. 1026-1038, 2002.

JONSSON, M.; MALMQVIST, B.; HOFFSTEN, P. Leaf litter breakdown rates in boreal streams: does shredder species richness matter? **Freshwater Biology**, v. 46, n. 2, p. 161-171, 2001.

KÖNIG, R.; HEPP, L. U.; SANTOS, S. Colonisation of low- and high-quality detritus by benthic macroinvertebrates during leaf breakdown in a subtropical stream. **Limnologica**, v. 45, p. 61-68, 2014.

- KOUKOURA, Z.; MAMOLOS, A. P.; KALBURTJI, K. L. Decomposition of dominant plant species litter in a semi-arid grassland. **Applied Soil Ecology**, v. 23, n. 1, p. 13-23, 2003.
- LAM, S. K.; NORTON, R.; ARMSTRONG, R.; CHEN, D. Increased microbial activity under elevated [CO₂] does not enhance residue decomposition in a semi-arid cropping system in Australia. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 72, p. 97-99, 2014.
- LEITE-ROSSI, L. A.; SAITO, V. S.; CUNHA-SANTINO, M. B.; TRIVINHO-STRIXINO, S. How does leaf litter chemistry influence its decomposition and colonization by shredder Chironomidae (Diptera) larvae in a tropical stream? **Hydrobiologia**, v. 771, n. 1, p. 119-130, 2016.
- LI, A. O. Y.; NG, L. C. Y.; DUDGEON, D. Influence of leaf toughness and nitrogen content on litter breakdown and macroinvertebrates in a tropical stream. **Aquatic Sciences**, v. 71, n. 1, p. 80-93, 2009.
- LI, L. J.; ZENG, D. H.; YU, Z. Y.; FAN, Z. P.; YANG, D.; LIU, Y. X. Impact of litter quality and soil nutrient availability on leaf decomposition rate in a semi-arid grassland of Northeast China. **Journal of Arid Environments**, v. 75, n. 9, p. 787-792, 2011.
- MCINTYRE, R. E. S.; ADAMS, M. A.; FORD, D. J.; GRIERSON, P. F. Rewetting and litter addition influence 24atagonian24ion and microbial communities in soils from a semi-arid intermittent stream. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 41, n. 1, p. 92-101, 2009.
- MLAMBO, D.; MWENJE, E. Influence of *Colophospermum mopane* canopy cover on litter decomposition and nutrient dynamics in a semi-arid African savannah. **African Journal of Ecology**, v. 48, n. 4, p. 1021-1029, 2010.
- MOLES, A. T.; FALSTER, D. S.; LEISHMAN, M. R.; WESTOBY, M. Small-seeded species produce more seeds per square metre of canopy per year, but not per individual per lifetime. **Journal of Ecology**, v. 92, p. 384–396, 2004.
- NELSON, S. M.; ANDERSEN, D. C. Variable role of aquatic macroinvertebrates in initial breakdown of seasonal leaf litter inputs to a cold-desert river. **The Southwestern Naturalist**, v. 52, n. 2, p. 219-228, 2007.
- NIINEMETS, Ü. Global-scale climatic controls of leaf dry mass per area density, and thickness in trees and shrubs. **Ecology**, v. 82, p. 453-469, 2001.

POORTER, L.; BONGERS, F. Leaf traits are good predictors of plant performance across 53 rain forest species. **Ecology**, v. 87, p. 1733–1743, 2006.

PRINGLE, E. G.; ADAMS, R. I.; BROADBENT, E.; BUSBY, P. E.; DONATTI, C. I.; KURTEN, E. L.; RENTON, K.; DIRZO, R. Distinct leaf-trait syndromes of evergreen and deciduous trees in a seasonally dry tropical forest. **Biotropica**, v. 43, p. 299–308, 2010.

QUEIROZ, J. F.; TRIVINHO-STRIXINO, S.; NASCIMENTO, V. M. C. **Organismos bentônicos bioindicadores da qualidade de água da bacia do médio São Francisco**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2000. 4 p. (Embrapa Meio Ambiente. Comunicado Técnico, 3).

ROYER, T. V.; MINSHALL, G. W. Effects of nutrient enrichment and leaf quality on the breakdown of leaves in a hardwater stream. **Freshwater Biology**, v. 46, n. 5, p. 603–610, 2001.

SANTA REGINA, I. Litter fall, decomposition and nutrient release in three semi-arid forests of the Duero basin, Spain. **Forestry**, v. 74, n. 4, p. 347–358, 2001.

SHERMAN, C.; GRISHKAN, I.; BARNES, G.; STEINBERGER, Y. Fungal community-plant litter decomposition relationships along a climate gradient. **Pedosphere**, v. 24, n. 4, p. 437–449, 2014.

SILVA, J. O.; ESPIRITO-SANTO, M. M.; MORAIS, H. C. Leaf traits and herbivory on deciduous and evergreen trees in a tropical dry forest. **Basic and Applied Ecology**, v. 16, p. 210–219, 2015.

TACHET, H.; BOUNARD, M.; RICHOUX, P. **Introduction à l'étude des Macroinvertebrés des eaux douces**. Paris: C.R.D.P., 1987. 151 p.

TANK, J. L.; ROSI-MARSHALL, E. J.; GRIFFITHS, N. A.; ENTREKIN, S. A.; STEPHEN, M. L. A review of allochthonous organic matter dynamics and metabolism in streams. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 29, n. 1, p. 118–146, 2010.

TOMLINSON, K. W.; POORTER, L.; STERCK, F. J.; BORGHETTI, F.; WARD, D.; DE BIE, S.; VAN LANGEVELD, F. Leaf adaptations of evergreen and deciduous trees of semi-arid and humid savannas on three continents. **Journal of Ecology**, v. 101, n. 2, p. 430–440, 2013.

- TORRES, I. F.; BASTIDA, F.; HERNÁNDEZ, T.; BOMBACH, P.; RICHNOWB, H. H.; GARCÍA, C. The role of lignin and cellulose in the carbon-cycling of degraded soils under semiarid climate and their relation to microbial biomass. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 75, p. 152-160, 2014.
- TRIVINHO-STRIXINO, S.; STRIXINO, G. Estrutura da Comunidade de insetos aquáticos associados à *Potenderia lanceolata* Nuttal. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 53, n. 1, p. 103-111, 1993.
- TURNER, I. M. Sclerophylly: primarily protective? **Functional Ecology**, v. 8, p. 669-675, 1994.
- USELMAN, S. M.; SNYDER, K. A.; BLANK, R. R.; JONES, T. J. UVB exposure does not accelerate rates of litter decomposition in a semi-arid riparian ecosystem. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 43, n. 6, p. 1254-1265, 2011.
- VELÁSQUEZ, S. M.; MISERENDINO, M. L. Habitat type and macroinvertebrate assemblages in low order 26atagonian streams. **Archiv für Hydrobiologie**, v. 158, n. 4, p. 461-483, 2003.
- WALLACE, J. B.; WEBSTER, J. R. The role of macroinvertebrates in stream ecosystem function. **Annual Review of Entomology**, v. 41, n. 1, p. 115-139, 1996.
- WANTZEN, K. M.; WAGNER, R. Detritus processing by invertebrate shredders: a neotropical-temperate comparison. **Journal of the North American Benthological Society**. V. 25, n. 1, p. 216-232, 2006.
- WANTZEN, K. M.; YULE, C. M.; MATHOOKO, J. M.; PRINGLE, C. Organic-matter dynamics and processing in tropical streams. In: DUDGEON, D. (Org.). **Tropical Stream Ecology**. London, UK: Academic Press, 2008. P. 43-64.
- WRIGHT, I. J.; REICH, P. B.; WESTOBY, M.; ACKERLY, D. D.; BARUCH, Z.; BONGERS, F.; CAVENDER-BARES, J.; CHAPIN, T.; CORNELISSEN, J. H. C.; DIEMER, M.; FLEXAS, J.; GARNIER, E.; GROOM, P. K.; GULIAS, J.; HIKOSAKA, K.; LAMONT, B. B.; LEE, T.; LEE, W.; LUSK, C.; MIDGLEY, J. J.; NAVAS, M.; NIINEMETS, Ü.; OLEKSYN, J.; OSADA, N.; POORTER, H.; POOT, P.; PRIOR, L.; PYANKOV, V. I.; ROUMET, C.; THOMAS, S. C.; TJOELKER, M. G.; VENEKLAAS, E. J.; VILLAR, R. The worldwide leaf economics spectrum. **Nature**, v. 428, p. 621-827, 2004.

Capítulo 1

Atributos foliares de espécies do semiárido como fatores regulatórios para invertebrados aquáticos

Marcos Medeiros Cavalcanti Júnior¹, Joseline Molozzi¹, Luiz Ubiratan Hepp² e Dilma Maria de Brito Melo Trovão¹

¹Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação – Universidade Estadual da Paraíba, Avenida Baraúnas, N. 351, Bairro Bodocongó, CEP 58429-500, Campina Grande, Paraíba, Brasil.
Departamento de Biologia – Programa de Pós Graduação em Ecologia e Conservação – Universidade Estadual da Paraíba

²Programa de Pós-Graduação em Ecologia – Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões

ATRIBUTOS FOLIARES DE ESPÉCIES DO SEMIÁRIDO COMO FATORES
REGULATÓRIOS PARA INVERTEBRADOS AQUÁTICOS

Marcos Medeiros Cavalcanti Júnior *

RESUMO

As folhas constituem grande parte da matéria orgânica alóctone em riachos e sustentam energeticamente estes sistemas. O processamento da matéria está relacionado com características ambientais, fatores bióticos e atributos foliares relacionados à sua estrutura física e composição química. Neste estudo avaliamos a colonização de invertebrados aquáticos em folhas de espécies arbóreas do semiárido com características físicas e químicas distintas. Testamos as hipóteses que i) as folhas com maior dureza, maior relação C:N e menor quantidade de nitrogênio apresentam menores abundância e biomassa de invertebrados associados, ii) a maior abundância e biomassa de invertebrados associados resulta em taxas de decomposição maiores, e iii) a qualidade das folhas influencia a estrutura e a composição de grupos tróficos funcionais dos invertebrados associados, em especial, aumentando a abundância e biomassa de raspadores e fragmentadores. Incubamos folhas senescentes de *Tabebuia aurea* e *Aspidosperma pyrifolium* em um riacho de 3ª ordem no semiárido brasileiro. Após 3, 7, 15 e 30 dias retiramos quatro litter bags de cada espécie para análise das assembleias de invertebrados associados. Realizamos análises físicas e químicas iniciais dos detritos foliares a fim de caracterizar a estrutura e a qualidade nutricional das folhas estudadas. *A. pyrifolium* apresentou maior qualidade nutricional (baixa razão C:N) e menor dureza, e a taxa de decomposição também foi mais elevada quando comparada a *T. aurea*. Apenas a biomassa de invertebrados variou entre os detritos estudados, sendo maior em *A. pyrifolium*. A qualidade do detrito foliar modificou a composição dos grupos tróficos funcionais, observou-se maior abundância de filtradores e predadores, enquanto que a biomassa foi maior pra os raspadores e catadores. Devido à ausência de fragmentadores típicos, os detritos foliares podem ter sido utilizados pelos invertebrados como substrato, refúgio contra predadores e correnteza, e esporadicamente como recurso alimentar. Assim, as diferenças na estrutura física e composição química das folhas das espécies vegetais mostraram-se importantes estruturadoras das assembleias de invertebrados. Isso reforça a necessidade de manutenção da vegetação ripária nos riachos, pois além de sustentar as comunidades energeticamente, agregam em heterogeneidade ambiental contribuindo para o aumento e manutenção da biodiversidade aquática.

Palavras-Chave: Decomposição. Grupos Tróficos Funcionais. Biomassa. Zonas ripárias.

* Aluno de Mestrado do Programa de Pós Graduação em Ecologia e Conservação – UEPB.
E-mail: marcosmcj@outlook.com

ABSTRACT

Leaves constitute a large part of the allochthonous organic matter in streams and sustain these systems. The processing of the organic matter is related to environmental and biotic factors and leaf traits. In this study we evaluated the colonization of stream invertebrates on semi-arid tree species leaves with distinct physical and chemical characteristics. We tested the

hypotheses that i) hard leaves, with higher C:N ratio present lower abundance and biomass of associated invertebrates, ii) the greater abundance and biomass of associated invertebrates results in higher rates of decomposition, and iii) leaf quality increasing the abundance and biomass of invertebrate scrapers and shredders. We incubated senescent leaves of *Tabebuia aurea* and *Aspidosperma pyrifolium* in a third order stream in the Brazilian semiarid region. After 3, 7, 15 and 30 days we removed four litter bags from each species for analysis of the associated invertebrate. We carried out initial physical and chemical analyzes of the leaf litter to characterize the structure and the nutritional quality of the studied leaves. *A. pyrifolium* showed higher nutritional quality (low C:N ratio) and lower hardness, and the decomposition rate was also higher when compared to *T. aurea*. Only biomass of invertebrates varied between the studied leaf litter, being higher in *A. pyrifolium*. The quality of the leaf litter modified the composition of the functional feeding groups, it was observed a greater abundance of filters and predators. The biomass was greater for scrapers and gathers. Due to the absence of typical shredders, leaf litter was used by invertebrates as a substrate, shelter from predators and current, and sporadically as a food resource. Thus, the differences in the physical structure and chemical composition of the leaves of plant species showed to be important structures of the invertebrate assemblages. This reinforces the need for maintenance of riparian vegetation in streams because besides sustaining communities energetically, they aggregate in environmental heterogeneity contributing to the increase and maintenance of aquatic biodiversity.

Key-Words: Decomposition. Functional Feeding Groups. Biomass. Riparian Zones.

1 INTRODUÇÃO

A entrada de matéria orgânica de origem alóctone representa uma importante fonte de energia para ecossistemas aquáticos com vegetação ripária (VANNOTE et al., 1980; MARCARELLI et al., 2011). Grande parte da matéria orgânica alóctone que entra nestes ecossistemas é composta por folhas (GONÇALVES; CALLISTO, 2013), que são processadas e compõem a base das teias alimentares aquáticas (VANNOTE et al., 1980; FRAUENDORF et al., 2013). A decomposição do detrito foliar em riachos está relacionada a fatores ambientais (e.g. pH, oxigênio dissolvido, nutrientes), características bióticas (microrganismos e invertebrados) e atributos foliares relativos a sua estrutura física e composição química (e.g. dureza, nitrogênio, polifenóis) (TANK et al., 2010; GARCÍA-PALACIOS et al., 2015).

Vários estudos têm demonstrado a importância da composição química do detrito foliar para a decomposição e colonização por invertebrados em riachos (LI et al., 2009; GONÇALVES et al., 2012; KONIG et al., 2014). Dentre as características químicas mais relevantes, as concentrações de carbono e nitrogênio (TONIN et al., 2014; GARCIA-PALACIOS et al., 2015; ÁGOSTON-SZABÓ et al., 2016), e a relação C:N (GRAÇA; CRESSA, 2010; TONIN et al., 2014) são parâmetros classicamente utilizados para quantificar a qualidade alimentar do detrito foliar para os invertebrados. Além disso, a dureza das folhas tem sido apontada como uma das principais características estruturais que determinam a taxa de decomposição dos detritos foliares em riachos tropicais (LI et al., 2009). A dureza foliar é determinada por propriedades da epiderme e de algumas células que formam uma parede espessa abaixo dela. Assim, a hipoderme, ou os feixes de fibras, refletem as adaptações dos vegetais a fatores ambientais, como o estresse hídrico da região semiárida (DOURADO et al., 2016).

A água é um recurso limitante em regiões áridas e semiáridas, e o desenvolvimento de estratégias morfofisiológicas eficazes para um melhor aproveitamento deste recurso é importante para a sobrevivência das espécies vegetais em regiões com estresse hídrico (GROSSIORD et al., 2016). Atributos foliares como a área foliar específica, a dureza e a relação C:N possuem forte influência da capacidade da planta em adquirir, usar e conservar os recursos disponíveis no ambiente, e do modo com que a planta lida com os estresses ambientais, como a indisponibilidade hídrica, e com a herbivoria, características em florestas tropicais secas (WEIHER et al., 1999; CORNELISSEN et al., 2003; PRINGLE et al., 2011). Espécies que não perdem suas folhas durante a estação seca, apresentam folhas com menor área foliar específica e maior razão C:N, e o inverso acontece com espécies que perdem as

folhas durante a seca (PRINGLE et al., 2011). Além disso, a defesa contra herbívoros em regiões tropicais também influencia características foliares como o acúmulo de compostos secundários (e.g., alcalóides e taninos) e o aumento da dureza foliar (COLEY; BARONE, 1996), diminuindo a palatabilidade foliar para herbívoros.

Em regiões semiáridas a maioria dos estudos com decomposição de detritos foliares foi realizada em ambientes terrestres (CEPEDA-PIZARRO, 1993; SHERMAN et al., 2014; TORRES et al., 2014). Embora o interesse sobre a decomposição de matéria orgânica em ecossistemas aquáticos no semiárido seja crescente (CASAS et al., 2011; ARROITA et al., 2013), não existem informações acerca da influência de atributos foliares (e.g., nitrogênio, razão C:N e dureza) ante a colonização de invertebrados e sobre a decomposição do detrito. Regiões semiáridas ocupam aproximadamente 15% da superfície do planeta (SAFRIEL; ADEEL, 2005) e devem sofrer com aumentos na temperatura e redução das chuvas, ocasionando secas mais prolongadas nas próximas décadas (MARENGO, 2015). Nesse contexto, a vegetação de regiões semiáridas poderá sofrer modificações com a indisponibilidade hídrica (IPCC, 2012; 2014) e a substituição por vegetação de terra árida (IPCC, 2007). Além disso, as ações antrópicas irão potencializar os efeitos negativos causados pelas mudanças climáticas aos serviços ecossistêmicos (SAFRIEL; ADEEL, 2005).

Neste estudo, nós avaliamos a influência das características estruturais e químicas de folhas de duas espécies de ampla ocorrência e presentes em matas ripárias do semiárido brasileiro na colonização por invertebrados durante a decomposição em um riacho. Nossa primeira hipótese foi de que observaríamos maior abundância e biomassa de organismos nos detritos de melhor qualidade nutricional (maiores quantidades de nitrogênio, menor relação C:N) e de menor dureza. A seguir, nós testamos a hipótese que o aumento da abundância e biomassa de invertebrados no detrito foliar de melhor qualidade e menor dureza resultaria em taxas de decomposição foliar mais elevadas. Finalmente, testamos que a qualidade do detrito foliar influenciaria a composição de grupos tróficos funcionais de invertebrados associados ao detrito, em especial, aumentando a abundância e biomassa de raspadores e fragmentadores.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Área de Estudo

Realizamos o experimento durante os meses de agosto e setembro de 2015 no riacho Pataxó (5°36'25"S, 36°50'35"W) pertencente a bacia hidrográfica dos rios Piranhas/Açú,

localizado no nordeste do Brasil (Figura 1). A região apresenta clima do tipo BSh, caracterizado como semiárido de baixa altitude e latitude (ALVARES et al., 2013). No ano do experimento o índice de pluviosidade da área atingiu valores máximos no mês de março (aproximadamente 180 mm) e mínimos no período de julho a dezembro, onde não houve registro de chuvas na região (ANA, 2016).

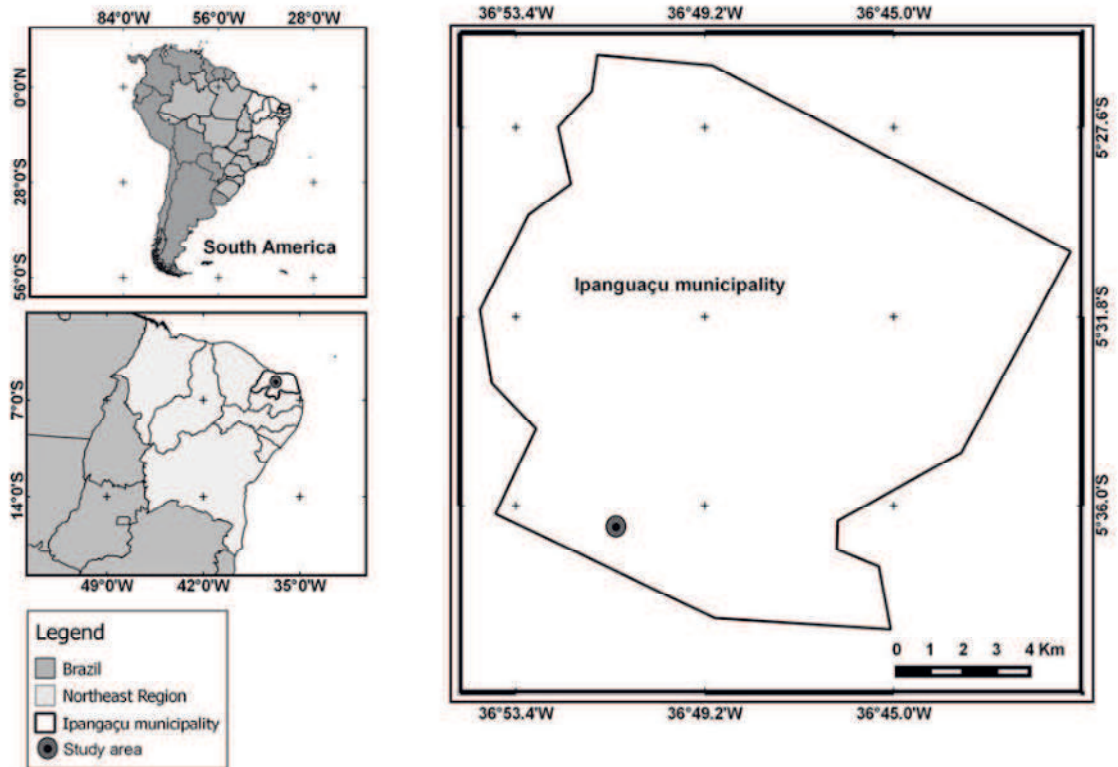


Figura 1 – Localização da área de estudo no município de Ipangaçu, Rio Grande do Norte, nordeste brasileiro.

O trecho do riacho estudado é de 3^a ordem e tem aproximadamente 5 m de largura e 0,35 m de profundidade. O substrato é composto em maiores proporções por rochas e cascalho. A vegetação ripária possui extensão de 30 m em ambas as margens. Durante experimento a temperatura média da água foi $26,8 \pm 0,3$ °C (média \pm desvio padrão). A condutividade elétrica foi baixa ($9,3 \pm 0,1$ $\mu\text{S cm}^{-1}$), pH básico ($9,3 \pm 0,1$) e águas bem oxigenadas ($8,6 \pm 0,2$ mg L^{-1}). A concentração de amônia na água foi de $81,2 \pm 8,0$ $\mu\text{g L}^{-1}$ e fósforo total de $96,0 \pm 3,9$ mg L^{-1} . A velocidade média da correnteza do riacho foi $1,93 \pm 0,06$ m s^{-1} .

2.2. Experimento de Campo

Utilizamos folhas senescentes de *Tabebuia aurea* (Silva Manso) Benth. & Hook. F. ex S. Moore (Bignoniaceae) e *Aspidosperma pyrifolium* Mart. (Apocynaceae). Estas espécies são arbóreas nativas comuns em matas ciliar da região (BESSA; MEDEIROS 2011; OLIVEIRA et al. 2013). As folhas foram coletadas durante os meses de Março a Junho de 2015 com redes suspensas a 1 m do solo abaixo da copa das árvores em um fragmento florestal de vegetação ripária de Caatinga arbustivo-arbórea (7°20'11"S, 36°26'52"W). Posteriormente secamos as folhas em temperatura ambiente (25°C) em sombra por cinco dias. Pesamos $3,0 \pm 0,1$ g de folhas e colocamos em *litter bags* (17 x 13 cm; malha 10 mm). Incubamos 32 *litter bags* (2 espécies foliares \times 4 tempos amostrais \times 4 réplicas) e após 3, 7, 15 e 30 dias, removemos 4 *litter bags* de cada espécie para lavagem em laboratório do sedimento remanescente nas folhas e coleta dos invertebrados associados.

2.3. Caracterização Estrutural e Química do Detrito

Realizamos análises estruturais e químicas iniciais dos detritos foliares para caracterizar as folhas das espécies utilizadas. Para obtenção da área foliar específica e dureza foliar retiramos discos foliares de 12 mm de diâmetro de cada espécie evitando a nervura central. Após, dividimos a área foliar do disco pela massa seca obtida a partir da secagem em forno mufla (550°C/5h), obtendo assim a área foliar específica. Para estimar a dureza foliar, nós mensuramos a força necessária para que uma agulha de metal perfurasse a região central do disco foliar (GRAÇA; ZIMMER, 2005). Para tanto, os discos foliares foram colocados entre duas bases com uma haste central dando apoio para um copo de béquer. A dureza foliar foi representada como a força exercida pela massa de água depositada no copo de béquer necessária para que a lâmina de metal perfurasse a folha. Secamos as amostras de detritos em estufa (40°C/72h) e posteriormente as levamos ao forno mufla (550°C/4h) para determinação da massa remanescente e cálculo das taxas de decomposição.

Mensuramos o teor de carbono foliar a partir da proporção de 47% da massa seca livre de cinzas da amostra foliar, obtida a partir da queima em forno mufla (550°C/5h) (WESTLAKE, 1963). Determinamos a concentração de nitrogênio pelo método Kjeldahl (BATAGLIA et al., 1983). Quantificamos a razão C:N dos detritos foliares com base nos conteúdos de carbono e nitrogênio foliar quantificados inicialmente. Mensuramos o teor de taninos pelo método de Folin-Denis (ANDERSON; INGRAM, 1996). Quantificamos os elementos cálcio, magnésio e potássio por Espectrofotometria de Absorção Atômica a partir da extração com ácido nítrico da fração inorgânica dos detritos (reprodutibilidade > 93%).

2.4. Procedimentos de Laboratório

Em laboratório, lavamos os detritos foliares sobre uma peneira com 250 µm de abertura de malha para retenção dos organismos associados. Os invertebrados removidos do detrito foram fixados em álcool 70% e identificados em nível de família, exceto larvas de Chironomidae e Trichoptera que foram identificadas em nível de gênero com auxílio de chaves taxonômicas (EDMONDSON, 1959; FERNANDEZ; DOMINGUES, 2001; MUGNAI et al., 2010; TRIVINHO-STRIXINO, 2011). Agrupamos os invertebrados em grupos tróficos funcionais de acordo com a classificação proposta por Wantzen e Wagner (2006). Para estimativa da biomassa, secamos os invertebrados em estufa (60°C/72h), com exceção dos organismos pertencentes ao grupo Mollusca que foram levados ao forno mufla (550°/4h) e após a estufa (60°/72h).

2.5. Análise de Dados

Inicialmente, testamos a normalidade dos dados a partir de um teste de normalidade Shapiro-Wilk e um teste F, respectivamente. Quando necessário os dados foram logaritmizados ($\log x+1$). Para verificar as diferenças dos atributos foliares entre as duas espécies utilizamos um Teste *t*. Para determinar o coeficiente de decomposição do detrito utilizamos o modelo exponencial negativo $W_t = W_0 \times e^{-kt}$, em que W_t é o peso remanescente dos detritos no tempo (dias), W_0 é o peso inicial e k é o coeficiente de decomposição (WEBSTER; BENFIELD, 1986). Para verificar a variação na taxa de decomposição entre os detritos utilizamos uma Análise de Covariância (ANCOVA), cuja covariável foi o tempo de incubação das folhas. As diferenças de abundância e biomassa de invertebrados associados e de grupos tróficos funcionais foram analisadas a partir de Análises de Variância (*two-way* ANOVA) com teste de Tukey *a posteriori*. Utilizamos uma ordenação NMDS (matriz de dissimilaridade de Bray-Curtis) para avaliar a similaridade entre as unidades amostrais (litter bags) e consideramos as espécies vegetais e o tempo de incubação como fatores. Para avaliar os padrões da composição dos grupos tróficos funcionais dos invertebrados entre as espécies usamos uma PerMANOVA. Todas as análises foram realizadas no programa “R” (R CORE TEAM, 2016).

3 RESULTADOS

3.1. Atributos Foliareos

As espécies vegetais estudadas diferiram em relação a suas características estruturais e químicas (Tabela 1). As características estruturais foram as mais discrepantes, sendo o detrito foliar de *T. aurea* de maior dureza, enquanto que o detrito foliar de *A. pyrifolium* apresentou maior área foliar específica (Tabela 1). As concentrações de nitrogênio e carbono foram maiores em *A. pyrifolium*, refletindo em uma menor relação C:N (Tabela 1). Os teores de Ca e Mg foram maiores em *A. pyrifolium*, enquanto que K foi maior em *T. aurea* (Tabela 1). Apenas as concentrações de taninos foram semelhantes entre as espécies estudadas.

Tabela 1 – Atributos foliares das folhas de *Tabebuia aurea* e *Aspidosperma pyrifolium* (média± EP) e valores do Teste t. Valores em negrito indicam as variáveis que apresentam diferenças significativas entre si.

Variáveis	<i>Tabebuia aurea</i>	<i>Aspidosperma pyrifolium</i>	t	p
Dureza (kPa)	5883,3 ± 2221,6	153,7 ± 1,8	17,4	<0,001
Área Foliar Específica (mm ² mg ⁻¹)	6,3 ± 0,2	13,1 ± 1,1	-5,9	0,023
Carbono (%)	0,7 ± 0,0	1,0 ± 0,1	-8,8	0,002
Nitrogênio (%)	0,5 ± 0,0	1,2 ± 0,0	-32,6	<0,001
Relação C:N	1,3 ± 0,1	0,8 ± 0,0	6,6	0,002
Taninos (mg g ⁻¹)	4,2 ± 0,1	4,1 ± 0,2	0,6	0,580
Cálcio (mg g ⁻¹)	5,2 ± 0,7	13,7 ± 0,5	-9,3	0,001
Magnésio (mg g ⁻¹)	1,6 ± 0,2	7,0 ± 0,3	-14,6	<0,001
Potássio (mg g ⁻¹)	130,3 ± 29,4	38,3 ± 3,3	4,3	0,035

3.2. Perda de Massa

A perda de massa diferiu entre as espécies e entre o tempo de incubação no riacho (ANCOVA, $F_{2,33} = 35,6$; $p < 0,0001$). Após 30 dias de experimento as folhas de *T. aurea* perderam aproximadamente 90% de sua massa inicial ($k = -0,078 \text{ dia}^{-1}$). As folhas de *A. pyrifolium* perderam 100% entre o 7º e o 15º dia do experimento ($k = -0,165 \text{ dia}^{-1}$) (Figura 2).

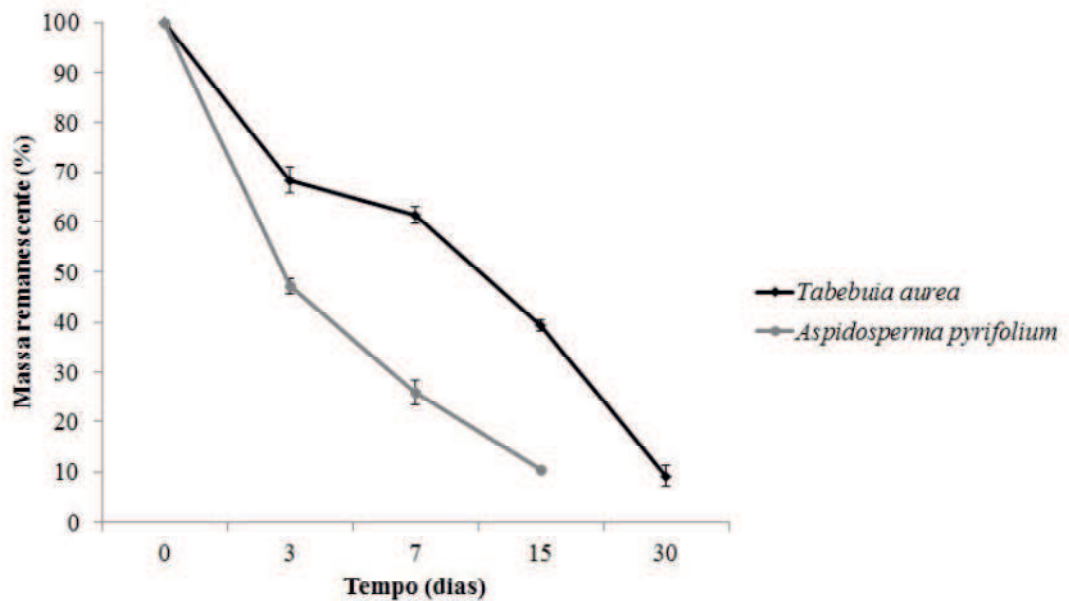


Figura 2 – Massa remanescente (%) de *Tabebuia aurea* e *Aspidosperma pyrifolium* incubadas em um riacho do semiárido brasileiro. As barras representam o erro padrão.

3.3. Invertebrados Associados ao Detrito Foliar

Um total de 2525 invertebrados foi encontrado associado ao detrito foliar das duas espécies durante o período do desenvolvimento do experimento. Chironomidae foi o *taxon* mais abundante em ambas as espécies (31% da abundância total). Os *taxa* Baetidae, Leptohyphidae e Hydropsychidae corresponderam a 24%, 19% e 16% da abundância total de invertebrados, respectivamente.

Houve diferença entre as duas espécies de folhas quando comparamos a biomassa dos invertebrados, enquanto que a abundância foi semelhante (Tabela 2, Figura 3). Porém destacamos que quando comparamos a abundância ao longo do tempo houve variação. No entanto, a abundância variou entre as espécies quando foi avaliada temporalmente (interação; Tabela 2). A biomassa total de invertebrados foi maior em *A. pyrifolium* (529,2 mg) em relação a *T. aurea* (274,3 mg) (Tabela 2, Figura 2). *A. pyrifolium* apresentou maior biomassa de invertebrados no período inicial de experimento (dias 3 e 7 com 150,7 mg e 293,9 mg, respectivamente), enquanto que a biomassa nas folhas de *T. aurea* foi mais elevada nos dias 7 e 15 do experimento (85,6 mg e 110,3 mg, respectivamente) (Figura 2). A riqueza total de invertebrados associado aos detritos foliares de ambas as espécies foi similar para as espécies ao longo do experimento.

Tabela 2 –ANOVA com dois fatores para a abundância e biomassa de invertebrados associados às folhas de *Tabebuia aurea* e *Aspidosperma pyrifolium* em um riacho no semiárido brasileiro.

Abundância					
	gl	SQ	MQ	F	P
Espécie	1	0,66	0,66	2,14	0,159
Tempo	3	11,28	3,76	12,13	<0,001
Espécie:Tempo	2	3,08	1,54	4,96	0,018
Resíduos	20	6,20	0,31		
Biomassa					
	gl	SQ	MQ	F	P
Espécie	1	9140	9140	11,46	0,003
Tempo	3	4834	1611	2,02	0,142
Espécie:Tempo	1	1702	1702	2,13	0,159
Resíduos	21	16757	798		

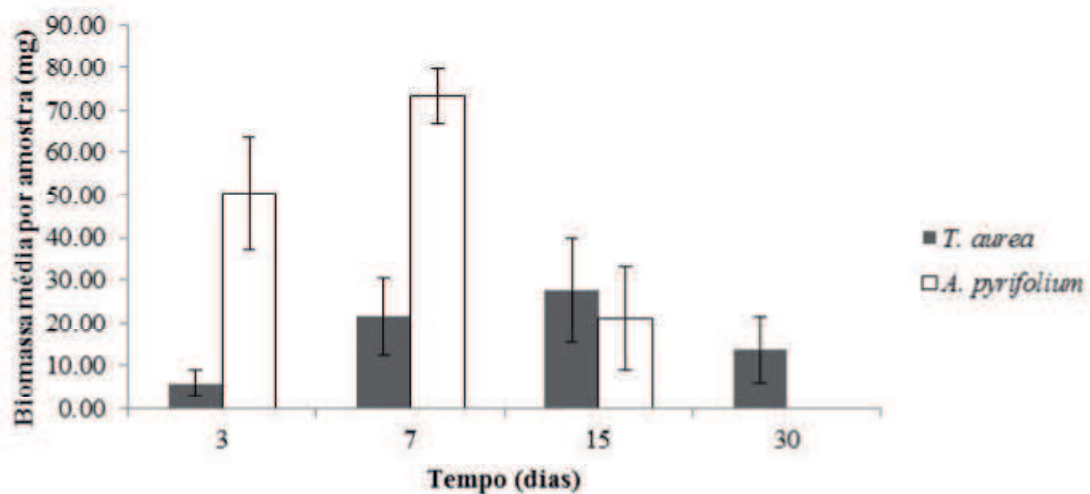
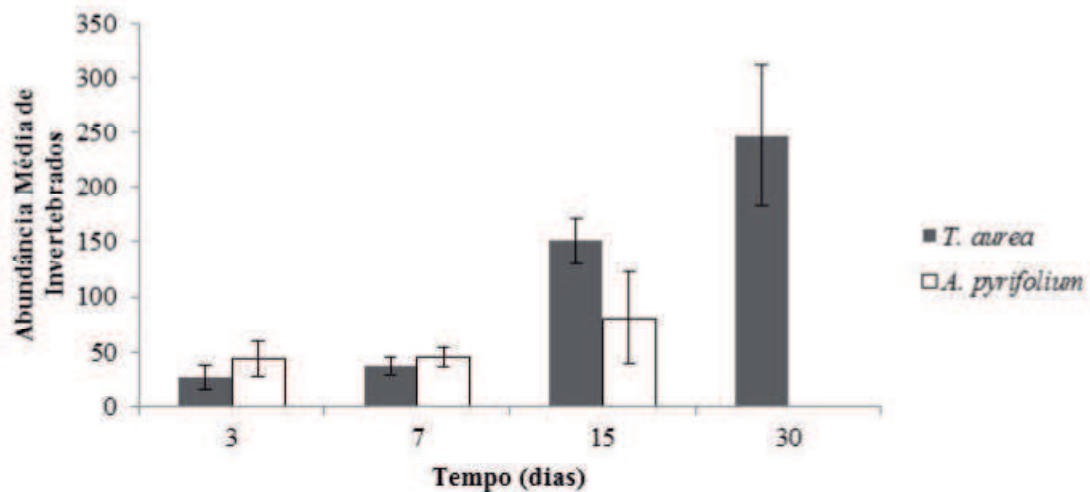
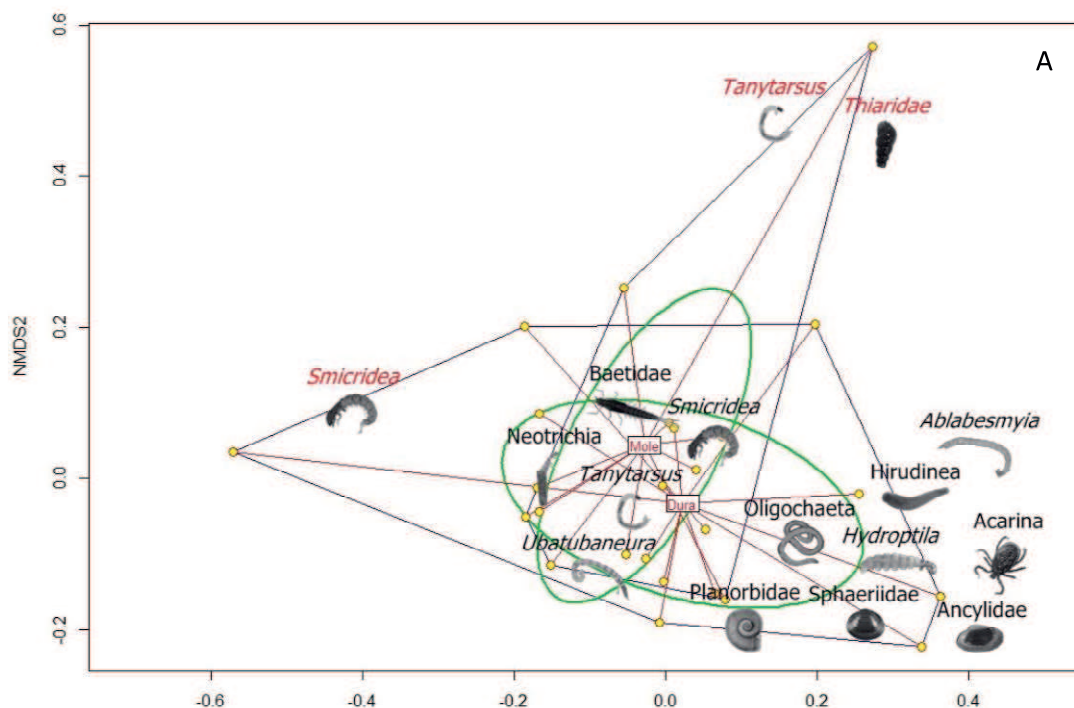


Figura 3 – Abundância (A) e biomassa (B) média (\pm EP) de invertebrados associados às folhas de *Tabebuia aurea* e *Aspidosperma pyrifolium* incubadas em litter bags em um riacho no semiárido brasileiro.

A composição taxonômica de invertebrados associados ao detrito foliar foi diferente entre as espécies e ao longo dos dias de incubação das folhas (Figura 4 – A e B, Anexo A). A similaridade da abundância da comunidade bentônica foi menor em *T. aurea* do que em *A. pyrifolium* (distância do centróide: 0,2796 e 0,2318, respectivamente). Os grupos que ocorreram entre as duas espécies vegetais ao longo do experimento foram Baetidae, Leptohiphidae, *Smicridea*, *Tanytarsus* e *Ubatubaneura* (Figura 4 – A). No entanto a espécie *Tanytarsus* ocorreu em elevada abundância no dia 30 em *T. aurea*, o que foi responsável pela diferença da ordenação da NMDS (Figura 4 – B). Os dias 3, 7 e 15 do experimento apresentaram os mesmos *taxa* para ambas as espécies, no entanto suas abundâncias foram diferenciadas. No dia 7 a espécie *A. pyrifolium* apresentou menor abundância de *Tanytarsus* e Thiariidae, enquanto que a espécie *T. aurea* apresentou no dia 3 a menor abundância de *Smicridea*. O dia 30 foi diferenciado em função da permanência de *T. aurea*, e com *taxa* que ocorreram somente neste período, como Hydroptila, Ancylidae, Sphaeriidae, Acarina e Oligochaeta (Figura 4 – B, Anexo A).



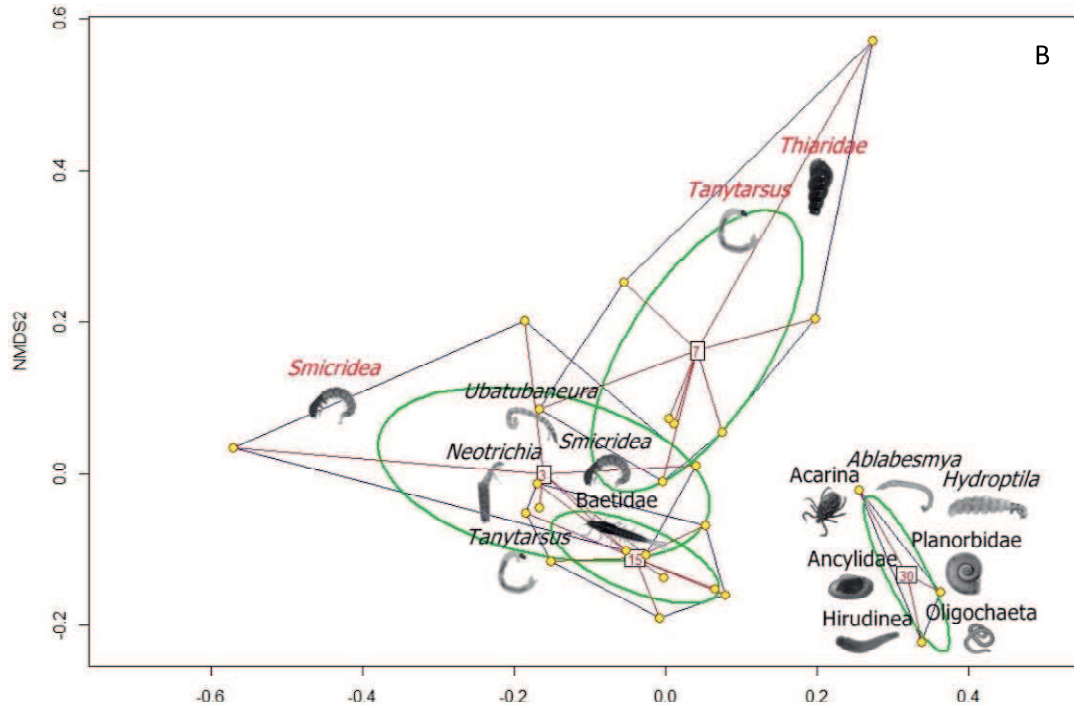


Figura 4 – Diagramas de ordenação NMDS (stress: 0,12) da composição da fauna de invertebrados associados às folhas de *Tabebuia aurea* e *Aspidosperma pyrifolium* agrupados por espécie vegetal (A) e por tempo (B). Taxa em vermelho significam ausência ou baixa abundância em relação aos demais taxa.

3.4. Grupos Tróficos Funcionais

A composição de grupos tróficos funcionais variou entre as espécies de acordo com o tempo de incubação (Tabela 3; Figura 5). Os catadores foram os mais frequentes (50%) em ambas as espécies, seguidos de filtradores, raspadores e predadores (Figura 5). Filtradores (45%) foi o grupo mais representativo no detrito foliar de *T. aurea*, seguido por catadores, raspadores e predadores. Para o detrito foliar de *A. pyrifolium* o grupo trófico mais representativo foi o catadores (68%), seguido de filtradores e raspadores (Figura 5).

Tabela 3 – PerMANOVA para a composição de grupos tróficos de invertebrados associados às folhas por espécie (*Tabebuia aurea* e *Aspidosperma pyrifolium*) e por tempo de incubação (3, 7, 15 e 30 dias) em um riacho no semiárido brasileiro.

	gl	SQ	MQ	F-Model	P
Espécie	1	0,117	0,117	3,996	0,016
Tempo	3	0,447	0,149	5,099	0,001
Espécie:Tempo	2	0,156	0,078	2,667	0,032
Resíduos	20	0,584	0,029		

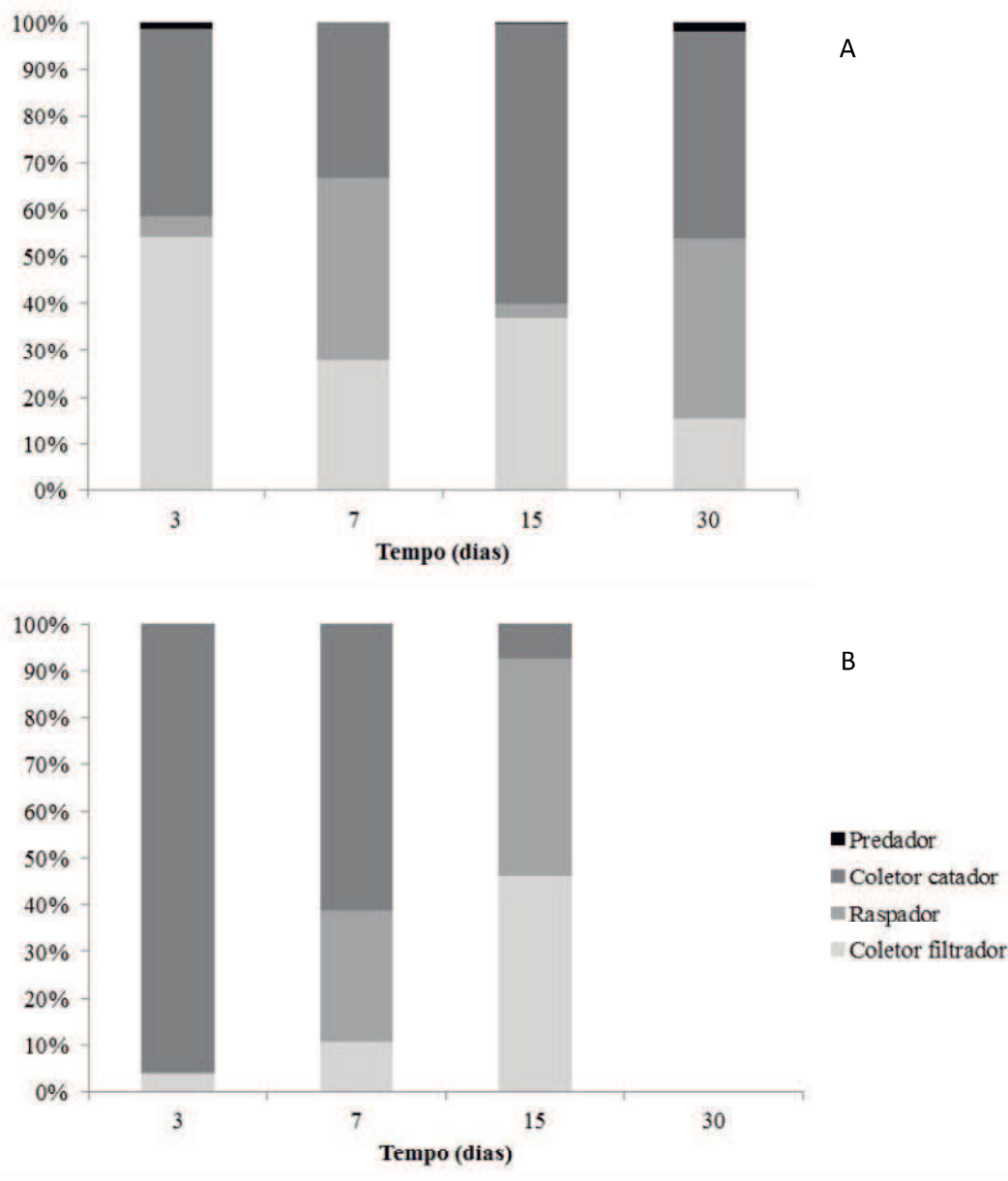


Figura 5 – Porcentagem de abundância de grupos tróficos funcionais de invertebrados associados à detritos de (A) *Tabebuia aurea* e (B) *Aspidosperma pyriforme* em um riacho no semiárido brasileiro.

A abundância de filtradores e catadores foi maior em *T. aurea* ao longo do tempo de incubação das folhas (Tabela 4). A biomassa de catadores aumentou com o tempo e atingiu o valor máximo no dia 15 (aproximadamente 60%) em *T. aurea*. Por outro lado, em *A. pyriforme*, a biomassa de catadores atingiu valor máximo no dia 3 (aproximadamente 75%) (Tabela 4). A abundância de raspadores variou ao longo do tempo de incubação, com valores máximos para ambas as espécies nos dias finais do experimento. A biomassa de raspadores foi maior em *A. pyriforme* (10,6 mg) em relação a *T. aurea* (4,4 mg). A abundância de

predadores foi maior em *T. aurea* ao longo do tempo, enquanto que a biomassa de predadores foi similar entre os detritos foliares (Tabela 4).

Tabela 4 – ANOVA com dois fatores para abundância e biomassa dos grupos tróficos alimentares por espécie (*Tabebuia aurea* e *Aspidosperma pyrifolium*) e por tempo de incubação (3, 7, 15 e 30 dias) em um riacho no semiárido brasileiro.

	<i>Abundância</i>				<i>Biomassa</i>			
	gl	SQ	F	p	gl	SQ	F	p
Coletor-filtrador								
Espécie	1	6,721	7,059	0,015	1	0,009	0,010	0,920
Tempo	3	18,705	6,548	0,002	3	2,600	0,962	0,430
Espécie:Tempo	2	5,393	2,832	0,082	2	0,097	0,054	0,948
Resíduos	20	19,044			20	18,020		
Raspador								
Espécie	1	0,496	0,588	0,452	1	5,914	6,656	0,018
Tempo	3	17,258	6,830	0,002	3	8,588	3,222	0,044
Espécie:Tempo	2	0,472	0,280	0,758	2	1,301	0,732	0,493
Resíduos	20	16,844			20	17,769		
Coletor-catador								
Espécie	1	0,674	1,159	0,294	1	6,007	7,538	0,012
Tempo	3	5,529	3,171	0,046	3	3,938	1,647	0,210
Espécie:Tempo	2	4,158	3,577	0,047	2	9,335	5,858	0,010
Resíduos	20	11,626			20	15,937		
Predador								
Espécie	1	1,029	5,345	0,032	1	0,007	2,081	0,165
Tempo	3	3,851	6,669	0,003	3	0,008	0,815	0,501
Espécie:Tempo	2	0,039	0,101	0,904	2	0,004	0,686	0,515
Resíduos	20	3,849			20	0,066		

4 DISCUSSÃO

Nossos resultados indicam que as diferenças na estrutura física e composição química dos detritos foliares de *T. aurea* e *A. pyrifolium* influenciaram a biomassa de invertebrados associados e também a composição de grupos tróficos funcionais. A dureza foliar, o conteúdo de nitrogênio e os teores de magnésio, cálcio e potássio, foram os atributos foliares mais discrepantes entre os detritos de *T. aurea* e *A. pyrifolium* e contribuíram para a colonização dos organismos. O detrito foliar de *A. pyrifolium*, devido a maior quantidade de nitrogênio, menor relação C:N e menor dureza foi considerado de melhor qualidade nutricional para os

invertebrados pois contribuiu para uma decomposição mais rápida e portanto uma ação mais eficaz dos agentes colonizadores. O desenvolvimento de defesas mecânicas, químicas e de tolerância, baseadas em sua morfologia e fisiologia, tem o intuito de proteger a planta das condições ambientais desfavoráveis (LUCAS et al., 2000; SCHOONHOVEN et al., 2005; KOST et al., 2011; FÜRSTENBERG-HÄGG et al., 2013; DOURADO et al., 2016). As defesas mecânicas conferem resistência e dureza às plantas e agem como estratégia para deter um maior contato dos herbívoros com as partes atacadas (LUCAS et al., 2000). É importante ressaltar que as características estruturais e químicas das espécies vegetais no semiárido resultam de diferentes estratégias adaptativas, no que se refere à manutenção em ambientes com escassez hídrica (TROVÃO et al., 2007).

A composição química e a maior dureza das folhas de *T. aurea* reflete um maior investimento em mecanismos de defesa e/ou adaptação quando comparada a *A. pyrifolium*, apresentando uma epiderme e um grau de lignificação que lhe conferem maior resistência à decomposição e/ou danos por herbívoros. A epiderme das folhas de *T. aurea* é cuticularizada, uni e bisseriada (SILVA et al., 2009), e conta com uma ampla plasticidade anatômica que lhe confere uma alta capacidade de regulação hídrica (DOUSSEAU et al., 2008), características importantes em espécies que habitam regiões semiáridas. As folhas de *A. pyrifolium* apresentam diferentes adaptações, investindo em outras formas de resistência a escassez hídrica e ao ataque de predadores, com folhas mais tenras e com menor dureza (Tabela 1).

A dureza foliar é apontada como um fator determinante para as taxas de decomposição foliar em riachos (ARDÓN; PRINGLE, 2008; LI et al., 2009). Folhas mais duras podem impedir a sua utilização como recurso alimentar por invertebrados bentônicos pela dificuldade de serem perfuradas que folhas mais moles (GRAÇA et al., 2001). A maior biomassa de organismos em *A. pyrifolium* pode indicar um efeito positivo conjunto da melhor qualidade e menor dureza do detrito, facilitando a associação dos invertebrados aquáticos.

Outro importante fator para a colonização de invertebrados é o conteúdo de nutrientes do detrito foliar (GRAÇA et al., 2001; GARCIA-PALACIOS et al., 2015). Em riachos tropicais Petit et al. (2012) verificaram uma correlação positiva entre o nitrogênio nas folhas e as taxas de colonização por invertebrados aquáticos, corroborando nossos resultados. O detrito foliar de *A. pyrifolium* apresentou maior biomassa de invertebrados e consequentemente, maiores taxas de decomposição. Além disso, foram encontrados maiores conteúdos foliares de Mg e Ca em *A. pyrifolium*. estes elementos são micronutrientes com importância comumente subestimada sobre a colonização de invertebrados (GARCIA-PALACIOS et al., 2015). Logo, o detrito foliar de *A. pyrifolium* foi utilizado mais como

recurso alimentar pelos invertebrados que o de *T. aurea*, devido aos valores de biomassa de invertebrados e a elevada taxa de decomposição.

No entanto, a velocidade de correnteza, inerente a estrutura morfológica do riacho, pode ter potencializado a perda de massa mais intensa para ambas as espécies durante os primeiros dias do experimento. Trabalhos realizados por Menéndez et al. (2001) em riachos tropicais, reportam uma perda de massa de até 40% nos três primeiros dias de experimento ocasionada pela ação da correnteza do riacho. No nosso caso, após os três primeiros dias de incubação foram alcançadas taxas de perda de massa de até 50% para *A. pyrifolium*. A velocidade de correnteza atua sob os detritos acelerando o processo de lixiviação de matéria orgânica dissolvida. Como as concentrações de taninos foram semelhantes entre as duas espécies, a ação da correnteza pode ter acelerado a dissolução dos compostos fenólicos que são, majoritariamente, hidrossolúveis. Isso pode ter colaborado com a representativa perda de massa nos dias iniciais do experimento. Em adição, a temperatura da água no riacho pode ter aumentado o efeito da lixiviação dos compostos (PARK; CHO, 2003). As elevadas temperaturas comuns em regiões semiáridas podem ter influência sobre a lixiviação, acelerando a perda de compostos como o potássio, que é perdido rapidamente durante a lixiviação de detritos vegetais (PARK; CHO, 2003).

A maior biomassa de invertebrados foi encontrada em *A. pyrifolium*, indicando que os organismos maiores estão associados a esta espécie foliar. Este resultado, agregado a menor dureza do detrito foliar desta espécie, menor relação C:N e maiores concentrações de Mg e Ca sugerem que o detrito foliar de *A. pyrifolium* foram utilizados como recurso alimentar. Nossa hipótese inicial que a espécie vegetal com melhor qualidade apresentaria maior abundância e biomassa de invertebrados associados. Como observamos apenas diferenças para a biomassa de invertebrados, podemos afirmar que os organismos associados a este detrito podem estar usando este detrito como recursos alimentar, mesmo não sendo fragmentadores típicos.

A maior similaridade encontrada nas abundâncias dos invertebrados associados aos detritos foliares nos últimos dias do experimento pode refletir uma composição química foliar mais homogênea, ou seja, com quantidades mais uniformes de compostos químicos. Essa homogeneidade poderia desfavorecer os invertebrados melhores colonizadores em condições iniciais, abrindo espaço para a colonização de outros taxa, como observado no dia 30 para o detrito foliar de *T. aurea*.

As diferenças que encontramos na composição de grupos tróficos funcionais de invertebrados podem ser explicadas pelo detrito foliar de *T. aurea* representar um substrato mais resistente à decomposição para os invertebrados (DUDGEON; WU, 1999). Além disso,

os detritos de *T. aurea* se constituem em um refúgio contra predadores devido sua elevada dureza e características morfológicas como o formato falciforme das suas folhas. Em riachos tropicais, Ligeiro et al. (2010) atribuíram a baixa abundância de invertebrados em detritos foliares com alta taxa de decomposição a utilização do detrito como substrato. Em um experimento de campo excluindo a predação de peixes, Ruetz et al. (2002) verificaram maiores abundâncias de invertebrados em folhas, resultando em maiores taxas de decomposição. Assim, nossos resultados podem ser interpretados à luz do modelo de refúgio para a dinâmica predador-presa (GAUSE et al., 1936). Este modelo prediz que habitats com refúgios podem facilitar a sobrevivência das presas frente à predação. A baixa abundância de predadores nos detritos foliares sugere que os detritos de *T. aurea* e *A. pyrifolium* podem estar funcionando também como um refúgio para os invertebrados aquáticos. Assim, os detritos foliares podem funcionar como substrato e abrigo contra predadores, além de recurso alimentar, em ambientes em que a matéria orgânica alóctone não tem uma entrada contínua ao longo do ano, como ambientes aquáticos em regiões semiáridas.

Não encontramos invertebrados fragmentadores neste estudo. Estes organismos são responsáveis pelo processo de fragmentação do detrito foliar, transformando a matéria orgânica particulada grossa em partículas finas. A ausência de fragmentadores em riachos tropicais é associada à baixa qualidade do detrito foliar em relação a regiões temperadas (JANKE; TRIVINHO-STRIXINO, 2007; GRAÇA; CRESSA, 2010). Entretanto, o processamento da matéria orgânica neste estudo pode estar sendo realizado por outros grupos tróficos funcionais. Os raspadores podem fragmentar o detrito foliar ao raspar o perifiton sobre a superfície do substrato (WANTZEN; WAGNER, 2006). Além disso, a rede alimentar de riachos tropicais é dominada por invertebrados de hábitos generalistas (COVICH, 1988). No entanto, o desconhecimento dos recursos alimentares utilizados por invertebrados em riachos tropicais pode mascarar diferentes comportamentos alimentares durante os estágios de vida, como coletores ou raspadores agindo como fragmentadores (MATHURIAU; CHAUVET, 2002).

A dominância de coletores nos detritos foliares das duas espécies corrobora com outros resultados em riachos tropicais (MATHURIAU; CHAUVET, 2002; LI et al., 2009; PETIT et al., 2012). Essa dominância reflete o hábito alimentar generalista do grupo (BARBOUR et al., 1996). O aumento da abundância de raspadores nos últimos dias do experimento pode ser explicado pela presença de perifiton na superfície foliar (GRAÇA et al., 2001), embora o mesmo não tenha sido mensurado. A abundância elevada de raspadores também é reportada para áreas com alta velocidade de correnteza (WALLACE; EGGERT,

2009). Assim, nossos resultados sugerem que a composição de grupos tróficos funcionais de invertebrados reflete a variação dos atributos químicos e físicos foliares.

5 CONCLUSÕES GERAIS

As duas espécies vegetais estudadas apresentam significativas diferenças na estrutura (dureza) e composição química (especialmente, nitrogênio, Mg e Ca) dos seus detritos. A variação destes atributos foliares influenciou apenas a biomassa de invertebrados, contrariando nossa primeira hipótese. Por outro lado, no detrito foliar com melhor qualidade nutricional e menor dureza, observamos maior biomassa de invertebrados e conseqüentemente taxas de decomposição mais elevadas, corroborando com nossa segunda hipótese. Por fim, os atributos foliares das espécies vegetais utilizadas refletiram em variações na composição de grupos tróficos funcionais de invertebrados associados. Não encontramos fragmentadores associados aos detritos conforme esperado, e sim uma maior biomassa de raspadores associados aos detritos, o que indica que estes organismos podem estar fazendo o papel de fragmentadores em riachos de clima semiárido.

Em um cenário de mudanças climáticas, áreas com características mais inóspitas fazem com que os organismos desenvolvam estratégias evolutivas que garantam seu sucesso reprodutivo. As espécies vegetais das regiões semiáridas apresentam características fisiológicas diferenciadas para diminuir os efeitos da seca e ação de herbívoros. Estas alterações fisiológicas refletem em folhas mais duras e de menor qualidade nutricional. Porém, numa perspectiva de funcionamento de riachos, zonas ripárias com composição florística de baixa qualidade podem se tornar um problema para a manutenção energética destes sistemas aquáticos. Por outro lado, as comunidades bentônicas mostram uma plasticidade trófica importante para se adaptar a escassez de recursos alóctones ou recursos de baixa qualidade. Esses são os primeiros resultados sobre influência da qualidade do detrito foliar sobre a colonização por invertebrados em riachos de regiões semiáridas, e reforçam a necessidade de estudos que verifiquem o aporte de matéria orgânica, bem como a preferência alimentar dos invertebrados.

6 AGRADECIMENTOS

À CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior), pela concessão de bolsa de estudo em nível de mestrado. Ao Laboratório de Ecologia de Bentos (UEPB – Campina Grande-PB), Laboratório de Biomonitoramento (URI – Erechim-RS), Laboratório de Ecofisiologia de Plantas do Semiárido (UEPB – Campina Grande-PB) e Laboratório Ecologia Aquática (UEPB – Campina Grande-PB) pelo apoio logístico, e ao Programa de Pós Graduação em Ecologia e Conservação (PPGEC – UEPB).

7 REFERÊNCIAS

- ÁGOSTON-SZABAZÓ, E.; SCHOLL, K.; KISS, A.; DINKA, M. Mesh size and site effects on leaf litter decomposition in a side arm of the River Danube on the Gemenc floodplain (Danube-Dráva National Park, Hungary). **Hydrobiologia** 774(1), 53–68, 2016. DOI: 10.1007/s10750-015-2616-3.
- ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift** 22(6), 711–28, 2013. DOI: 10.1127/0941-2948/2013/0507.
- Agência Nacional de Águas (Brasil) (ANA). **HidroWeb**: Sistemas de Informações Hidrológicas. Retrieved May, 12, 2016 from: <http://www.snirh.gov.br/hidroweb/>.
- ANDERSON, J. D.; INGRAM, J. S. I. **Tropical soil biology and fertility**: A handbook of methods. 2. ed. Wallingford: CAB International. 171 p., 1996.
- ARDÓN, M.; PRINGLE, C. Do secondary compounds inhibit microbial- and insect-mediated leaf breakdown in a tropical rainforest stream, Costa Rica? **Oecologia** 155(2), 311–323, 2008. DOI: 10.1007/s00442-007-0913-x.
- ARROITA, M.; CAUSAPÉ, J.; COMÍN, F. A.; DÍEZ, J.; JIMENEZ, J. J.; LACARTA, J.; LORENTE, C.; MERCHAN, D.; MUÑIZ, S.; NAVARRO, E.; VAL, J.; ELOSEGI, A. Irrigation agriculture affects organic matter decomposition in semi-arid terrestrial and aquatic ecosystems. **Journal of Hazardous Materials** 263(1), 139–145, 2013. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2013.06.049.
- BARBOUR, M. T.; GERRITSEN, J.; GRIFFITH, G. E.; FRYDENBORG, R.; MCCARRON, E.; WHITE, J. S.; BASTIAN, M. L. A framework for biological criteria for Florida streams using benthic macroinvertebrates. **Journal of the North American Benthological Society** 15(2), 185–211, 1996. DOI: 10.2307/1467948.
- BATAGLIA, O. C.; FURLANI, A. M. C.; TEIXEIRA, J. P. F.; FURLANI, P. R.; GALLO, J. R. **Métodos de análise química de plantas**. Campinas: Instituto Agronômico, 48 p., 1983. (Boletim Técnico, 78).
- BESSA, M. A. P.; MEDEIROS, J. F. Levantamento florístico e fitossociológico em fragmentos de caatinga no município de Taboleiro Grande–RN. **Geotemas** 1(2), 69–83, 2011.

CASAS, J.; GESSNER, M. O.; LÓPEZ, D.; DESCALS, E. Leaf-litter colonization and breakdown in relation to stream typology: insights from Mediterranean low order streams. **Freshwater Biology** 56(12), 2594–2608, 2011. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2011.02686.x.

CEPEDA-PIZARRO, J. G. Litter decomposition in deserts: an overview with an example from coastal arid Chile. **Revista Chilena de Historia Natural**, 66, 323–336, 1993.

COLEY, P. D.; BARONE, J. A. Herbivory and plant defenses in tropical forests. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics** 27, 305–335, 1996. DOI: 10.1146/annurev.ecolsys.27.1.305.

CORNELISSEN, J. H. C.; LAVOREL, S.; GARNIEL, E.; DÍAZ, S.; BUCHMANN, N.; GUREVICH, D. E.; REICH, P. B.; TER STEEGE, H.; MORGAN, H. D.; Van der HEIJDEN, M. G. A.; PAUSAS, J. G.; POORTER, H. A handbook of protocols for standardised and easy measurement of plant functional traits worldwide. **Australian Journal of Botany**, 51, 335–380, 2003.

COVICH, A. P. Geographical and historical comparisons of Neotropical streams: Biotic diversity and detrital processing in highly variable habitats. **Journal of the North American Benthological Society** 7(4), 361–386, 1988. DOI: 10.2307/1467297.

DOURADO, A. C. P.; SA-NETO, R. J.; GUALBERTO, S. A.; CORRÊA, M. M. Herbivoria e características foliares em seis espécies de plantas da Caatinga do nordeste brasileiro. **Revista Brasileira de Biociências** 14(3), 2016.

DOUSSEAU, S.; ALVARENGA, A. A.; ARANTES, L. O.; OLIVEIRA, D.; NERY, F. C. Germinação de sementes de tanchagem (*Plantago tomentosa* Lam.): influência da temperatura, luz e substrato. **Ciência e Agrotecnologia**, 32(2), 438–443, 2008. <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-70542008000200014>

DUDGEON, D.; WU, K. K. Y. Leaf litter in a tropical stream: food or substrate for macroinvertebrates? **Archiv für Hydrobiologie**, 146(1), 65–82, 1999.

EDMONDSON, W. T. **Fresh-Water Biology**. 2. ed. Seattle, Washington: University of Washington, 1248 p., 1959.

FERNANDEZ, H. R.; DOMINGUES, E. **Guía para la determinación de los artrópodos bentónicos sudamericanos**. Tucumán: UNT, 282 p., 2001.

FRAUENDORF, T. C.; COLÓN-GAUD, C.; WHILES, M. R.; BARNUM, T. R.; LIPS, K. R.; PRINGLE, C. M.; KILHAM, S. S. Energy flow and the trophic basis of macroinvertebrate and amphibian production in a neotropical stream food web. **Freshwater Biology** 58(7), 1340–1352, 2013. DOI: 10.1111/fwb.12131.

FÜRSTENBERG-HÄGG, J.; ZAGROBELNY, M.; BAK, S. Plant Defense against Insect Herbivores. **International Journal of Molecular Sciences**, 14(5), 10242–10297, 2013. DOI: 10.3390/ijms140510242.

GARCÍA-PALACIOS, P.; MCKIE, B. G.; HANDA, I. T.; FRAINER, A.; HÄTTENSCHWILER, S. The importance of litter traits and decomposers for litter decomposition: a comparison of aquatic and terrestrial ecosystems within and across biomes. **Functional Ecology** 30(5), 1–11, 2015. DOI: 10.1111/1365-2435.12589.

GAUSE, G. F.; SMARAGDOVA, N. P.; WITT, A. A. Further studies of interaction between predators and prey. **The Journal of Animal Ecology** 5(1), 1–18, 1936. DOI: 10.2307/1087.

GONÇALVES, F. J. JR.; CALLISTO, M. Organic matter dynamics in the riparian zone of a tropical headwater stream in Southern Brasil. **Aquatic Botany** 109, 8–13, 2013. DOI: 10.1111/btp.12308.

GONÇALVES, J. F. JR.; REZENDE, R. S.; MARTINS, N. M.; GREGÓRIO, R. S. Leaf breakdown in an Atlantic Rain Forest stream. **Austral Ecology** 37(7), 807–815, 2012. DOI: 10.1111/j.1442-9993.2011.02341.x.

GRAÇA, M. A. S.; CRESSA, C. Leaf quality of some tropical and temperate tree species as food resource for stream shredders. **International Review of Hydrobiology** 95(1), 27–41, 2010. DOI: 10.1002/iroh.200911173.

GRAÇA, M. A. S.; ZIMMER, M. LEAF TOUGHNESS. IN: GRAÇA, M.A.S., BÂRLOCHER, F., GESSNER, M.O. (Eds.). **Methods to study litter decomposition: A practical guide**. Dordrecht: Springer, p. 121–126, 2005.

GROSSIORD, C.; SEVANTO, S.; ADAMS, H. D.; COLLINS, A. D.; DICKMAN, L. T.; MCBRANCH, N.; MICHALETZ, S. T.; STOCKTON, E. A.; VIGIL, M.; MCDOWELL, N. G. Precipitation, not air temperature, drives functional responses of trees in semi-arid ecosystems. **Journal of Ecology**, 2016. DOI: doi:10.1111/1365-2745.12662.

IPCC. Climate Change 2007: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment. **Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**.

Core Writing Team, PACHAURI, R. K; REISINGER, A. (Org.). Geneva, Switzerland,: IPCC, 2007, 104 p.

IPCC. Managing the Risks of Extreme Events and Disasters to Advance Climate Change Adaptation. **A Special Report of Working Groups I and II of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. FIELD, C. B.; BARROS, V.; STOCKER, T. F.; QIN, D.; DOKKEN, D. J.; EBI, K. L.; MASTRANDREA, M. D.; MACH, K. J.; PLATTNER, G. -K.; ALLEN, S. K.; TIGNOR, M.; MIDGLEY, P. M. (Org.). , Cambridge, UK, and New York, NY, USA: Cambridge University Press, 2012, 582 p.

IPCC. Climate Change 2014: **Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. EDENHOFER, O.; PICHES-MADRUGA, R.; SOKONA, Y.; FARAHANI, E.; KADNER, S.; SEYBOTH, K.; ADLER, A.; BAUM, I.; BRUNNER, S.; EICKEMEIER, P.; KRIEMANN, B.; SAVOLAINEN, J.; SCHLÖMER, S.; VON STECHOW, C.; ZWICKEL, T.; MINX, J. C. (Org.). Cambridge, UK, and New York, NY, USA: Cambridge University Press, 2014, 1945 p.

JANKE, H.; TRIVINHO-STRIXINO, S. Colonization of leaf litter by aquatic macroinvertebrates: a study in a low order tropical stream. **Acta Limnologica Brasiliensia** 19(1), 109–115, 2007.

KÖNIG, R.; HEPP, L. U.; SANTOS, S. Colonisation of low- and high-quality detritus by benthic macroinvertebrates during leaf breakdown in a subtropical stream. **Limnologica**, v. 45, p. 61-68, 2014.

KOST, C.; TREMMEL, M.; WIRTH, R. Do Leaf Cutting Ants Cut Undetected? Testing the Effect of Ant-Induced Plant Defences on Foraging Decisions in *Atta colombica*. **Plos One** 6(7), 1–8, 2011. DOI: 10.1371/journal.pone.0022340.

LEITE-ROSSI, L. A.; SAITO, V. S.; CUNHA-SANTINO, M. B.; TRIVINHO-STRIXINO, S. How does leaf litter chemistry influence its decomposition and colonization by shredder Chironomidae (Diptera) larvae in a tropical stream? **Hydrobiologia** 771(1), 119–130, 2016.

LI, A. O. Y.; NG, L. C. Y.; DUDGEON, D. Effects of leaf toughness and nitrogen content on litter breakdown and macroinvertebrates in a tropical stream. **Aquatic Sciences** 71(1), 80–93, 2009. DOI: 10.1007/s00027-008-8117-y.

LIGEIRO, R.; MORETTI, M. S.; GONÇALVES, J. F. JR.; CALLISTO, M. What is more important for invertebrate colonization in a stream with low-quality litter inputs: exposure time or leaf species? **Hydrobiology** 654(1), 125–136, 2010. DOI: 10.1007/s10750-010-0375-8.

LUCAS, P. W.; TURNER, I. M.; DOMINY, N. J.; YAMASHITA, N. Mechanical defences to herbivory. **Annals of Botany** 86(5), 913–920, 2000. DOI: 10.1006/anbo.2000.1261.

MARCARELLI, A. M.; BAXTER, C. V.; MINEAU, M. M.; HALL, R. O. Quantity and quality: Unifying food web and ecosystem perspectives on the role of resource subsidies in freshwaters. **Ecology** 92(6), 1215–1225, 2011. DOI: 10.1890/10-2240.1.

MARENGO, J.; BERNASCONI, M. Regional differences in aridity/drought conditions over Northeast Brazil: present state and future projections. **Climatic Change** 129, 103–115, 2015. DOI:10.1007/s10584-014-1310-1.

MATHURIAU, C.; CHAUVET, E. Breakdown of leaf litter in a neotropical stream Journal of the North America. **Journal of the North American Benthological Society** 21(3), 384–396, 2002.

MENÉNDEZ, M.; MARTÍNEZ, M.; HERNÁNDEZ, O.; COMÍN, F. A. Comparison of leaf decomposition in two Mediterranean rivers: a large eutrophic river and an oligotrophic stream (S Catalonia, NE Spain). **International Review of Hydrobiology** 86(4–5), 475–486, 2001. DOI: 10.1002/1522-2632(200107)86:4/5<475::AID-IROH475>3.0.CO;2-5.

MUGNAI, R.; NESSIMIAN, J. L.; BAPTISTA, D. F. **Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do Estado do Rio de Janeiro**. Rio de Janeiro: Technical Books, 176 p, 2010.

OLIVEIRA, R. C.; SILVA, A. S.; RIBEIRO, A. R. O.; ARAÚJO J. E.; OLIVEIRA O. F.; CAMACHO, R. G. V. List of Angiosperm species of the riparian vegetation of the Apodi-Mossoró river, Rio Grande do Norte, Brazil. **Check List** 9(4), 740–751, 2013. DOI: 10.15560/9.4.740.

PARK, S.; CHO, K. H. Nutrient leaching from leaf litter of emergent macrophyte (*Zizania latifolia*) and the effects of water temperature on the leaching process. **Korean Journal of Biological Sciences** 7(4), 289–294, 2003. DOI: 10.1080/12265071.2003.9647718.

PETTIT, N.; DAVIES, T.; FELLMAN, J.; GRIERSON, P.; WARFE, D.; DAVIES, P. Leaf litter chemistry, decomposition and assimilation by macroinvertebrates in two tropical streams. **Hydrobiologia** 680(1), 63–77, 2012. DOI: 10.1007/s10750-011-0903-1.

PRINGLE, E. G.; DIRZO, R.; GORDON, D. M. Indirect benefits of symbiotic coccoids for an ant-defended myrmecophytic tree. **Ecology**, 91, 37–46, 2011.

R CORE TEAM, 2016. **R**: A language and environment for statistical computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing. URL: <https://www.R-project.org/>.

RUETZ, C. R.; NEWMAN, R. M.; VONDRACEK, B. Top-down control in a detritus-based food web: fish, shredders and leaf breakdown. **Oecologia** 132(2), 307–315, 2002. DOI: 10.1007/s00442-002-0953-1.

SAFRIEL, U.; ADEEL, Z.; NIEMEIJER, D.; PUIGDEFABREGAS, J.; WHITE, R.; LAL, R.; WINSLOW, M.; ZIEDLER, J.; PRINCE, S.; ARCHER, E.; KING, C. Dryland Systems. In: HASSAN, R. M.; SCHOLLES, R.; ASH, N. (Eds.). **Millennium Ecosystem Assessment: Ecosystems and Human Well-Being: Current State and Trends**. 1.ed. Washington, DC: Island Press, 2005, p. 623–662, 2005.

SCHOONHOVEN, L. M.; VAN LOON, J. J. A.; DICKE, M. **Insect Plant Biology**. Oxford: Oxford University Press. 440 p, 2005.

SHERMAN, C.; GRISHKAN, I.; BARNES, G.; STEINBERGER, Y. Fungal community-plant litter decomposition relationships along a climate gradient. *Pedosphere*. **Soil Science Society of China** 24(4), 437–449, 2014.

SILVA, A. M. L.; COSTA, M. F. B.; LEITE, V. G.; REZENDE, A. A.; TEIXEIRA, S. P. Anatomia foliar com implicações taxonômicas em espécies de ipês. **Hoehnea** 36(2) 329–338, 2009. DOI: 10.1590/S2236-89062009000200010.

TANK, J. L.; ROSI-MARSHALL, E. J.; GRIFFITHS, N. A.; ENTREKIN, S. A.; STEPHEN, M. L. A review of allochthonous organic matter dynamics and metabolism in streams. **Journal of the North American Benthological Society**, 29(1), 118–146, 2010. DOI: 10.1899/08-170.1.

TRIVINHO-STRIXINO, S. Larvas de Chironomidae: Guia de identificação. São Carlos: UFSCar, 371 p, 2011.

TROVÃO, D. M. B. M.; FERNANDES, P. D.; ANDRADE, L. A.; DANTAS NETO, J. D. Variações sazonais de aspectos fisiológicos de espécies da Caatinga. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental** 11(3) 307–311, 2007. DOI: 10.1590/S1415-43662007000300010.

VANNOTE R. L.; MINSHALL, G. W.; CUMMINS, K. W.; SEDELL, J. R.; CUSHING, C. E. The river continuum concept. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences** 37(1), 130–137, 1980. DOI: 10.1139/f80-017.

WALLACE, J. B.; EGGERT, S. L. Benthic invertebrate fauna, small streams. **Encyclopedia of Inland Waters** 2, 173–190, 2009.

WANTZEN, K. M.; WAGNER, R. Detritus processing by invertebrate shredders: a neotropical-temperate comparison. **Journal of the North American Benthological Society**, 25(1), 216–232, 2006. DOI: 10.1899/0887-3593(2006)25[216:DPBISA]2.0.CO;2.

WEBSTER, J.; BENFIELD, E. F. Vascular plant breakdown in freshwater ecosystems. **Annual Review of Ecology and Systematics**, 17, 567–594, 1986. DOI: 10.1146/annurev.es.17.110186.003031.

WEIHER, E.; VAN DER WERF, A.; THOMPSON, K.; RODERICK, M.; GARNIER, E. & ERIKSSON, O. Challenging Theophrastus: A common core list of plant traits for functional ecology. **Journal of Vegetation Science**, 10, 609–620, 1999.

WESTLAKE, D. F. Comparisons of plants productivity. **Biological Reviews**, 38(3), 385 – 425, 1963. DOI: 10.1111/j.1469-185X.1963.tb00788.x.

APÊNDICE A – INVERTEBRADOS ASSOCIADOS AO DETRITO FOLIAR

Tabela 5 – Composição da assembléia de invertebrados associados ao detrito foliar de *Tabebuia aurea* (Ta) e *Aspidosperma pyrifolium* (Ap) ao longo de 3, 7, 15 e 30 dias em um riacho no semiárido brasileiro. CoFil: coletor filtrador; Rasp: raspador; CoCat: coletor catador; Pred: predador (Abundância total; frequência relativa).

Organismos	GTF	3 dias		7 dias		15 dias		30 dias	
		Ta	Ap	Ta	Ap	Ta	Ap	Ta	Ap
INSECTA									
Trichoptera									
Hydropsychidae									
<i>Smicridea</i>	CoFil	29; 0,07	29; 0,07	39; 0,09	12; 0,03	144; 0,35	49; 0,12	112; 0,27	-
Hydroptilidae									
<i>Neotrichia</i>	Rasp	3; 0,02	3; 0,02	26; 0,15	12; 0,07	6; 0,04	3; 0,02	118; 0,69	-
<i>Oxyethira</i>	Rasp	1; 0,50	-	-	-	-	-	1; 0,50	-
<i>Hydroptila</i>	Rasp	-	-	-	-	-	-	4; 1,0	-
Ephemeroptera									
Baetidae	CoCat	42; 0,07	67; 0,11	31; 0,05	44; 0,07	257; 0,43	94; 0,16	61; 0,10	-
Leptohiphidae	CoCat	7; 0,01	21; 0,04	17; 0,04	71; 0,15	45; 0,10	68; 0,14	240; 0,51	-
Diptera									
Chironomidae									
<i>Ubatubaneura</i>	ColCat	15; 0,08	43; 0,23	14; 0,07	14; 0,07	56; 0,29	39; 0,21	9; 0,05	-
<i>Tanytarsus</i>	ColFil	10; 0,02	10; 0,02	15; 0,03	9; 0,02	95; 0,16	70; 0,12	389; 0,65	-
<i>Ablabesmya</i>	Pred	-	-	-	-	1; 0,20	-	4; 0,80	-
Odonata									
Libelulidae	Pred	1; 1,00	-	-	-	-	-	-	-
MOLLUSCA									
Mesogastropoda									
Thiaridae	Rasp	-	1; 0,04	6; 0,24	17; 0,68	1,00; 0,04	-	-	-
Basomatophora									
Planorbidae	Rasp	-	-	-	-	-	1; 0,17	5; 0,83	-
Ancylidae	Rasp	-	-	-	-	-	-	8; 1,0	-
Veneroida									
Sphaeriidae	Rasp	-	-	-	-	-	-	20; 1,0	-
CLITELLATA									
Oligochaeta	ColCat	-	-	-	-	-	-	5; 1,0	-
Hirudinea	Pred	-	-	-	-	-	-	1; 1,0	-
ARACHNIDA									
Acarina	Pred	-	-	-	-	-	-	10; 1,0	-