

# Colonização de folhas por invertebrados aquáticos em um riacho tropical: há diferenças entre espécies nativas e *Eucalyptus grandis* (Hill ex Maiden) nas épocas chuvosa e seca?

Adriane Almeida Vaz <sup>1</sup>

Ariane Almeida Vaz <sup>1</sup>

Gisele Pires Pelizari <sup>1</sup>

Davi Butturi-Gomes <sup>2</sup>

Welber Senteio Smith <sup>1,3\*</sup>

<sup>1</sup> Universidade Paulista, campus Sorocaba, Laboratório de Ecologia Estrutural e Funcional de Ecossistemas  
Avenida Independência, 752, Iporanga, CEP 18.103-000, Sorocaba – SP, Brasil

<sup>2</sup> Universidade Federal de São João Del-Rei, Campus Santo Antônio  
Departamento de Matemática e Estatística

Praça Frei Orlando, 170, Centro, CEP 36.307-352, São João Del-Rei – MG, Brasil

<sup>3</sup> Universidade de São Paulo, Escola de Engenharia de São Carlos  
Centro de Recursos Hídricos e Estudos Ambientais

Programa de Pós-Graduação em Ciências da Engenharia Ambiental  
Rodovia Domingos Innocentini, km 13, CEP 13.560-970, Itirapina – SP, Brasil

\* Autor para correspondência  
welber\_smith@uol.com.br,

Submetido em 24/10/2018

Aceito para publicação em 21/06/2019

## Resumo

O presente estudo objetivou verificar se há diferença na colonização de invertebrados aquáticos entre folhas de duas espécies nativas e uma não nativa considerando os períodos chuvoso e seco. Folhas senescentes foram coletadas da mata ripária do córrego e secas em uma estufa à temperatura de  $60 \pm 5^\circ\text{C}$  por 48 h. Depois de seco, o material vegetal foi adicionado em “litter bags” disposto no riacho de maneira aleatória. Foram utilizados dois tratamentos experimentais: 1. *Eucalyptus grandis* (não nativa) e *Lithraea molleoides* (espécie nativa). 2. *Eucalyptus grandis* (não nativa) e *Maytenus aquifolium* (espécie nativa). Os resultados mostraram que o início da colonização foi principalmente no 14º dia, permanecendo até o 28º dia. As folhas nativas apresentaram maiores abundâncias de invertebrados na época seca, enquanto a não nativa na época chuvosa. Com relação à riqueza taxonômica, os maiores valores foram encontrados a partir do 21º dia, ocorrendo diferença no período chuvoso entre as espécies nativas e a não nativa, o que não ocorreu na época seca. De acordo com a Anova, foi observado que, na época chuvosa, a abundância de invertebrados foi maior na espécie não nativa em comparação com a nativa. Por outro lado, houve efeito negativo da época chuvosa sobre a riqueza. Para ambos os experimentos, o efeito principal dos dias não influenciou a riqueza. Ocorreu, contudo, um efeito de interação entre época do ano e dias de observação: na época chuvosa, espera-se que haja aumento linear significativo na abundância ao longo dos dias.

**Palavras-chave:** Fauna bentônica; Modelo de Hurdle; Mata ripária



## Abstract

**Leaf colonization by aquatic invertebrates in a tropical stream: Are there differences between native species and *Eucalyptus grandis* (Hill ex Maiden) in the rainy and dry seasons?** The objective of the present study was to verify if there are differences in the colonization of invertebrates between the leaves of native and exotic species in the rainy and dry seasons. Senescent leaves were collected from a riparian forest along a stream and dried in a greenhouse at  $60\pm 5^\circ\text{C}$  for 48 h. After drying, the plant material was added to litter bags randomly arranged in the stream. Two experimental treatments were used: (1) *Eucalyptus grandis* (non-native) and *Lithraea molleoides* (native species); and (2) *Eucalyptus grandis* (non-native) and *Maytenus aquifolium* (native species). The results showed that colonization mainly began on the 14th day and continued until the 28th day. Greater invertebrate abundances were found on the native leaves in the dry season and on the non-native leaves in the rainy season. Regarding taxonomic richness, the highest values were found starting on day 21 and there was a difference in the rainy season between native and non-native species, which did not occur in the dry season. According to a statistical analysis, in the rainy season the abundance of invertebrates was higher for the non-native species compared to the native species. On the other hand, there was a negative effect of the rainy season on richness. For both experiments, the main effect of the days did not influence the richness. There was an interaction effect between time of year and days of observation; in the rainy season, it is expected that there will be a significant linear increase in abundance over the days.

**Key words:** Benthic fauna; Hurdle Modeling; Riparian Forest

## Introdução

Em riachos, a zona ripária representa a interface entre os ecossistemas terrestres e aquáticos (AGOSTINHO et al., 2005). A vegetação ripária de pequenos riachos florestados reduz a entrada de radiação solar, limitando a produtividade primária desses ecossistemas (ENCALADA et al., 2010). Com a diminuição da luminosidade para os riachos, a matéria orgânica alóctone (oriunda da vegetação ripária) passa a ser a principal fonte de energia (VANNOTE et al., 1980; ABELHO, 2001). Assim, esses ecossistemas passam a ter um caráter predominantemente heterotrófico, sendo dependentes, em maior escala, do aporte de matéria orgânica alóctone oriunda da vegetação ripária (i.e., folhas, fragmentos de madeira, troncos, galhos, flores, frutos e sementes) como fonte de nutrientes e energia (WANTZEN et al., 2008; YULE et al., 2009; CARVALHO; UIEDA, 2010).

As taxas de decomposição foliar variam consideravelmente entre as diversas espécies vegetais (SWAN; PALMER, 2004; RODRIGUES; SHEPHERD, 2009), sendo esse processo diretamente influenciado pela química das folhas e pela qualidade da água dos riachos (ABELHO, 2001; GONÇALVES et al., 2006; WANTZEN et al., 2008; GRAÇA et al., 2015), que

podem afetar diretamente a atividade decompositora dos microorganismos (e.g. fungos e bactérias) e invertebrados aquáticos (CARVALHO; UIEDA, 2010; OSLON et al., 2014). Uma vez que esse material é depositado no ambiente aquático, ocorre a conversão da matéria particulada grossa (MOPG) em matéria orgânica particulada fina (MOPF) (ALLAN; CASTILLO, 2007), essa transformação é realizada por grupos de organismos como fungos, bactérias e macroinvertebrados.

Os macroinvertebrados aquáticos exercem um papel importante, constituindo um elo entre produtores e consumidores de topo de cadeias tróficas, além de servirem de alimento para os peixes e outros animais (CHESHIRE et al., 2005). Os macroinvertebrados participam de forma direta no processo de degradação foliar (GONÇALVES et al., 2014), sendo classificados de acordo com o seu hábito alimentar e suas funções dentro do processo (ABELHO, 2014). Dessa forma, os principais grupos que geram o maior aporte na disposição de nutrientes na teia alimentar são os organismos fragmentadores, coletores e predadores, com destaque para os fragmentadores e coletores como sendo os principais consumidores primários (GONÇALVES et al., 2014). Os organismos predadores auxiliam no processo do fluxo de matéria e energia nos sistemas aquáticos alimentando-se de consumidores primários,

transformando os recursos disponíveis em energia livre para ser usada nas cadeias tróficas (RAPOSEIRO et al., 2012).

Os fatores climáticos também influenciam no processo de decomposição, uma vez que a precipitação aumenta ou reduz a velocidade da água, provocando diferenças nos valores da abundância dos invertebrados (MATHURIAU; CHAUVET, 2002).

Além disso, a alteração da vegetação ripária, pelo cultivo ou invasão de espécies não nativas, tem sido associada a alterações nas taxas de decomposição dos detritos, biomassa e densidade de invertebrados (BIASI et al., 2013; VALLE et al., 2013). Por exemplo, os compostos secundários tais como taninos e polifenóis presentes nas folhas de eucalipto podem acarretar uma decomposição mais lenta e alterar a qualidade da água e as condições do habitat (CORBI et al., 2008; ALONSO et al., 2010). Em adição a isso, pode ocorrer a exclusão e o retardo do crescimento da comunidade de microorganismos e a colonização de invertebrados bentônicos (GRAÇA et al., 2002; WANTZEN; WAGNER, 2006; ENCALADA et al., 2010; CANHOTO et al., 2013), principalmente de fragmentadores (GONÇALVES et al., 2007).

Estudos realizados em clima temperado mostraram que riachos ladeados por plantações de *Eucalyptus globulus* tiveram a entrada (*input*) de matéria orgânica reduzida e sazonalmente modificada, e a qualidade e o regime hidrológico alterado (CANHOTO, 2001; BÄRLOCHER; GRAÇA et al., 2002). Tais alterações impactaram nas características das comunidades bióticas, dando lugar a riachos com menor diversidade de fungos e de invertebrados aquáticos (BÄRLOCHER; GRAÇA et al., 2002; ARAGÓN et al., 2014). Em ambientes tropicais, embora tenha aumentado o número de estudos sobre colonização de invertebrados em detritos de riachos com plantação de eucalipto (MATHURIAU; CHAUVET, 2002; WANTZEN; WAGNER, 2006; ARDÓN et al., 2009), o avanço das plantações de eucalipto sobre os ecossistemas aquáticos reforça a necessidade da continuidade dos estudos. O objetivo do presente estudo foi investigar a estrutura e composição da assembleia

de invertebrados aquáticos durante o processo de degradação de detritos foliares de espécies nativas e não nativa em experimentos realizados nas épocas seca e chuvosa.

## Material e Métodos

### Área de estudo

O riacho de primeira ordem, onde os experimentos foram realizados, está localizado na Unidade de Conservação “Parque Natural Municipal Corredores de Biodiversidade” no município de Sorocaba, no estado de São Paulo (23°22'35”S – 47°28'03”W). Inserida no bioma Mata Atlântica, a U.C. estende-se por uma área de 62,42 ha, onde cerca de 20 ha correspondem à Floresta Estacional Semidecidual circundada por reflorestamento homogêneo de *Eucalyptus grandis* (Myrtales, Myrtaceae; Hill ex Maiden), que se espalha até a área de preservação permanente do riacho estudado. O clima da região é do tipo Cfa conforme Koppen, a precipitação média anual é de 1.224 mm, com mínimo de 34 mm e máximo de 216 mm e as temperaturas máximas acima de 22 °C e mínimas abaixo de 18 °C. O cultivo de *Eucalyptus grandis* na área iniciou-se na década de 1980. Durante 30 anos, esse foi o único impacto ao qual o riacho foi submetido, até o início da ocupação do entorno, quando obras de terraplanagem na cabeceira do riacho da Campininha desencadearam um processo de assoreamento.

### Caracterização ambiental

Para caracterização ambiental do riacho foram obtidos *in situ* os parâmetros físicos e químicos (temperatura da água, oxigênio dissolvido, pH, condutividade elétrica e sólidos totais dissolvidos) utilizando um multiparâmetro da marca Horiba. Além disso, foi obtida a pluviosidade dos anos de 2013, 2014 e 2015 segundo INMET (2017).

### Desenho experimental

A colonização dos invertebrados associados aos detritos foliares foi avaliada utilizando dois tratamentos: i) *Eucalyptus grandis* (não nativa) e *Lithraea molleoides*

(Sapindales, Anacardiaceae, Vell. Engl.; espécie nativa presente na vegetação ripária do córrego) nas épocas seca (julho de 2013) e chuvosa (março de 2014) e ii) *Eucalyptus grandis* (não nativa) e *Maytenus aquifolium* (Celastrales, Celastraceae; Mart., espécie nativa presente no córrego) nas épocas seca (julho de 2014) e chuvosa (março de 2015). Os experimentos foram realizados durante os três anos para contemplar as épocas secas e chuvas e em separado devido ao tamanho do riacho, que não comportava a realização dos experimentos simultaneamente. As folhas senescentes coletadas na mata ripária foram secas em estufa à temperatura de  $60 \pm 5$  °C por 48 h. As folhas secas foram incubadas em dois tratamentos distintos: i) 48 “*litter bags*” de 20 x 20 cm com 10 mm de abertura de malha contendo 4 g de folhas, sendo 24 “*litter bags*” com folhas de *L. molleoides* e 24 com folhas de *E. grandis* por estação e ii) 48 “*litter bags*” de 20 x 20 cm com 10 mm de abertura de malha, sendo 24 “*litter bags*” com folhas de *M. aquifolium* e 24 com folhas de *E. grandis*. O material vegetal adicionado nos “*litter bags*” foi disposto no riacho de maneira aleatória, unidos de seis em seis, correspondendo ao tempo amostral por espécie, presos às margens em raízes com fio de nylon e submersos na água. Após 2, 7, 14, 21, 28 e 60 dias de imersão, foram retirados, aleatoriamente, um “*litter bag*” de cada espécie para realização das análises.

No laboratório, foi realizada a triagem utilizando-se peneiras metálicas acopladas (25 cm de diâmetro x 10 cm de altura cada uma), foram feitas a contabilização e a identificação dos organismos presentes nos detritos sob estereomicroscópio (40x). O menor nível taxonômico alcançado foi o de família. Para a identificação dos indivíduos, foram utilizadas as chaves taxonômicas de Mugnai et al. (2010) e para a classificação em grupos tróficos foram utilizados Costa et al. (2005), Cummins et al. (2005) e Moretti et al. (2007a). Foi obtida a riqueza taxonômica e a abundância de indivíduos para cada tratamento, tempo de colonização e período do ano, além da abundância de cada grupo trófico funcional.

### Análise de dados

Devido ao excesso de zeros observados nas unidades experimentais, optou-se por um modelo de mistura *Hurdle* (MCCULLAGH; NELDER, 1989; ZEILEIS et al., 2008; YEE, 2015; CORDEIRO et al., 2018), em que as variáveis respostas em cada unidade experimental – riqueza e abundância – foram analisadas separadamente e por tratamento supondo distribuição binomial para os zeros e distribuições positivas Poisson ou Binomial Negativa, dependendo da necessidade de se acomodar para superdispersão. Em todos os casos foram utilizadas funções de ligação logarítmica.

TABELA 1: Abundância relativa dos invertebrados aquáticos associados aos tipos de folhas utilizadas no experimento inserido no córrego da Campininha. GAF = grupo funcional alimentar, Col = coletor, Pred = predador, Filt = filtrador. N = Número total de táxon.

Táxon	Tratamento 1			Tratamento 2	
	GAF	<i>L. molleoides</i>	<i>E. glandis</i>	<i>M. aquifolium</i>	<i>E. glandis</i>
<b>DIPTERA</b>					
Chironomidae					
<i>Chironomus</i> sp.	Col	93,4	99,28	67,64	91,93
Culicidae					
<i>Aedes</i> sp.	Pred	6,04	0,23	11,76	4,3
<b>ODONATA</b>					
Calopterigidae					
<i>Hetaerina</i> sp.	Pred	0	0,23	8,82	1,61
<b>UNIONOIDA</b>					
Mycetopodidae					
<i>Anodontites</i> sp.	Filt	0,54	0,23	11,76	2,15
<b>N</b>		<b>3</b>	<b>4</b>	<b>4</b>	<b>4</b>

O processo de modelagem dos preditores lineares, tanto dos zeros quanto das contagens positivas, se deu considerando inicialmente a interação tripla entre tipo de folha (não nativa vs. nativa), período do ano (período seco vs. chuvoso) e tempos de colonização dos detritos. Modelos mais simples foram sequencialmente obtidos por seleção *stepwise* e testes de razão de verossimilhanças a 5% de significância. Todos os modelos finais foram validados por análise de resíduos, utilizando gráficos de quantil-quantil normal com envelope simulado, como em Flack e Flores (1989). Todas as análises estatísticas foram conduzidas em R (R CORE TEAM, 2017), com auxílio dos pacotes ‘MASS’ (VENABLES; RIPLEY, 2002), ‘PSCL’ (JACKMAN, 2015) e ‘VGAM’ (YEE, 2010).

## Resultados

### Caracterização ambiental

O riacho possui substrato arenoso, com profundidade e largura média de 1,35 m e 5,3 m respectivamente. Além disso, possui perturbações associadas à erosão e à sedimentação, tendo sido classificado como alterado. O pH para ambos os períodos se manteve em torno da neutralidade entre  $6,80 \pm 0,50$  (seca) e  $7,40 \pm 0$  (chuva). A condutividade da água no período seco durante o experimento foi de  $79,00 \pm 11,31 \mu\text{S}$ , enquanto no período chuvoso a condutividade foi de  $56,50 \pm 2,12$ . A água do córrego durante a época seca apresentou baixas concentrações de oxigênio  $4,08 \pm 1,96 \text{ mg/L}$ . Durante o período chuvoso o valor do oxigênio dissolvido foi de  $6,00 \pm 0 \text{ mg/L}$ . A temperatura no período seco foi de  $20,00 \pm 4,24^\circ\text{C}$ , enquanto no período chuvoso foi mais elevada, entre  $25,50 \pm 0,70^\circ\text{C}$ . A precipitação média anual para o ano de 2013 foi de  $83,91 \text{ mm} \pm 43,59$ , com mínimo de 3 mm no mês de agosto e máximo de 156 mm em março, enquanto para o ano de 2014 foi registrada uma média anual de  $81,08 \text{ mm} \pm 74,63$ , com mínimo de 10 mm no mês de outubro e máximo 230 mm em dezembro, e em 2015 foi registrada média anual de  $100,41 \text{ mm} \pm 69,93$ , com mínimo de 8 mm no mês de abril e máximo de 220 mm em novembro.

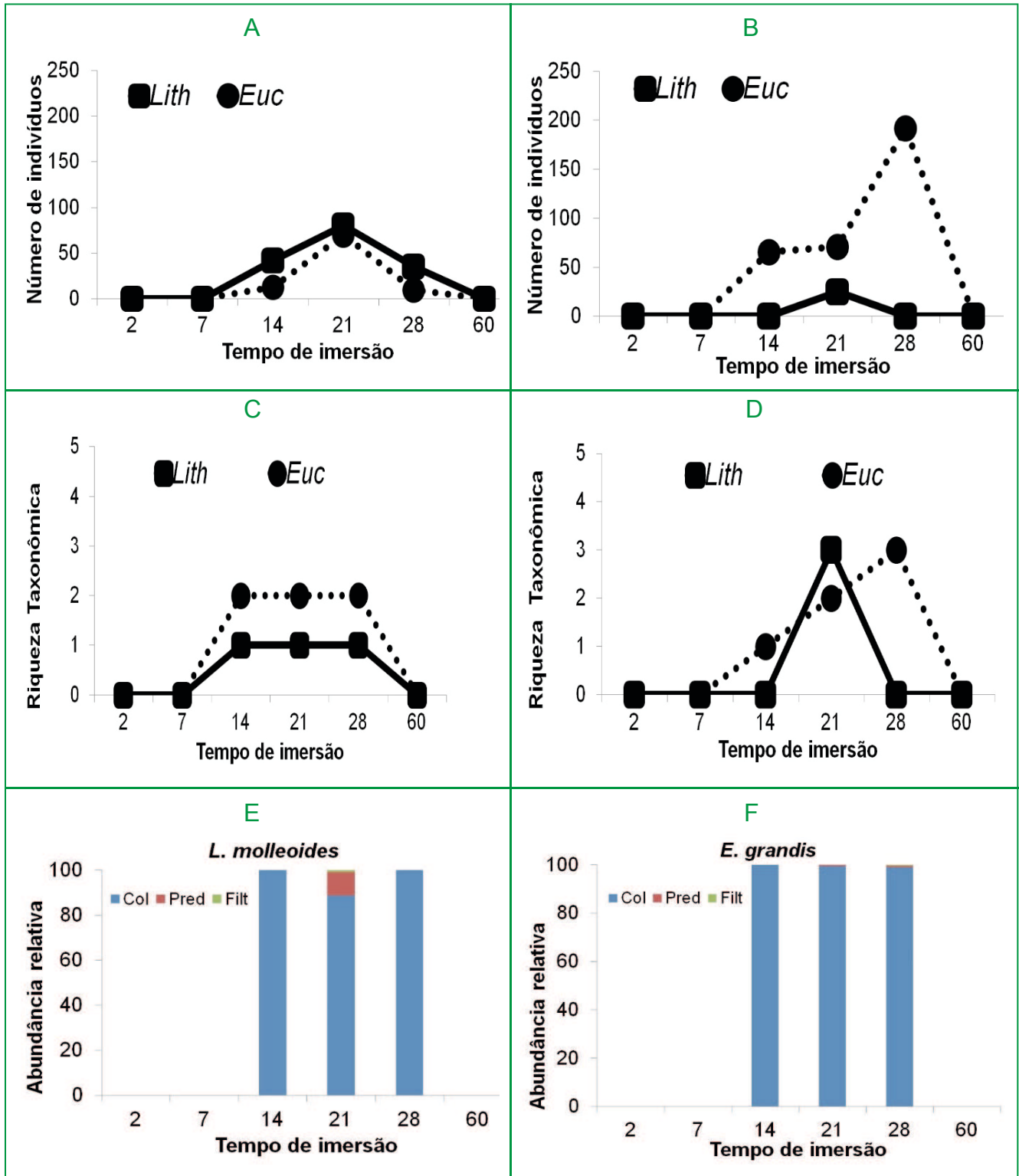
### Fauna associada

*Chironomus* sp. (Chironomidae) foi o táxon mais abundante nos tratamentos realizados. No tratamento 1, entre *L. molleoides* e *E. grandis*, esse táxon representou 93,4% para a espécie *L. molleoides* e 99,28% para a espécie *E. grandis*. Já no tratamento 2, entre *M. aquifolium* e *E. grandis*, esse táxon correspondeu a 67,64% para a espécie *M. aquifolium* e 91,93% para a espécie *E. grandis*. No tratamento entre *L. molleoides* e *E. grandis*, apenas o táxon *Hetaerina* sp. (Calopterygidae) foi exclusivo de *E. grandis*. Já no tratamento entre as folhas de *M. aquifolium* e *E. grandis*, esse táxon apareceu nas duas espécies testadas. *Aedes* sp. (Culcidae) e *Anodontites* sp. (Mycetopodidae) foram encontrados em todos os tratamentos, mas em menor abundância. Os coletores foram os mais representativos nos dois tratamentos testados, enquanto os predadores e filtradores apresentaram baixas abundâncias nos tratamentos testados (Tabela 1).

### Tratamento I (*Lithraea molleoides* x *Eucalyptus grandis*)

A colonização dos invertebrados aquáticos diferiu entre a espécie nativa e não nativa e entre os períodos de seca e chuva. Comparando *L. molleoides* e *E. grandis* no período seco, as folhas de *L. molleoides* apresentaram a maior abundância total (157 indivíduos), sendo que no 21º dia ocorreu o ápice de colonização para ambas as espécies (Figura 1A). No período chuvoso as folhas de *E. grandis* apresentaram a maior abundância de indivíduos (329 indivíduos) em relação a *L. molleoides*, sendo que *L. molleoides* apresentou ápice de colonização no 21º dia e *E. grandis* no 28º dia (Figura 1B). Não houve diferenças nos valores de riqueza durante o período seco (Figura 1C), enquanto no período chuvoso a espécie *E. grandis* apresentou maior riqueza (Figura 1D). A abundância relativa dos grupos tróficos funcionais para a espécie *L. molleoides* esteve representada por 100% de coletores no 14º e 28º dias de imersão e 88,57% no 21º dia. Em relação aos predadores e filtradores, estes representaram 10,47% e 0,95% no 21º dia (Figura 1E). Para a espécie *E. grandis*, a abundância relativa dos grupos tróficos esteve representada por 100% de coletores no 14º dia de imersão, 99,29% de coletores e 0,7% de predadores no

FIGURA 1: **A** – Abundância de invertebrados no período de seca. **B** – Abundância de invertebrados no período de chuvas. **C** – Riqueza taxonômica de invertebrados no período de seca. **D** – Riqueza taxonômica de invertebrados no período de chuvas. **E** – Abundância relativa dos grupos tróficos de *Lithraea molleoides*. **F** – Abundância relativa dos grupos tróficos de *Eucalyptus grandis*.



21<sup>o</sup> dia, além de 99% de coletores, 0,5% de predadores e 0,5% de filtradores no 28<sup>o</sup> dia (Figura 1F).

Não houve diferenças estatísticas quanto à riqueza de macroinvertebrados quando as espécies disponíveis para colonização foram *L. molleoides* e *E. grandis*, ainda que a abundância encontrada tenha sido significativamente maior nas folhas da espécie nativa (Tabela 1). Na época chuvosa, a abundância de macroinvertebrados aumentou na espécie não nativa em comparação com a nativa (Tabela 2). Por outro lado, houve efeito negativo da época chuvosa sobre a riqueza de espécies de invertebrados.

### Tratamento II (*Maytenus aquifolium* x *Eucalyptus grandis*)

*Maytenus aquifolium* apresentou a maior abundância de invertebrados aquáticos (28 indivíduos) comparado a *E. grandis* no período seco (Figura 2A), sendo que nos dias 14<sup>o</sup>, 21<sup>o</sup> e 60<sup>o</sup> foram encontrados os mesmos valores (oito indivíduos). No período chuvoso, *E. grandis* apresentou a maior abundância (171 indivíduos) em relação a *M. aquifolium* (Figura 2B), sendo que no 21<sup>o</sup> dia foram encontrados os maiores valores (95 indivíduos). No que se refere à riqueza taxonômica, não houve diferenças no período seco (Figura 2C), enquanto no período chuvoso (Figura 2D) *M. aquifolium*

apresentou a maior riqueza. A abundância relativa dos grupos tróficos funcionais para a espécie *M. aquifolium* esteve representada por 50% de coletores e 50% de predadores no 14<sup>o</sup> dia de imersão, 50% de coletores, 35,71% de predadores e 14,28% de filtradores no 21<sup>o</sup> dia, 87,5% de coletores e 12,5% de filtradores no 28<sup>o</sup> dia e 87,5% de coletores e 12,5% de filtradores no 60<sup>o</sup> dia (Figura 2E). A espécie *E. grandis* apresentou 100% de predadores no 7<sup>o</sup> dia de imersão, 64,7% de coletores e 35,3% de predadores no 14<sup>o</sup> dia, 100% de coletores no 21<sup>o</sup> dia, 93,93% de coletores e 6,06% de filtradores no 28<sup>o</sup> dia e, no 60<sup>o</sup> dia, 100% de coletores (Figura 2F).

Como observado no tratamento anterior, as espécies vegetais *M. aquifolium* e *E. grandis* não apresentaram diferença quanto à riqueza de invertebrados, ainda que a abundância encontrada tenha sido significativamente maior nas folhas da espécie nativa (Tabela 3). Na época chuvosa, a abundância de invertebrados aumentou na espécie não nativa em comparação com a nativa (Tabela 3). Por outro lado, houve efeito negativo da época chuvosa sobre a riqueza de espécies de invertebrados. Para ambos os experimentos, o efeito principal dos dias não produziu efeitos sobre a riqueza de invertebrados. Ocorreu, contudo, um efeito de interação entre época do ano e dias de observação (decomposição das folhas) na época chuvosa, espera-se que haja aumento linear

TABELA 2: Estimativas obtidas no modelo final de mistura tipo Hurdle-Poisson para a riqueza e abundância de invertebrados no experimento envolvendo as espécies *Lithraea molleoides* e *Eucalyptus grandis*. E.Chu: efeito de época chuvosa. D: coeficiente do número de dias. T.Euc: efeito de *E. grandis* (comparativamente com *L. molleoides*). E.Chu:T.Euc: efeito de interação entre época chuvosa e *E. grandis*. E.Chu: D: efeito de interação entre época chuvosa e número de dias. |Z|: estatística de Wald.

Preditor	Parâmetro	Estimativa	Erro-	Z	Valor de p
$\eta_0$ (zeros)	(Intercepto)	-0,336	0,4140	–	–
	(Intercepto)	-17,0	>1000	–	–
$\eta_1$ (riqueza)	T.Euc	-0,571	0,8286	0,689	0,491
	E.Chu	0,520	>1000	≈0	≈1
$\eta_1$ (abundância)	(Intercepto)	4,14	0,2430	–	–
	T.Euc	-0,523	0,1309	4,002	< 0,001
	E.Chu	-2,746	0,3848	7,135	< 0,001
	D	-0,009	0,0111	0,774	0,439
	E.Chu:D	0,096	0,0153	6,253	< 0,001
	E.Chu:T.Euc	1,882	0,2469	7,623	< 0,001

FIGURA 2: A – Abundância de invertebrados no período de seca. B – Abundância de invertebrados no período de chuvas. C – Riqueza taxonômica de invertebrados no período de seca. D – Riqueza taxonômica de invertebrados no período de chuvas. E – Abundância relativa dos grupos tróficos de *Maytenus aquifolium*. F – Abundância relativa dos grupos tróficos de *Eucalyptus grandis*.

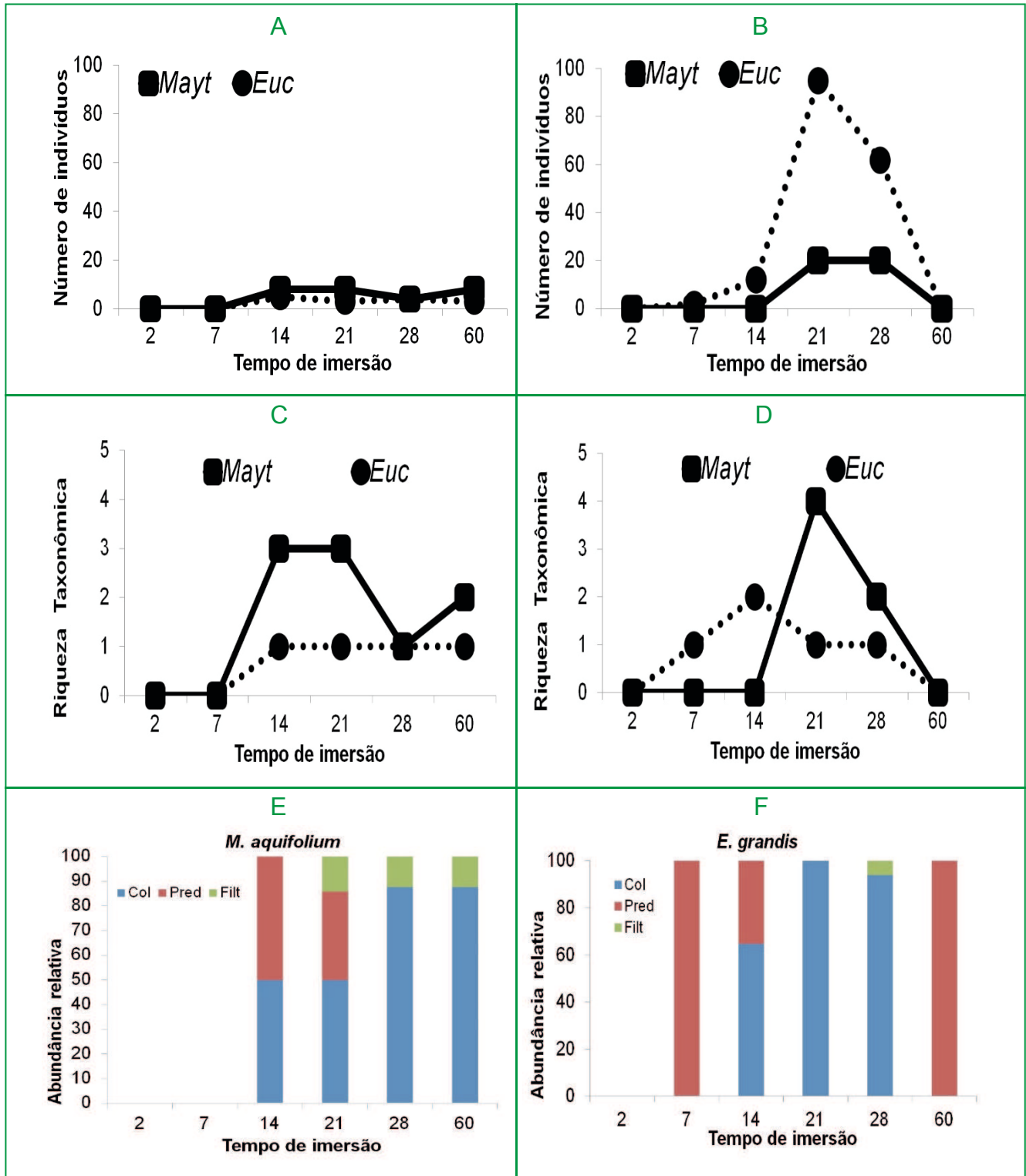




TABELA 3: Estimativas obtidas no modelo final de mistura tipo Hurdle-Poisson para a riqueza e abundância de invertebrados no experimento envolvendo as espécies *Maytenus aquifolium* e *Eucalyptus grandis*. E.Chu: efeito de época chuvosa. D: coeficiente do número de dias. T.Euc: efeito de *E. grandis* (comparativamente com *M. aquifolium*). E.Chu: T.Euc: efeito de interação entre época chuvosa e *E. grandis*. E.Chu: D: efeito de interação entre época chuvosa e número de dias. |Z|: estatística de Wald.

Preditor	Parâmetro	Estimativa	Erro-Padrão	Z	Valor de p
$\eta_0$ (zeros)	(Intercepto)	56,2	>1000	–	–
	E.Chu	56,5	>1000	$\approx 0$	$\approx 1$
	D	5,35	>1000	$\approx 0$	$\approx 1$
	E.Chu:D	-5,36	>1000	$\approx 0$	$\approx 1$
$\eta_1$ (riqueza)	(Intercepto)	0,5889	0,4156	–	–
	E.Chu	-2,3101	1,0291	2,245	0,0248
	T.Euc	0,5199	0,5796	8,897	0,3697
$\eta_1$ (abundância)	(Intercepto)	2,01	0,331	–	–
	E.Chu	-0,649	0,331	1,961	0,0499
	T.Euc	-1,351	0,466	2,901	0,0037
	D	-0,002	0,009	0,223	0,8235
	E.Chu:T.Euc	0,095	0,014	6,634	< 0,0001
	E.Chu:D	1,863	0,377	4,948	< 0,0001

significativo na abundância de invertebrados ao longo dos dias.

No período seco, as folhas das espécies nativas e da espécie não nativa tiveram sua colonização no 14º dia de incubação (Figuras 1A e 2A), já no período chuvoso, as folhas da espécie não nativa foram colonizadas no 7º e 14º dias, e as nativas no 21º dia (Figuras 1B e 2B). Além disso, dentre os quatro experimentos realizados, em três deles a colonização por macroinvertebrados se manteve até o 28º dia, decaindo a zero no 60º dia (Figuras 1A e 1B). Apenas no tratamento realizado na seca de 2014, entre *M. aquifolium* e *E. grandis*, alguns indivíduos foram encontrados nas duas espécies no 60º dia (Figura 2A). *Eucalyptus grandis* apresentou mais táxons que *L. molleoides* na época seca (Figura 1C), mas não mais que *M. aquifolium* na mesma época. Na época chuvosa, as duas espécies nativas apresentaram mais táxons no 21º dia para *L. molleoides* (Figura 1D) e nos 21º e 28º dias para *M. aquifolium* (Figura 2D).

Nos modelos ajustados finais, de acordo com o tratamento e com variável resposta (riqueza ou abundância), além do excesso de zeros, não houve nenhuma evidência da presença de superdispersão, de forma que a distribuição utilizada para as contagens positivas em todos os casos foi Poisson (Tabela 4). No tratamento com *L. molleoides*, o modelo ajustado para os zeros contém apenas o intercepto (Tabela 4), significando que nenhum dos fatores considerados para a análise possui efeito sobre a probabilidade de se observar um zero, indicando que a ausência de colonização nesse experimento se deu puramente ao acaso. Em contrapartida, houve efeitos significativos sobre a probabilidade de zeros na parte binomial do modelo Hurdle no experimento envolvendo a espécie nativa *M. aquifolium* (Tabela 4). A inclusão da época do ano, número de dias de decomposição das folhas e de sua respectiva interação foi importante para o ajuste do modelo (*Goodness of fit*). Os erros-padrões foram grandes demais para permitir a realização de testes de hipóteses específicos para os contrastes dos efeitos.

TABELA 4: Termos incluídos (•) e não incluídos (·) nos preditores lineares dos modelos finais para a riqueza e abundância de macroinvertebrados, baseados em seleção *stepwise* e testes de razão de verossimilhanças, para os experimentos envolvendo as espécies *Lithraea molleoides* e *Eucalyptus grandis* (Tratamento 1) ou *Maytenus aquifolium* e *Eucalyptus grandis* (Tratamento 2). E: efeito principal da época do ano; T: efeito principal do tipo de folha; D: efeito do número de dias; E:T: efeito da interação entre época do ano e tipo de folha; E:D: efeito da interação entre número de dias e época do ano; T:D: efeito da interação entre tipo de folha e número de dias; E:T:D: efeito da interação tripla.

Tratamento	Preditor	Termos do preditor							Distribuição
		E	T	D	E:T	E:D	T:D	E:T:D	
<i>L. molleoides</i> e <i>E. grandis</i>	$\eta_0$ (zeros)	·	·	·	·	·	·	·	Binomial
	$\eta_1$ (riqueza)	•	•	·	·	·	·	·	Poisson
	$\eta_1$ (abundância)	•	•	•	•	•	·	·	Poisson
<i>M. aquifolium</i> e <i>E. grandis</i>	$\eta_0$ (zeros)	•	·	•	·	•	·	·	Binomial
	$\eta_1$ (riqueza)	•	•	·	·	·	·	·	Poisson
	$\eta_1$ (abundância)	•	•	•	•	•	·	·	Poisson

## Discussão

A baixa riqueza dos invertebrados que colonizaram as folhas pode ser explicada pelas condições ambientais do córrego. No ano de 2014, uma barragem construída no trecho a montante se rompeu fazendo com que grande quantidade de sedimento fosse transportada rio abaixo, ocasionando intenso assoreamento e impacto à comunidade aquática nos trechos a jusante (VAZ et al., 2017; 2018). O córrego estudado apresenta trechos com pouca profundidade e uma homogeneidade de substrato que em sua grande maioria é composto por areia. A natureza física e química do substrato pode influenciar a permanência dos invertebrados aquáticos (QUEIROZ et al., 2000). Meyer et al. (2005) afirmam que as perturbações, as quais os riachos são submetidos, como alterações na morfologia e estabilidade do canal, são as principais causas para a baixa riqueza taxonômica.

A abundância e a riqueza dos invertebrados foram maiores nas folhas de *M. aquifolium* quando comparadas às outras folhas analisadas. Esse resultado pode estar relacionado ao fato de que essa espécie pode apresentar uma estrutura menos complexa quimicamente, ou

seja, baixas quantidades de compostos secundários se comparada com as outras folhas testadas, favorecendo assim o estabelecimento dos organismos (WRIGHT; WESTERBOY, 2002). A semelhança taxonômica dos invertebrados entre as espécies nativas e a não nativa esperada (SUAREZ, 2016), e, segundo Tonello et al. (2014), isso é devido à fauna associada aos detritos ser composta por grupos predominantes, em especial os organismos da família Chironomidae.

Apesar de inúmeros estudos demonstrarem que a colonização das folhas de *Eucalyptus* sp. prejudicada por terem baixo conteúdo de nitrogênio, fósforo e terem compostos refratários como lignina e hemiceluloses, inibindo assim a colonização dos invertebrados, principalmente os fragmentadores que são os primeiros a utilizarem esse material (BÄRLOCHER; GRAÇA, 2002; ARAGÓN et al., 2014), no presente estudo não foi observado esse padrão, provavelmente pela não representatividade dos fragmentadores na biota do riacho, assim como em outros riachos tropicais (DOBSON et al., 2002). Desta forma as folhas do eucalipto estariam sendo usadas de forma indireta ou

como abrigo (GONÇALVES et al., 2006; MORETTI et al., 2007b), o que minimizou os efeitos dos compostos químicos e das propriedades físicas de suas folhas. O tempo de condicionamento necessário para o estabelecimento da comunidade de microorganismos (GESSNER; CHAUVET, 1993) nas folhas é outro fator que pode ter influenciado a semelhança entre as folhas nativas e de *E. grandis*. O tempo de imersão das folhas (60 dias) pode ter sido curto para expressar alguma diferença entre as folhas, isso ficou evidente na análise estatística que demonstrou que os dias não produziram efeitos sobre a riqueza.

A classificação dos grupos tróficos funcionais pode estabelecer como os organismos estão utilizando o recurso foliar, seja de forma direta ou indireta, como alimento ou abrigo (SUGA; TANAKA et al., 2013). O grupo funcional predador foi o que apresentou o maior número de táxons. O grupo coletor foi o que apresentou a maior abundância nas folhas testadas. *Aedes* sp. e *Heterina* sp. foram os táxons classificados como predadores. *Chironomus* sp. foi o único táxon classificado como coletor. A maior riqueza de predadores pode ser justificada pela grande quantidade de *Chironomus* sp. presente nas folhas. Já a maior abundância do táxon *Chironomus* sp. pode ser justificada por estar presente em alta densidade durante a colonização dos detritos vegetais (MATHURIAU; CHAUVET, 2002; GONÇALVES et al., 2006; MORETTI et al., 2007b; KÖNIG et al., 2008).

O experimento revelou ausência de invertebrados fragmentadores. Outros estudos também verificaram ausência de fragmentadores em riachos tropicais (CALLISTO et al., 2002; GONÇALVES et al., 2006). Em riachos temperados os invertebrados fragmentadores têm maior influência na decomposição das folhas do que em alguns riachos tropicais, onde os microorganismos desempenham um papel mais importante quando os invertebrados fragmentadores são escassos (DOBSON et al., 2002; WANTZEN; WAGNER, 2006). Entretanto, estudos recentes demonstram que os fragmentadores nem sempre são escassos e provavelmente têm um papel importante na decomposição de detritos foliares em vários riachos tropicais (YULE et al., 2009; ENCALADA et al., 2010).

Os resultados mostraram que devemos considerar o efeito sazonal na colonização da comunidade de invertebrados, o que é corroborado por Righi-Cavallaro et al. (2010), que verificaram que a sazonalidade é um importante fator na estruturação da comunidade de invertebrados em riachos na região Centro-Oeste do Brasil. No presente estudo, podemos observar menor riqueza de invertebrados na época chuvosa. Esse resultado deve-se ao aumento da velocidade da correnteza, ocasionado pelas chuvas, resultando no carreamento de invertebrados após distúrbios no substrato (CALLISTO et al., 2004). A comunidade de invertebrados aquáticos é mais resiliente do que resistente a distúrbios oriundos da chuva, o que explica a sua rápida recuperação da riqueza após esses eventos (DEATH, 2010). Além disso, em ambientes perturbados pelo assoreamento e carreamento de sedimento essa situação se agrava.

O riacho estudado corta uma área de Floresta Estacional Semidecidual e o maior aporte de folhas ocorre na época seca devido a inúmeras espécies vegetais perderem as suas folhas no inverno, que coincide com o período seco. O aumento da abundância na época chuvosa para a espécie nativa avaliada merece atenção e essa constatação deve ser atribuída à utilização de suas folhas como abrigo. Para se afirmar algo sobre a melhor palatabilidade ou decomposição desta, comparada às duas espécies nativas utilizadas no estudo, novos estudos devem ser realizados objetivando estudar a decomposição foliar. O presente trabalho verificou ainda que podemos esperar aumento da abundância de invertebrados na época chuvosa considerando os dias do experimento, enquanto durante a época seca o passar dos dias não tem efeito sobre a abundância. Experimentos *in situ* são influenciados por inúmeras variáveis, que podem mascarar o efeito de cada fator, demonstrando que a compreensão de padrões de colonização de invertebrados em riachos é um desafio e exige mais estudos e o aumento das escalas espaciais e sazonais estudadas (UIEDA; CARVALHO, 2015). O estudo é uma descrição da colonização das comunidades de invertebrados comparando folhas de duas espécies nativas e uma espécie nativa em um riacho situado em uma área sujeita à sedimentação e cuja mata ripária possui *Eucalyptus grandis* em meio à mata nativa. Esse tipo de

estudo bem como essa região tem sido pouco avaliados e esses dados devem fornecer uma base para futuros estudos, levando a um melhor entendimento da ecologia funcional em riachos tropicais.

## Referências

- ABELHO, M. From litterfall to breakdown in streams: a review. **The Scientific World Journal**, London, v. 1, n. 1, p. 656-680, 2001.
- ABELHO, M. The effect of mixtures on colonisation of leaf litter decomposing in a stream and at its riparian zone. **Web Ecology**, Lund, v. 14, p.13-22, 2014.
- AGOSTINHO, A. A.; THOMAZ, S. M.; GOMES, L. C. Conservação da biodiversidade em águas continentais do Brasil. **Megadiversidade**, Belo Horizonte, v. 1, n. 1, p. 70-78, 2005.
- ALLAN, J. D.; CASTILLO, M. M. **Stream ecology**: structure and function of running waters. 2. ed. New York: Chapman and Hall, 2007. 436 p.
- ALONSO, A.; GONZÁLEZ-MUÑOZ, N.; CASTRO-DÍEZ, P. Comparison of leaf decomposition and macroinvertebrate colonization between exotic and native trees in a freshwater ecosystem. **Ecological Research**, Tokyo, v. 25, n. 1, p. 647-653, 2010.
- ARAGÓN, R.; MONTTI, L.; AYUP, M. M.; FERNÁNDEZ, R. Exotic species as modifiers of ecosystems processes: Litter decomposition in native and invaded secondary forests of NW Argentina. **Acta Oecologica**, Paris, v. 54, n. 1, p. 21-28, 2014.
- ARDÓN, M.; PRINGLEA, C. M.; EGGERTE, S. L. Does leaf chemistry differentially affect breakdown in tropical vs temperate streams? Importance of standardized analytical techniques to measure leaf chemistry. **Journal of the North American Benthological Society**, Lawrence, v. 28, n. 2, p. 440-453, 2009.
- BÄRLOCHER, F.; GRAÇA, M. A. S. Exotic riparian vegetation lowers fungal diversity but not leaf decomposition in Portuguese streams. **Freshwater Biology**, London, v. 47, n. 1, p. 1123-1135, 2002.
- BIASI, C.; TONIN, A. M.; RASTELLO, R. M.; HEPP, L. U. The colonization of leaf litter by Chironomidae (Diptera): the influence of chemical quality and exposure duration in a subtropical stream. **Limnologia-Ecology and Management of Inland Waters**, Essen, v. 43, n. 6, p. 427-433, 2013.
- CALLISTO, M.; FERREIRA, W. R.; MORENO, P.; GOULART, M.; PETRUCIO, M. Aplicação de um protocolo de avaliação rápida de diversidade de habitats em atividades de ensino e pesquisa (MG, RJ). **Acta Limnologia Brasiliensia**, Botucatu, v. 14, n. 1, p. 91-98, 2002.
- CALLISTO, M.; GOULART, M.; MEDEIROS, A. O.; MORENO, P.; ROSA, C. A. Diversity assessment of benthic macroinvertebrates, yeasts, and microbiological indicators along a longitudinal gradient in Serra do Cipó, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 64, n. 4, p. 743-755, 2004.
- CANHOTO, C. **Eucalyptus globulus leaves**: morphological and chemical barriers to decomposition in streams. 2001. 176 f. Tese (Doutorado em Ecologia) – Universidade de Coimbra, Coimbra, 2001.
- CANHOTO, C.; CALAPES, R.; GONÇALVES, A. L.; MOREIRA-SANTOS, M. Effects of *Eucalyptus* leaf litter and oxygen on leaf-litter processing by fungi and stream invertebrates. **Freshwater Science**, Washington, v. 32, n. 2, p. 411-424, 2013.
- CARVALHO, E. M.; UIEDA, V. S. Input of litter in deforested and forested areas of a tropical headstream. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 70, n. 1, p. 238-288, 2010.
- CHESHIRE, K.; BOYERO, L.; PEARSON, R. G. Food webs in tropical Australian streams: shredders are not scarce. **Freshwater Biology**, London, v. 50, p. 748-769, 2005.
- CORBI, J. J.; KLEINE, P.; TRIVINHO-STRIXINO, S. Relationship between sugar cane cultivation and stream macroinvertebrate communities. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, Curitiba, v. 51, n. 1, p. 769-779, 2008.
- CORDEIRO, T. C.; BARRELLA, W.; BUTTURI-GOMES, D.; PETRERE JUNIOR, M. A modeling approach for reposition dynamics of litter composition in coastal areas of the city of Santos, São Paulo, Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, Amsterdam, v. 128, n. 1, p. 333-339, 2018.
- COSTA, G. S.; GAMA-RODRIGUES, A. C. D.; CUNHA, G. D. M. Decomposição e liberação de nutrientes da serapilheira foliar em povoamentos de *Eucalyptus grandis* no norte fluminense. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 29, n. 4, p. 563-570, 2005.
- 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**, Abingdon, v. 40, n. 1, p. 69-89, 2005.
- DEATH, R. G. Disturbance and riverine benthic communities: what has it contributed to general ecological theory? **River Research and Applications**, Chichester, v. 26, n. 1, p. 15-25, 2010.
- DOBSON, M.; MAGANA, A.; MATHOOKO, J. M.; NDEGWA, F. K. Detritivores in Kenyan highland streams: more evidence for the paucity of shredders in the tropics? **Freshwater Biology**, London, v. 47, n. 1, p. 909-919, 2002.
- ENCALADA, A. C.; CALLES, J.; FERREIRA, V.; CANHOTO, C. N.; GRAÇA, M. A. S. Riparian land use and the relationship between the benthos and litter decomposition in tropical montane streams. **Freshwater Biology**, London, v. 55, n. 1, p. 1719-1733, 2010.
- FLACK, V. F.; FLORES, R. A. Using simulated envelopes in the evaluation of normal probability plots of regression residuals. **Technometrics**, Milwaukee, v. 31, n. 1, p. 219-225, 1989.
- GESSNER, M. O.; CHAUVET, E. Ergosterol to biomass conversion factors for aquatic hyphomycetes. **Applied Environmental Microbiology**, Washington, v. 59, n. 1, p. 502-507, 1993.
- GONÇALVES, J. F.; FRANÇA, J. S.; MEDEIROS, A. O.; ROSA, C. A.; CALLISTO, M. Leaf breakdown in a tropical stream. **International Review of Hydrobiology**, Weinheim, v. 91, n. 1, p. 164-177, 2006.
- GONÇALVES, J. F.; GRAÇA, M. A. S.; CALLISTO, M. Litter decomposition in Cerrado savannah stream is retarded by leaf toughness, low dissolved nutrients and a low density of shredders. **Freshwater Biology**, London, v. 52, n. 8, p. 1440-1451, 2007.

- GONÇALVES, J. F.; SOUZA REZENDE, R. de; GREGÓRIO, R. S.; VALENTIN, G. C. Relationship between dynamics of litterfall and riparian plant species in a tropical stream. **Limnologia-Ecology and Management of Inland Waters**, Essen, v. 44, n. 1, p. 40-48, 2014.
- GRAÇA, M. A. S.; FERREIRA, V.; CANHOTO, C.; ENCALADA, A. C.; GUERRERO-BOLAÑO, F.; WANTZEN, K. M.; BOYERO, L. A conceptual model of litter breakdown in low order streams. **International Review of Hydrobiology**, Weinheim, v. 100, p. 1-12, 2015.
- GRAÇA, M. A. S.; POZO, J.; CANHOTO, C.; ELOSEGI, A. **Effects of handbook**. Hydrological and ecological principles. Hoboken: Blackwell Science, 2002. 526 p.
- INMET – INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA. **Estações e dados**. 2017. Disponível em: <[http://www.inmet.gov.br/sim/gera\\_graficos.php](http://www.inmet.gov.br/sim/gera_graficos.php)>.
- JACKMAN, S. **PSCL**: classes and methods for R Developed in the Political Science Computational Laboratory, Stanford University. Stanford: Department of Political Science, 2015. Disponível em: <<https://github.com/atahk/pscl/>>.
- KÖNIG, R.; SUZIN, C. R. H.; RESTELLO, R. M.; HEPP, L. U. Qualidade das águas de riachos da região norte do Rio Grande do Sul (Brasil) através de variáveis físicas, químicas e biológicas. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, Rio Grande, v. 3, n. 1, p. 84-93, 2008.
- MATHURIAU, C.; CHAUVET, E. Breakdown on leaf litter in a neotropical stream. **Journal of the North American Benthological Society**, Lawrence, v. 21, n. 3, p. 384-396, 2002.
- MCCULLAGH, P.; NELDER, J. A. **Generalized linear models**. London: Chapman and Hall, 1989. 526 p.
- MEYER, J. L.; PAUL, M. J.; TAULBEE, W. K. Stream ecosystem function in urbanizing landscapes. **Journal of the North American Benthological Society**, Lawrence, v. 24, n. 1, p. 602-612, 2005.
- MORETTI, M.; GONÇALVES JR, J. F.; CALLISTO, M. Leaf breakdown in two tropical streams: differences between single and mixed species packs. **Limnologia**, Jena, v. 37, n. 1, p. 250-258, 2007a.
- MORETTI, M. S.; GONÇALVES JR, J. F.; LIGEIRO, R.; CALLISTO, M. Invertebrates colonization on native tree leaves in a neotropical stream (Brazil). **International Review of Hydrobiology**, Weinheim, v. 92, n. 2, p. 199-210, 2007b.
- MUGNAI, R.; NESSIMIAN, J. L.; BAPTISTA, D. F. **Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do estado do Rio de Janeiro**. Rio de Janeiro: Thechnical Books, 2010. 176 p.
- OSLON, H. D.; LEIRNESS, J. B.; CUNNINGHAM, P. G.; STEEL, E. A. Riparian buffers and forest thinning: effects on headwater vertebrates 10 years after thinning. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 321, n. 1, p. 81-93, 2014.
- QUEIROZ, J. F.; TRIVINHO-STRIXINO, S.; NASCIMENTO, V. M. C. **Organismos bentônicos bioindicadores da qualidade das águas da Bacia do Médio São Francisco**. Jaguarüna: Embrapa Meio Ambiente, 2000. 4 p. (Comunicado Técnico)
- R CORE TEAM. **R**: a language and environment for statistical computing. 2017. Vienna: R Foundation for Statistical Computing. Disponível em: <<https://www.R-project.org/>>.
- RAPOSEIRO, P. M.; CRUZ, A. M.; SAMANTHA JANE HUGHES, S. J.; COSTA, A. C. Azorean freshwater invertebrates: Status, threats and biogeographic notes. **Limnetica**, Barcelona, v. 31, n. 1, p. 13-22, 2012.
- RIGHI-CAVALLARO, K. O.; SPIES, M. R.; SIEGLOCH, A. E. Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera assemblages in Miranda River basin, Mato Grosso do Sul State, Brazil. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 10, n. 2, p. 253-260, 2010.
- RODRIGUES, R. R.; SHEPHERD, G. J. Fatores condicionantes da vegetação ciliar. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO-FILHO, H. F. (Ed.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. 2. ed. São Paulo: EDUSP, 2009. p. 101-107.
- SUAREZ, H. M. R. **A decomposição de detritos foliares de espécies nativas e exótica e a colonização de macroinvertebrados em um riacho tropical localizado na Floresta Nacional de Ipanema, SP, Brasil**. 2016. 117 f. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Universidade de São Paulo, São Carlos. 2016
- SUGA, C. M.; TANAKA, M. O. Influence of a forest remnant on macroinvertebrate communities in a degraded tropical stream. **Hydrobiologia**, Brussels, v. 703, n. 1, p. 203-213, 2013.
- SWAN, C. M.; PALMER, M. A. Leaf diversity alters litter breakdown in a Piedmont stream. **Journal of the North American Benthological Society**, Lawrence, v. 23, n. 1, p. 15-28, 2004.
- TONELLO, G.; LOUREIRO, R. C.; KRAUSE, P.; DA SILVA, C.; ONGARATTO, R. M.; SEPP, S.; RESTELLO, R. M.; HEPP, L. U. Colonização de invertebrados durante a decomposição de diferentes detritos vegetais em um riacho subtropical. **Revista Brasileira de Biociências**, Porto Alegre, v. 12, n. 2, p. 98-105, 2014.
- UIEDA, V. S.; CARVALHO, E. M. B. Experimental manipulation of leaf litter colonization by aquatic invertebrates in a third order tropical stream. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 75, n. 2, p. 405-413, 2015.
- 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 Science**, Ottawa, v. 137, p. 130-137, 1980.
- VALLE, I. C.; BUSS, D. F.; BAPTISTA, D. F. The influence of connectivity in forest patches, and riparian vegetation width on stream macroinvertebrate fauna. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 73, n. 2, p. 231-238, 2013.
- VAZ, A. A.; STEFANI, M. S.; SMITH, W. S. Assembleia de peixes em um riacho tropical e os recursos alimentares explorados sob influência de mata ripária com presença de *Eucalyptus grandis*. **Acta of Fisheries and Aquatic Resources**, São Cristóvão, v. 6, n. 1, p. 61-73, 2018.
- VAZ, A. A.; VAZ, A. A.; PELIZARI, G. P.; BIAGIONI, R. C.; SMITH, W. S. A Biota Aquática em um Riacho Tropical e suas Relações com Fatores Ambientais. **Biodiversidade Brasileira**, Brasília, v. 7, n. 1, p. 55-68, 2017.
- VENABLES, W. N.; RIPLEY, B. D. **Modern applied statistics with S**. New York: Springer, 2002. 446 p.
- WANTZEN, K. M.; WAGNER, R. Detritus processing by invertebrate shredders: a neotropical temperate comparison. **Journal of the North American Benthological Society**, Lawrence, v. 25, n. 1, p. 216-232, 2006.

- WANTZEN, K. M.; YULE, C. M.; MATHOOKO, J. M.; PRINGLE, C. M. Organic matter processing in tropical streams. In: DUDGEON, D. (Ed.). **Tropical stream ecology**. New York: Elsevier, 2008. p. 44-64.
- WRIGHT, I. J.; WESTERBOY, M. Leaves at low versus high rainfall: coordination of structure, lifespan and physiology. **New Phytologist**, New York, v. 155, n. 1, p. 403-416, 2002.
- YEE, T. W. The VGAM package for categorical data analysis. **Journal of Statistical Software**, Linz, v. 32, p. 1-34, 2010.
- YEE, T. W. **Vector Generalized Linear and Additive Models: with an implementation in R**. New York: Springer, 2015. 532 p.
- YULE, C. M.; LEONG, M. Y.; LIEW, K. C.; RATNARAJAH, L.; SCHMIDT, K.; WONG, H. M.; PEARSON, R. G.; BOYERO, L. Shredders in Malaysia: abundance and richness are higher in cool upland tropical streams. **Journal of the North American Benthological Society**, Lawrence, v. 28, n. 1, p. 404-415, 2009.
- ZEILEIS, A.; KLEIBER, C.; JACKMAN, S. Regression Models for count data in R. **Journal of Statistical Software**, Linz, v. 27, n. 1, p. 1-25, 2008.