

A PRESENÇA DA AGRICULTURA ALTERA A DECOMPOSIÇÃO FOLIAR E A COMPOSIÇÃO DAS COMUNIDADES DE INVERTEBRADOS AQUÁTICOS EM RIACHOS SUBTROPICAIS

Agriculture presence changes the leaf decomposition and the aquatic invertebrate communities composition in subtropical streams

Lucas E. Fontana^{1,3}; Gabriela Tonello²; Rozane Maria Restello³; Luiz Ubiratan Hepp³

¹ Departamento de Ecologia e Zoologia, Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), Florianópolis, SC. *E-mail*: lucaseugenio.fontana@yahoo.com.br

² Instituto de Desenvolvimento Educacional do Alto Uruguai - Faculdade IDEAU de Getúlio Vargas, Getúlio Vargas, RS.

³ Departamento de Ciências Biológicas, Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões - URI Erechim, RS.

Data do recebimento: 21/11/2019 - Data do aceite: 26/02/2020

RESUMO: Neste estudo, avaliamos o efeito da presença de agricultura na zona ripária de riachos sobre o processo de decomposição foliar e a estrutura e composição da comunidade de invertebrados aquáticos. Este estudo foi realizado em três riachos subtropicais de Mata Atlântica com diferentes níveis de perturbação agrícola (baixa, média e alta). Em cada riacho foram incubados *litter bags* de malha fina e grossa contendo folhas de *Nectandra megapotamica* (Spreng.) Mez. Após 7, 15 e 30 dias, um conjunto de *litter bags* foi retirado para a quantificação das taxas de decomposição e remoção dos invertebrados associados. As taxas de decomposição foram semelhantes para a malha fina. Para a malha grossa, entretanto, as taxas de decomposição foram maiores no riacho de baixa agricultura. A riqueza de invertebrados foi semelhante entre os riachos, enquanto a abundância de invertebrados foi maior nos riachos de baixa e alta agricultura. A composição taxonômica e a abundância de alguns grupos tróficos funcionais diferiram entre os riachos. Embora estudos sejam necessários para verificar a manutenção desses padrões, os resultados deste

estudo indicaram que a presença de agricultura na zona ripária dos riachos pode afetar o processo de decomposição foliar e as comunidades de invertebrados aquáticos.

Palavras-chave: Vegetação Ripária. Macroinvertebrados. Cadeia Trófica Aquática. Fluxo de Energia.

ABSTRACT: The aim of this study was to evaluate the effect of agriculture presence in the riparian zone on the leaf decomposition process and the structure and composition of aquatic invertebrates community. This study was carried out in three subtropical Atlantic Forest streams with different levels of agricultural disturbance (low, medium and high). Fine and coarse mesh litter bags containing *Nectandra megapotamica* (Spreng.) Mez leaves were incubated in each stream. After 7, 15 and 30 days, a set of litter bags was removed to quantify the decomposition rates and removal of associated invertebrates. Leaf decomposition rates were similar for the fine mesh. For the coarse mesh, however, the leaf decomposition rates were higher in the low agriculture stream. Invertebrate richness was similar between streams, while invertebrate abundance was higher in the low and high agriculture streams. The taxonomic composition and the abundance of some functional feeding group differed between the streams. Although studies are necessary to verify the maintenance of these patterns, the results of this study indicated that the presence of agriculture in the streams riparian zone can affect the leaf decomposition process and the aquatic invertebrate communities.

Keywords: Riparian Vegetation. Macroinvertebrates. Aquatic Trophic Chain. Energy Flow.

Introdução

Em riachos pequenos e florestados, a produtividade primária é limitada pelo sombreamento da vegetação ripária e, com isso, o aporte de matéria orgânica alóctone se torna a principal fonte de energia destes ecossistemas, sendo fundamental para a manutenção dos processos ecológicos e das comunidades aquáticas (VANNOTE et al., 1980; ABELHO, 2001; GRAÇA, 2001; MARKS, 2019). Dentro do riacho, os detritos vegetais se decompõem por meio de

processos químicos, físicos e biológicos que resultam na transformação da matéria orgânica particulada grossa (MOPG; partículas > 1mm) em matéria orgânica particulada fina (MOPF; partículas entre 0,45 µm e 1 mm) (ABELHO, 2001; MARKS, 2019). Durante o processo de decomposição, microrganismos e invertebrados aquáticos colonizam e consomem os detritos vegetais e, com isso, participam diretamente da incorporação de matéria e energia na cadeia trófica aquática (GRAÇA, 2001; MARKS, 2019).

Os microrganismos (especialmente hifomicetos aquáticos) secretam enzimas

que degradam a estrutura do tecido foliar, tornando-o mais nutritivo e palatável para o consumo dos invertebrados fragmentadores (ABELHO, 2001; GRAÇA, 2001; BIASI et al., 2019; MARKS, 2019). Os fragmentadores consomem diretamente as folhas (i.e. MOPG) e produzem MOPF, que é recurso alimentar para outros invertebrados aquáticos com diferentes hábitos alimentares (grupos tróficos) (GRAÇA, 2001). Além de fragmentadores, os invertebrados aquáticos podem ser coletores-filtradores (consomem biofilme, algas e/ou MOPF suspensas na água), raspadores (consomem algas perifíticas aderidas ao substrato), coletores-catadores (consomem algas e MOPF acumuladas sobre o substrato) e predadores (consomem larvas de organismos aquáticos) (GRAÇA, 2001; CUMMINS et al., 2005; RAMÍREZ; GUTIÉRREZ-FONSECA, 2014).

A implantação de agricultura e/ou pastagens aumenta a irradiação solar nos riachos, tornando a matéria orgânica autóctone (oriunda da produção primária) a principal fonte de energia destes ecossistemas (MOSISCH et al., 2001; HAGEN et al., 2010). Estudos indicam que as taxas de decomposição de detritos vegetais são semelhantes entre riachos inseridos em áreas de agricultura e/ou pastagem e riachos florestados (HAGEN et al., 2006; HLADYZ et al., 2010). Entretanto, em riachos inseridos em áreas de agricultura e/ou pastagem o processo de decomposição é influenciado em maior escala pela atividade de microrganismos, enquanto em riachos florestados este processo é determinado especialmente pela atividade de invertebrados aquáticos (HLADYZ et al., 2010). Além disso, embora isso não seja um consenso, existem indícios de que a composição da comunidade de invertebrados aquáticos seja distinta entre riachos inseridos em áreas de agricultura e/ou pastagem e riachos florestados (HEPP et al., 2016) e de que abundância e riqueza de invertebrados aquáticos tendem

a ser menores em riachos inseridos em áreas de agricultura (WANG et al., 2019).

Dessa forma, o objetivo deste estudo foi avaliar o efeito da agricultura sobre o processo de decomposição foliar e sobre a estrutura e composição da comunidade de invertebrados aquáticos em riachos subtropicais. Acreditamos que i) as taxas de decomposição foliar serão maiores onde há menor influência agrícola e ii) a estrutura e composição da comunidade de invertebrados será diferente entre os riachos com diferentes percentuais de uso agrícola na área de drenagem dos riachos.

Material e Métodos

Área de Estudo

O estudo foi realizado nos meses de novembro e dezembro de 2014 em três riachos de 2ª ordem localizados no norte do Rio Grande do Sul, sul do Brasil. A região está inserida no domínio Mata Atlântica, compreendendo uma zona de transição entre Floresta Estacional Semidecidual e Floresta Atlântica com Araucária (OLIVEIRA-FILHO et al., 2015). O clima é classificado (Köppen) como subtropical, com temperatura média anual entre 16°C e 20°C e precipitação anual média que varia entre 1600 mm a 2200 mm (ALVARES et al., 2013).

Seleção dos Riachos

Os riachos foram definidos a partir dos diferentes níveis de agricultura ocorrentes em suas áreas de drenagem. Os níveis de agricultura foram quantificados a partir da análise da paisagem das respectivas áreas de drenagem utilizando o método de Máxima Verossimilhança no *software* SIG IDRISI 32, baseado nos pontos obtidos com o auxílio de GPS (Global Positioning System) e posterior verificação *in loco*. Como critério de seleção,

foram considerados o percentual de vegetação arbórea e de uso agrícola na área de drenagem e a presença de vegetação na zona ripária nos riachos. O riacho denominado de *baixa agricultura* está inserido numa área de drenagem com predomínio de vegetação arbórea e baixo percentual de uso agrícola, enquanto o riacho de *média agricultura* está inserido numa área de drenagem com percentual semelhante entre vegetação arbórea e uso agrícola, e o riacho de *alta agricultura* está inserido numa área de drenagem com alto percentual de uso agrícola (Tabela I).

Caracterização Ambiental e Limnológica dos Riachos

Durante o período do experimento, a pluviosidade registrada foi de 172,8 mm (INMET, 2015). Adicionalmente, durante o período de estudo, foram mensuradas algumas variáveis limnológicas dos riachos com medidor multiparâmetros (Modelo: U5000, HORIBA) (Tabela I). As águas apresentaram boa oxigenação ($>10 \text{ mg.L}^{-1}$) com elevada turbidez ($>20 \text{ UNT}$) nos riachos de baixa agricultura e de média agricultura (Tabela

I). Condutividade elétrica e pH diferiram entre o riacho de baixa agricultura e de média agricultura (Tabela I).

Experimento de Campo

Para avaliar a decomposição foliar nos riachos, foram utilizadas folhas senescentes de *Nectandra megapotamica* (Spreng.) Mez, cuja ocorrência é comum na zona ripária dos riachos da região (LOREGIAN et al., 2012; MÉLO et al., 2013). As folhas foram coletadas e secas em temperatura ambiente ($\sim 20^\circ\text{C}$) por cerca de 15 dias e, posteriormente, foram acondicionadas em 27 *litter bags* de malha fina (15 x 17 cm; abertura de malha 0,5 mm) e 27 *litter bags* de malha grossa (15 x 20 cm; abertura de malha 10 mm). Foram utilizados *litter bags* de malha fina para excluir a atividade de invertebrados, especialmente fragmentadores. Em cada *litter bag* foram acondicionadas $3,0 \pm 0,1 \text{ g}$ de folhas. Em cada riacho foram incubados, aleatoriamente, 18 *litter bags*, sendo 9 *litter bags* de malha fina e 9 *litter bags* de malha grossa. Após 7, 15 e 30 dias de imersão, três *litter bags* de cada malha foram retirados aleatoriamente

Tabela I. Características ambientais e variáveis limnológicas (média \pm desvio padrão) mensuradas nos três riachos estudados entre os meses de novembro e dezembro de 2014. Letras diferentes indicam valores significativamente distintos ($p < 0,05$)

Variáveis	Baixa Agricultura	Média Agricultura	Alta Agricultura
Vegetação (%)	57,14	32,82	4,67
Agricultura (%)	19,72	40,62	88,64
Temperatura da água ($^\circ\text{C}$)	$18,34^a \pm 2,24$	$18,00^a \pm 1,89$	$18,41^a \pm 2,20$
Condutividade Elétrica (mS.cm^{-1})	$0,07^a \pm 0,00$	$0,10^b \pm 0,01$	$0,09^{ab} \pm 0,01$
pH	$6,17^a \pm 0,12$	$6,60^b \pm 0,20$	$6,43^{ab} \pm 0,21$
Oxigênio Dissolvido (mg.L^{-1})	$10,66^a \pm 1,30$	$10,70^a \pm 1,20$	$10,46^a \pm 0,97$
Total de Sólidos Dissolvidos (mg.L^{-1})	$0,05^a \pm 0,00$	$0,06^a \pm 0,00$	$0,07^a \pm 0,02$
Turbidez (UNT)	$55,20^a \pm 93,50$	$26,90^a \pm 47,00$	$5,62^a \pm 3,80$
Carbono Total (mg.L^{-1})	$3,15^a \pm 1,46$	$5,80^a \pm 8,04$	$2,4^a \pm 1,73$
Nitrogênio Total (mg.L^{-1})	$1,67^a \pm 1,42$	$2,91^a \pm 1,26$	$2,47^a \pm 0,00$

de cada riacho para realização das análises laboratoriais.

Procedimentos de Laboratório

Os detritos foliares foram lavados com água para a retirada do sedimento e invertebrados associados e, em seguida, secos em estufa ($40 \pm 5^\circ\text{C}/72\text{h}$). Após este procedimento, os detritos foliares foram pesados para determinação da perda de massa e das taxas de decomposição. Os detritos contidos nos *litter bags* de malha grossa foram lavados em peneira com malha de $250 \mu\text{m}$ para remoção dos invertebrados aderidos ao material vegetal. Os invertebrados foram acondicionados em potes plásticos e fixados com álcool etílico 70% e, posteriormente, foram triados, identificados até o nível taxonômico de família (exceto Calamoceratidae identificada até *Phylloicus*), contados com o auxílio de estereomicroscópio (até 40x de aumento) e classificados nos diferentes grupos tróficos funcionais conforme literatura específica (CUMMINS et al., 2005; MUGNAI et al., 2010; RAMÍREZ; GUTIÉRREZ-FONSECA, 2014).

Análise dos Dados

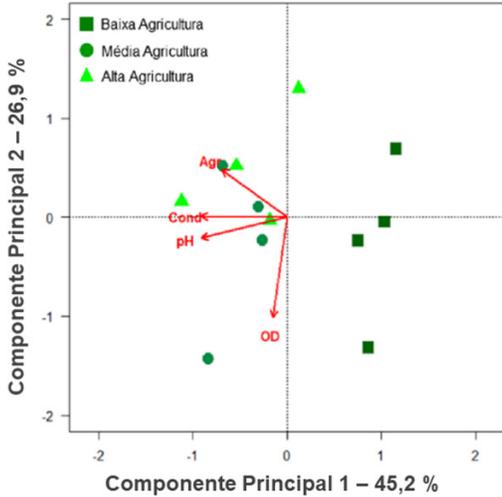
Os dados foram testados quanto a normalidade usando um teste de Shapiro-Wilk e transformados em $\ln(x+1)$ quando não apresentaram distribuição normal. Para verificar a variação das características limnológicas de cada riacho foi utilizada uma Análise de Variância (*one way ANOVA*) com teste Tukey *a posteriori*. Adicionalmente, os riachos foram ordenados com as variáveis ambientais e limnológicas utilizando-se uma Análise de Componentes Principais (PCA) baseada numa matriz de distância Euclidiana. As taxas de decomposição foram determinadas utilizando o modelo exponencial negativo $W_t = W_0 \cdot e^{-kt}$, onde W_t é o peso remanescente no tempo t

(em dias), W_0 é o peso inicial e k é a taxa de decomposição (ABELHO, 2001). Testamos a variação das taxas de decomposição entre os riachos individualmente para a malha fina e para a malha grossa utilizando uma Análise de Covariância (ANCOVA) (tempos amostrais como cofator). Para os invertebrados, a variação da abundância, riqueza taxonômica e abundância dos grupos tróficos funcionais entre os riachos e os tempos amostrais (e a interação entre ambos) foi avaliada por meio de uma Análise de Variância (*two way ANOVA*) com teste Tukey *a posteriori*. Além disso, foi utilizada uma Análise de Escalonamento Multidimensional não Métrico (NMDS) a partir de uma matriz de similaridade de Bray-Curtis para verificar a distribuição da composição taxonômica da comunidade de invertebrados entre os riachos. Associada à NMDS, foi utilizada uma Análise de Dispersão Permutacional Multivariada (PermDISP) para testar a distribuição da composição da comunidade de invertebrados dentro de cada riacho, e uma Análise de Variância Permutativa Multivariada (PerMANOVA) com teste de Bolferroni *a posteriori* para avaliar a distribuição da composição da comunidade de invertebrados entre os riachos. As análises estatísticas foram realizadas no *software* estatístico R, utilizando os pacotes “vegan”, “graphics”, “ade4”, “gclus”, “cluster” e “FD” (R CORE TEAM, 2017).

Resultados

Na Análise de Componentes Principais, observamos que os riachos de média e alta agricultura apresentaram relação positiva com a condutividade elétrica e com o pH, enquanto o riacho de baixa agricultura esteve positivamente relacionado ao oxigênio dissolvido (Figura 1).

Figura 1. Análise de Componentes Principais (PCA) das variáveis limnológicas dos riachos estudados. Agri = Porcentagem (%) de agricultura presente na área de drenagem dos riachos; OD = Oxigênio Dissolvido (mg.L^{-1}); Cond = Condutividade Elétrica (mS.cm^{-1})



Decomposição Foliar

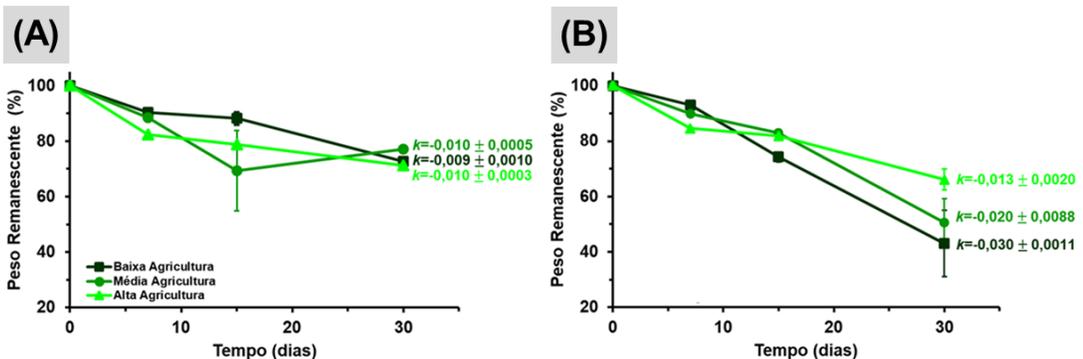
Nos detritos foliares incubados em *litter bags* de malha fina, as taxas de decomposição foliar foram semelhantes entre os riachos ($F_{(2,6)}=0,46$; $p=0,650$), diferindo apenas entre os dias amostrados ($F_{(2,6)}=17,99$; $p<0,001$) (Figura 2A). Na malha grossa, porém, as taxas de decomposição diferiram entre os riachos, dependendo do tempo amostral avaliado (interação riacho x tempo: ($F_{(2,6)}=6,53$;

$p=0,031$). Diferindo também entre os dias amostrados ($F_{(2,6)}=216,74$; $p<0,001$) (Figura 2B). Para a malha grossa, o riacho de baixa agricultura apresentou o menor peso remanescente e a maior taxa de decomposição ($43,01 \pm 12,0\%$; $k=-0,030 \pm 0,011 \text{ dia}^{-1}$), sendo seguido pelo riacho de média agricultura ($50,6 \pm 8,7\%$; $k=-0,020 \pm 0,008 \text{ dia}^{-1}$) e pelo riacho de alta agricultura ($66,1 \pm 3,7\%$; $k=-0,013 \pm 0,011 \text{ dia}^{-1}$) (Figura 2B).

Invertebrados Associados

Foram identificados um total de 982 invertebrados associados aos detritos foliares nos *litter bags* durante o experimento. A abundância de invertebrados foi semelhante entre os dias amostrados ($F_{(2,18)}=1,76$; $p=0,201$) e foi maior ($F_{(2,18)}=7,48$; $p=0,004$) nos riachos de baixa agricultura ($43,11 \pm 16,30$ indivíduos) e alta agricultura ($51,44 \pm 15,04$ indivíduos) (Figura 3A). No riacho de baixa agricultura os táxons mais abundantes foram Chironomidae (288 ind., ~74% do total de invertebrados amostrados no riacho), Hydropsychidae (33 ind., ~9%), Elmidae (26 ind., ~7%) e *Phylloicus* (Müller, 1880) (Calamoceratidae) (18 ind., ~5%). No riacho de média agricultura os táxons mais abundantes foram Chironomidae e Baetidae (28 ind., ~21%), Hydropsychidae (19 ind., ~15%) e Leptophlebiidae (16 ind.,

Figura 2. Peso remanescente (média \pm erro padrão) e taxas de decomposição (média \pm erro padrão) observadas para as folhas de *N. megapotamica* nos *litter bags* de (A) malha fina e (B) malha grossa durante 30 dias de incubação nos três riachos estudados



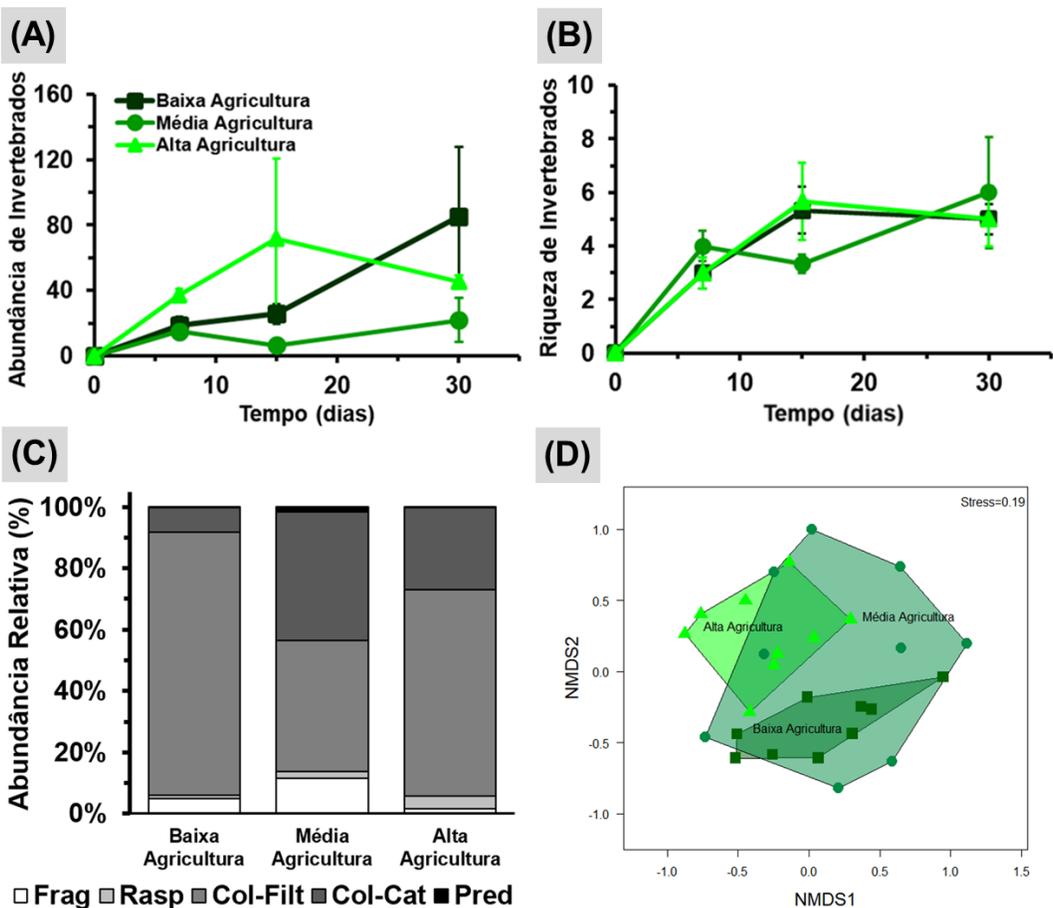
~12%). No riacho de alta agricultura os táxons mais abundantes foram Chironomidae (304 ind., ~66%), Baetidae (94 ind., ~20%), Caenidae (22 ind., ~5%) e Gastropoda (18 ind., ~4%) (Tabela II).

O riacho de baixa agricultura apresentou o maior número de táxons (12), sendo seguido pelo riacho de média agricultura (11) e pelo riacho de alta agricultura (10). No entanto, a riqueza foi semelhante entre os riachos ($F_{(2,18)}=0,02$; $p=0,976$) e entre os dias amostrados ($F_{(2,18)}=2,80$; $p=0,087$) (Figura 3B). De um total de 15 táxons observados (13 famílias e 2 classes), 5 famílias (cerca de 33% do total)

(Elmidae, Gripopterygidae, Leptophlebiidae, Libellulidae e Perilestidae) não ocorreram no riacho com alta agricultura (Tabela II). Perilestidae ocorreu apenas no riacho de média agricultura e Hirudinea ocorreu apenas no riacho de alta agricultura (Tabela II).

Coletores-filtradores foram mais abundantes no riacho de baixa agricultura (333 ind., ~86% do total) e no riacho de alta agricultura (312 ind., ~67%) ($F_{(2,24)}=10,5$; $p<0,001$) (Figura 3C). Coletores-catadores foram mais abundantes no riacho de alta agricultura (124 ind., ~27%) ($F_{(2,24)}=5,9$; $p=0,007$) (Fig. 3C). A abundância relativa de

Figura 3. (A) Abundância (média ± erro padrão), (B) riqueza (média ± erro padrão), (C) abundância relativa (%) de fragmentadores (Frag), raspadores (Rasp), coletores-filtradores (Col-Fit), coletores-catadores (Col-Cat) e predadores (Pred) e (D) Ordenação de Escalonamento Multidimensional não Métrico (NMDS) baseada na composição taxonômica de invertebrados associados às folhas de *N. megapotamica* durante 30 dias de incubação nos três riachos estudados



raspadores ($F_{(2,24)}=1,9$; $p=0,161$), fragmentadores ($F_{(2,24)}=2,0$; $p=0,157$) e predadores ($F_{(2,24)}=0,267$; $p=0,768$) foi semelhante entre os riachos (Figura 3C). A composição taxonômica da comunidade de invertebrados não diferiu dentro de cada riacho ($F_{(2,24)}=3,1$; $p=0,06$), mas diferiu ($F_{(2,24)}=4,6$; $p=0,001$) entre os riachos de baixa agricultura e média agricultura (Bolferroni: $p=0,002$), entre os riachos de baixa agricultura e alta agricultura (Bolferroni: $p=0,002$) e entre os riachos de alta agricultura e média agricultura (Bolferroni: $p=0,001$) (Figura 3D).

Discussão

Decomposição Foliar

As taxas de decomposição foliar foram semelhantes entre os riachos na malha fina e diferiram na malha grossa, indicando que a presença de agricultura na zona ripária dos riachos não afetou significativamente a atividade de microrganismos. Na malha grossa, porém, as taxas de decomposição dos detritos foram consideravelmente menores no riacho de alta agricultura, dependendo do tempo amostral avaliado. Conforme classificação proposta por Gonçalves et al. (2014), na malha grossa as taxas de decomposição observadas no riacho de baixa agricultura e alta agricultura foram, respectivamente, rápidas ($k > 0,0173 \text{ d}^{-1}$) e intermediárias ($0,0041 > k < 0,0173 \text{ d}^{-1}$). Isso indica que a presença da agricultura na zona ripária dos riachos pode afetar a atividade dos invertebrados, especialmente os fragmentadores. Nossos resultados são semelhantes aos encontrados por Fugère et al. (2018), em que apenas as taxas de decomposição de detritos vegetais inseridos em *litter bags* de malha grossa diferiram, respectivamente, entre riachos localizados em regiões de floresta nativa e agricultura. A variação das taxas de decomposição ob-

servada entre os tempos amostrais resulta da lixiviação e abrasão física associada a gradual colonização por microrganismos e invertebrados que consomem e/ou fragmentam os detritos foliares, acelerando seu processo de decomposição ao longo do tempo (ABELHO, 2001; GRAÇA, 2001; MARKS, 2019).

A abundância relativa de fragmentadores, porém, não diferiu entre os riachos estudados. O aumento da incidência de radiação solar aumenta a produção primária, tornando a matéria orgânica autóctone abundante em riachos agrícolas (MOSISCH et al., 2001; HAGEN et al., 2010), enquanto a substituição total ou parcial da vegetação ripária nativa por culturas agrícolas gera escassez de matéria orgânica autóctone (HAGEN et al., 2010). Os invertebrados aquáticos podem apresentar, eventualmente, hábitos alimentares facultativos (NERES-LIMA et al., 2016). Larvas de *Phylloicus* (táxon fragmentador mais abundante em nosso estudo) são tipicamente fragmentadoras, entretanto, sua dieta também pode ser composta parcialmente por MOPF (GUSMÁN-SOTO; TAMARÍZ-TURIZO, 2014; FERREIRA et al., 2015), fungos aquáticos (GARCÍA et al., 2016) e recursos autóctones (e.g. diatomáceas) (GARCÍA et al. 2016; NERES-LIMA et al., 2016). Assim, acreditamos que no riacho de alta agricultura (diminuição da disponibilidade de MOPF), os invertebrados considerados fragmentadores podem estar complementando sua dieta pelo consumo de outros recursos alimentares (e.g. MOPF, diatomáceas), o que não ocorre no riacho de baixa agricultura, onde a disponibilidade de MOPF é abundante. Embora essa inferência não tenha sido testada (e.g. análise de isótopos estáveis ou conteúdo estomacal), poderia, entretanto, explicar as taxas de decomposição foliar distintas, mesmo com a abundância de fragmentadores semelhante nos riachos.

Tabela II. Abundância (média ± erro padrão) de invertebrados associados às folhas de *N. megapota mica* durante 30 dias de incubação nos três riachos estudados. GTF = Grupo Trófico Funcional, Ca = Coletor-Catador, Fi = Coletor-Filtrador, Pr = Predador, Fr = Fragmentador, Ra = Raspador, Ind = Indeterminado. Diferenciação da hierarquia taxonômica apresentada: **FILO** – CLASSE – **Ordem** – Família – *Gênero*.

Taxa	GTF	Baixa Agricultura			Média Agricultura			Alta Agricultura		
		Dia 7	Dia 15	Dia 30	Dia 7	Dia 15	Dia 30	Dia 7	Dia 15	Dia 30
ANNELIDA										
HIRUDINEA	Ind	-	-	-	-	-	-	0,3±0,3	-	-
ARTHROPODA										
INSECTA										
Diptera										
Chironomidae	Ca	16,0±4,3	18,7±4,5	61,3±35,8	5,0±0,6	1,7±1,2	2,7±1,4	28,3±2,7	59,0±42,1	14,0±3,0
Simuliidae	Fi	-	0,7±0,7	3,3±0,9	-	3,0±1,0	-	-	0,7±0,7	-
Coleoptera										
Elmidae	Ca	-	0,7±0,3	-	3,7±3,1	-	1,7±1,2	-	-	-
Plecoptera										
Gripopterygidae	Fr	-	0,3±0,3	-	-	-	3,0±2,1	-	-	-
Trichoptera										
Calamoceratidae										
<i>Phylloicus</i>	Fr	1,7±0,7	2,7±0,7	1,7±0,9	0,3±0,3	-	1,7±0,3	-	0,7±0,3	1,7±0,9
Glossomatidae										
	Ra	-	1,0±1,0	-	-	-	-	-	0,3±0,3	-
Hydropsychidae										
	Fi	-	1,0±0,0	10,0±3,5	-	0,7±0,3	5,7±5,17	-	1,7±1,2	0,3±0,3
Ephemeroptera										
Baetidae	Ca	0,3±0,3	-	0,3±0,3	2,3±1,9	1,0±0,6	6,0±4,0	6,7±2,9	4,3±3,3	20,3±3,8
Caenidae	Ca	-	0,3±0,3	-	3,0±0,6	0,3±0,3	-	1,6±1,2	2,3±1,4	3,3±2,4
Leptohyphidae										
Leptophlebiidae	Ca	-	0,7±0,3	-	3,7±3,1	-	1,7±1,2	-	-	-
Odonata										
Libellulidae	Pr	0,3±0,3	-	-	-	-	-	-	-	-
Perlestidae	Pr	-	-	-	-	-	0,7±0,3	-	-	-
MOLLUSCA										
GASTROPODA	Ra	0,3±0,3	-	-	0,7±0,7	-	0,3±0,3	-	0,7±0,7	5,3±1,9

Invertebrados Associados

A abundância de invertebrados foi menor no riacho de média agricultura, enquanto a riqueza de invertebrados foi semelhante entre os riachos estudados, corroborando estudos que não encontraram diferença na abundância e na riqueza de invertebrados entre riachos subtropicais agrícolas e florestados (HEPP; SANTOS, 2009; HEPP et al., 2010). Acreditamos que a abundância semelhante entre riachos de baixa e alta agricultura ocorreu devido à elevada abundância de Chironomidae. A ocorrência de Chironomidae é comum em riachos subtropicais (HEPP; SANTOS, 2009; HEPP et al., 2010) e se deve, especialmente, a sua elevada heterogeneidade funcional (*e.g.* diferentes hábitos alimentares) (BIASI et al., 2013) e plasticidade para a colonização de diferentes habitats (SANSEVERINO; NESSIMIAN, 2001) incluindo ambientes altamente impactados. A riqueza não diferiu entre os riachos, porém, a não ocorrência de alguns táxons no riacho de alta agricultura pode afetar, potencialmente, o funcionamento desses ecossistemas. Isso porque cada espécie apresenta um conjunto de atributos funcionais, desempenhando um papel funcional no ecossistema (interação com o ambiente e com as demais espécies) e, por isso, um ecossistema com elevada diversidade apresenta um funcionamento mais estável (maiores resistência e resiliência) (HOPPER et al., 2005).

Dentre os grupos tróficos funcionais, apenas coletores-filtradores e coletores-catadores diferiram entre os riachos. Coletores-filtradores foram abundantes nos riachos de baixa e alta agricultura, onde estão disponíveis os principais recursos alimentares deste grupo: MOPF (no riacho de baixa agricultura oriunda da decomposição foliar) e algas suspensas na coluna de água (no riacho de alta agricultura oriunda da ele-

vada incidência de radiação solar) (GRAÇA, 2001; CUMMINS et al., 2005). Além disso, no riacho de alta agricultura, a radiação solar abundante associada a um fluxo de água menos turbulento (devido a um possível assoreamento gerado pela retirada da vegetação ripária) permite um acúmulo maior de algas sobre o substrato, favorecendo o aumento da abundância de coletores-catadores (GRAÇA, 2001; CUMMINS et al., 2005; RAMÍREZ; GUTIÉRREZ-FONSECA, 2014).

A composição da comunidade de invertebrados diferiu entre os riachos. Isso corrobora outros estudos que também observaram que a composição taxonômica da comunidade de invertebrados aquáticos diferiu entre riachos inseridos, respectivamente, em áreas de floresta nativa e pastagem (HEPP et al., 2016; ÑIGUEZ-ARMIJOS et al., 2018). Em nosso estudo, especificamente, isso pode ser explicado, especialmente, pela ausência de alguns táxons no riacho de alta agricultura, embora isso não tenha sido refletido estatisticamente numa menor riqueza. A substituição total ou parcial da vegetação ripária gera a alteração das condições abióticas dos riachos onde, comparativamente, existe uma maior entrada de radiação solar e produtividade primária maior (HAGEN et al., 2010), além de aumento nas concentrações de compostos de nitrogênio e fósforo e também de sedimentos finos (NIYOGI et al., 2003). Em nosso estudo, por exemplo, observamos que o pH diferiu entre os riachos de baixa e média agricultura. Isso pode ter contribuído, parcialmente, para uma composição taxonômica diferente entre os riachos, uma vez que os invertebrados aquáticos apresentam tolerância distinta frente a alterações de pH (YUAN, 2004). Neste caso, é possível que riachos agrícolas apresentem condições ambientais distintas, o que altera a composição da comunidade de invertebrados aquáticos, mas não o suficiente para gerar uma diminuição significativa da riqueza, como ocorre, muitas vezes, em ria-

chos urbanos (HEPP; SANTOS, 2009; HEPP et al., 2010).

Considerações Finais

Neste estudo, as taxas de decomposição diferiram entre os riachos apenas para a malha grossa, indicando que a presença de agricultura na zona ripária de riachos afeta, em especial, os invertebrados aquáticos. Isso é corroborado quando observamos a não ocorrência de alguns táxons no riacho de

alta agricultura, a alteração da abundância relativa de alguns grupos tróficos funcionais e uma composição taxonômica da comunidade de invertebrados aquáticos distinta entre os riachos. Embora estudos complementares sejam necessários para verificar a manutenção dos padrões observados neste trabalho, nossos resultados indicam que a presença de agricultura na zona ripária de riachos pode alterar, potencialmente, o processo de decomposição foliar e a estrutura e composição de comunidades aquáticas.

AGRADECIMENTOS

LEF recebeu bolsa da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), vinculada à Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões (URI Erechim). Os autores agradecem à equipe do Laboratório de Planejamento e Geoprocessamento Ambiental da URI Erechim (LAGEPLAN) pelo auxílio com a seleção e quantificação dos usos da terra nas áreas de estudo. LUH agradece ao CNPq pelo apoio financeiro recebido (421632/2016-0) e pela bolsa produtividade (305203/2017-7).

REFERÊNCIAS

- ABELHO, M. From litterfall to breakdown in streams: a review. **The Scientific World**, v. 1, p. 656-680, 2001.
- ALVARES, C.A.; STAPE, J.L.; SENTELHAS, P.C.; GONÇALVES, J.L.M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013.
- BIASI, C.; TONIN, A.M.; RESTELLO, R.M.; HEPP, L.U. The colonisation of leaf litter by Chironomidae (Diptera): The influence of chemical quality and exposure duration in a subtropical stream. **Limnologia**, v. 44, n. 6, p. 427-433, 2013.
- BIASI, C.; COGO, G.B.; HEPP, L.U.; SANTOS, S. Shredders prefer soft and fungal-conditioned leaves, regardless of their initial chemical traits. **Iheringia Série Zoologia**, v. 109, p. 1-7, 2019.
- 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 in Neotropical Fauna and Environment**, v. 40, n. 1, p. 69-89, 2005.

- FERREIRA, W.R.; LIGEIRO, R.; MACEDO, D.R.; HUGHES, R.M.; KAUFMANN, P.R.; OLIVEIRA, L.G.; CALLISTO, M. Is the diet of a typical shredder related to the physical habitat of headwater streams in the Brazilian Cerrado? **Annales de Limnologie - International Journal of Limnology**, v. 51, p. 115-127, 2015.
- FUGÈRE, V.; JACOBSEN, D.; FINESTONE, E.H.; CHAPMAN, L.J. Ecosystem structure and function of afro-tropical streams with contrasting land use. **Freshwater Biology**, v. 63, p.1498-1513, 2018.
- GARCÍA, P.; NOVELO-GUTIÉRREZ, R.; VÁZQUEZ, G.; RAMÍREZ, A. Allochthonous vs. autochthonous energy resources for aquatic insects in cloud forest streams, Veracruz, Mexico. **Hidrobiológica**, v. 26, n. 3, 483-496, 2016.
- GONÇALVES, J.F.; 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.; QUERINO, R.B. (Ed.). **Insetos Aquáticos na Amazônia Brasileira: taxonomia, biologia e ecologia**. Manaus: Editora do INPA. p. 389-416, 2014.
- GRAÇA, M.A.S. The role of invertebrates on leaf decomposition in streams: a review. **International Review of Hydrobiology**, v.86, n. 4-5, p. 383-393, 2001.
- GUZMÁN-SOTO, C.J.; TAMARÍS-TURIZO, C.E. Hábitos alimentarios de organismos inmaduros de Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera de la parte media de un río tropical de montaña. **Revista de Biología Tropical**. v. 62, n. 2, p.167-176, 2014.
- HAGEN, E.M.; WEBSTER, J.R.; BENFIELD, E.F. Are leaf breakdown rates a useful measure of stream integrity along an agricultural landuse gradient? **Journal of the North American Benthological Society**, v. 25, n. 2, p. 330-343, 2006.
- HAGEN, E.M.; MCTAMMANY, M.E.; WEBSTER, J.R.; BENFIELD, E.F. Shifts in allochthonous input and autochthonous production in streams along an agricultural land-use gradient. **Hydrobiologia**, v. 655, p. 61-77, 2010.
- HLADYZ, S.; TIEGS, S.D.; GESSNER, M.O.; GILLER, P.S.; RÎȘNOVEANU, G.; PREDĂ, E.; NISTORESCU, M.; SCHINDLER, M.; WOODWARD, G. Leaf-litter breakdown in pasture and deciduous woodland streams: a comparison among three European regions. **Freshwater Biology**, v. 55, p. 1916-1929, 2010.
- HEPP, L.U.; SANTOS, S. Benthic communities of streams related to different land uses in a hydrographic basin in southern Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 157, p. 305-318, 2009.
- HEPP, L.U.; MILESI, S.V.; BIASI, C.; RESTELLO, R.M. Effects agricultural and urban impacts on macroinvertebrates assemblages in streams (Rio Grande do Sul, Brazil). **Zoologia**, v. 27, n. 1, p. 106-113, 2010.
- HEPP, L.U.; URBIM, F.M.; TONELLO, G.; LOUREIRO, R.C.; SAUSEN, T.L.; FORNEL, R.; RESTELLO, R.M. Influence of land-use on structural and functional macroinvertebrate composition communities associated on detritus in Subtropical Atlantic Forest streams. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 28, e3, 2016.
- HOOPER, D.U.; CHAPIN, F.S.; EWEL, J.J.; HECTOR, A.; INCHAUSTI, P.; LAVOREL, S.; LAWTON, J.H.; LODGE, D.M.; LOREAU, M.; NAEEM, S.; SCHMID, B.; SETÄLÄ, H.; SYMSTAD, A.J.; VANDERMEER, J.; WARDLE, D.A. Effects of Biodiversity on Ecosystem Functioning: a Consensus of Current Knowledge. **Ecological Monographs**, v. 75, n. 1, p. 3-35, 2005.
- ÍÑIGUEZ-ARMIJOS, C.; HAMPEL, H.; BREUER, L. Land-use effects on structural and functional composition of benthic and leaf-associated macroinvertebrates in four Andean streams. **Aquatic Ecology**, v. 52, p. 77-92, 2018.

- INMET. **Instituto Nacional de Meteorologia**. 2015. Estação Automática de Erechim/RS (03/11/2014 a 09/12/2014). Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=estacoes/estacoesAutomaticas>.
- LOREGIAN, A.C.; SILVA, B.B.; ZANIN, E.M.; DECIAN, V.S.; HENKE-OLIVEIRA, C.; BUDKE, J.C. Padrões espaciais e ecológicos de espécies arbóreas refletem a estrutura em mosaicos de uma floresta subtropical. **Acta Botanica Brasilica**, v. 26, n. 3, p. 593-606, 2012.
- MARKS, J.C. Revisiting the Fates of Dead Leaves That Fall into Streams. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 50, p. 547-568, 2019.
- MÉLO, M.A.; BUDKE, J.C.; HENKE-OLIVEIRA, C. Relationships between structure of the tree component and environmental variables in a subtropical seasonal forest in the upper Uruguay River valley, Brazil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 27, n. 4, p. 751-760, 2013.
- MOSISCH, T.D.; BUNN, S.E.; DAVIES, P.M. The relative importance of shading and nutrients on algal production in subtropical streams. **Freshwater Biology**, v. 46, p. 1269-1278, 2001.
- MUGNAI, R.; NESSIMIAN, J.L.; BAPTISTA, D.F. **Manual de Identificação de Macroinvertebrados Aquáticos do Rio de Janeiro**. Technical Books Editora, Rio de Janeiro. 2010.
- NERES-LIMA, V.; BRITO, E.F.; KRSULOV, F.A.M.; DETWEILER, A.M.; HERSHEY, A.E.; MOULTON, T.P. High importance of autochthonous basal food source for the food web of a Brazilian tropical stream regardless of shading. **International Review of Hydrobiology**, v. 101, p. 132-142, 2016.
- NIYOGI, D.K.; SIMON, K.S.; TOWNSEND, C.R. Breakdown of tussock grass in streams along a gradient of agricultural development in New Zealand. **Freshwater Biology**, v. 48, p. 1698-1708, 2003.
- OLIVEIRA-FILHO, A.; BUDKE, J.C.; JARENKOW, J.A.; EISENLOHR, P.V.; NEVES, D.R.M. Diving into the variations in tree species composition and richness across South American subtropical Atlantic and Pampean forest. **Journal of Plant Ecology**, v. 8, n. 3, p. 242-260, 2015.
- R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. 2017. Disponível em: <http://www.R-project.org>.
- RAMÍREZ, A.; GUTIÉRREZ-FONSECA, P.E. Functional feeding groups of aquatic insect families in Latin America: a critical analysis and review of existing literature. **Revista de Biología Tropical**, v. 62, n. 2, p. 155-167, 2014.
- SANSEVERINO, A.M.; NESSIMIAN, J.L. Hábitats de larvas de Chironomidae (Insecta, Diptera) em riachos de Mata Atlântica no Estado do Rio de Janeiro. **Acta Limnológica Brasiliensis**, v. 13, p. 29-38, 2001.
- 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**, v. 137, p. 130-137, 1980.
- WANG, L.; GAO, Y.; HAN, B.P.; FAN, H.; YANG, H. The impacts of agriculture on macroinvertebrate communities: From structural changes to functional changes in Asia's cold region streams. **Science of The Total Environment**, v. 676, p. 155-164, 2019.
- YUAN, L.L. Assigning macroinvertebrate tolerance classifications using generalised additive models. **Freshwater Biology**, v. 49, p. 662-677, 2004.

