

DECOMPOSIÇÃO DE DETRITOS FOLIARES DE *CALOPHYLLUM BRASILIENSE* CAMBESS E *CARINIANA RUBRA* GARDNER EX MIERS EM UM CÓRREGO E SOLO DA ZONA RIPÁRIA NO BIOMA CERRADO



Revista
Desafios

Artigo Original
Original
Article

Leaf breakdown of calophyllum brasiliense and cariniana rubra in a stream and soil of riparian zone in the cerrado biome

Decomposición de detritos foliares de calophyllum brasiliense y cariniana rubra en arroyo y suelo del zona ribereña em el cerrado

Diôgo Januário da Costa Neto^{1,2}, Elanne Costa Glória², Enide Luciana Belmont³, Anelise Kappes Marques², Jéssica Barros Aguiar Silva², Paula Benevides de Moraes^{1,2}

¹Programa de Pós-graduação em Ecologia de Ecótonos, Universidade Federal do Tocantins, Porto Nacional-TO, Brasil

²Laboratório de Microbiologia Ambiental e Biotecnologia, Universidade Federal do Tocantins, Palmas-TO, Brasil.

³Programa Multi-Institucional de Pós-graduação em Biotecnologia, Universidade Federal do Amazonas, Manaus AM, Brasil.

*Correspondência: Laboratório de Microbiologia Ambiental e Biotecnologia, Universidade Federal do Tocantins, Av. NS 15, 109 Norte, Palmas, Tocantins, Brasil. CEP:77010-090. E-mail: moraispb@uft.edu.br

Artigo recebido em 13/12/2017 aprovado em 01/05/2018 publicado em 30/06/2018.

RESUMO

A decomposição da matéria orgânica é uma função ecológica que disponibiliza energia para os ecossistemas, sendo desempenhada, em parte, por comunidades fúngicas. O presente estudo teve por objetivo mensurar o percentual de decomposição foliar após 75 dias de incubação em água e solo, além de quantificar as populações e biomassa fúngicas colonizadores dos detritos de duas espécies vegetais, sendo uma nativa de vegetação ripária e uma exótica. Folhas de *Cariniana rubra* (Jequitibá) nativa na área de estudo, e de *Calophyllum brasiliense* (Guanandi), que ocorre em ecossistemas de floresta inundada, foram coletadas, secas, armazenadas em *litter bags* e incubadas em triplicatas por um período de 75 dias, no solo de uma floresta ripária e no fundo de um córrego de primeira ordem. Após a incubação, as folhas foram processadas em laboratório para análises de contagem de unidades formadoras de colônia, quantificação da biomassa fúngica e perda de massa. Os resultados indicam que a contagem de UFC foi maior nas amostras incubadas na água que em solo, mas a riqueza de morfotipos foi maior em solo. A biomassa fúngica diferiu entre folhas incubadas em solo e água para ambas as espécies vegetais, e ambas espécies a taxa de decomposição foi média.

Palavras-chave: Biomassa fúngica; contagens de fungos; coeficiente de decomposição; liteira

ABSTRACT

*The decomposition of organic matter is an ecological function that provides energy to the ecosystems, being performed, in part, by fungal communities. The objective of the present study was to measure the percentage of foliar decomposition after 75 days of incubation in water and soil, in addition to quantify the populations and fungal biomass colonizers of the detritus of two plant species, one native of riparian vegetation and one exotic. Leaves of *Cariniana rubra* (Jequitibá) native to the study area and of *Calophyllum brasiliense* (Guanandi), which occurs in flooded forest ecosystems, were collected, dried, stored in litter bags and incubated in triplicates for a period of 75 days in the soil from a riparian forest and at the bottom of a first-order stream. After incubation, the*

leaves were processed in the laboratory for colony-forming unit count analysis, fungal biomass quantification, and mass loss. The results indicate that the UFC count was higher in the samples incubated in the water than in the soil, but the morphotype richness was higher in soil. The fungal biomass differed between leaves incubated in soil and water for both plant species, and both species had a mean decomposition rate.

Key-words: Fungal biomass; fungal counts; coefficient of decomposition; litter

RESUMEN

La descomposición de la materia orgánica es una función ecológica que proporciona energía para los ecosistemas, siendo desempeñada en parte por comunidades fúngicas. El presente estudio tuvo por objetivo medir el porcentaje de descomposición foliar después de 75 días de incubación en agua y suelo, además de cuantificar las poblaciones y biomasa fúngicas colonizadoras de los detritos de dos especies vegetales, siendo una nativa de vegetación riberaña y una exótica. Las hojas de *Cariniana rubra* (Jequitibá) nativa en el área de estudio y de *Calophyllum brasiliense* (Guanandi), que ocurre en ecosistemas de bosque inundado, fueron recolectadas, secas, almacenadas en litter bags e incubadas en triplicados por un período de 75 días, suelo de un bosque riberaño y en el fondo de una corriente de agua de primer orden. Después de la incubación, las hojas fueron procesadas en laboratorio para análisis de conteo de unidades formadoras de colonia, cuantificación de la biomasa fúngica y pérdida de masa. Los resultados indican que el recuento de UFC fue mayor en las muestras incubadas en el agua que en suelo, pero la riqueza de morfotipos fue mayor en suelo. La biomasa fúngica difería entre hojas incubadas en suelo y agua para ambas especies vegetales, y ambas especies la tasa de descomposición fue promedio.

Descriptor: Biomasa fúngica; recuentos de hongos; coeficiente de descomposición; basura

INTRODUÇÃO

A decomposição de matéria orgânica é uma função ecossistêmica desempenhada, em parte, por comunidades microbianas, que através do seu metabolismo assimilam compostos orgânicos e permitem o fluxo de matéria e energia nos ecossistemas (BIANCHINI JR, 1999; TONIN *et al.*, 2017).

Dentre os microrganismos, os fungos parecem ser um dos principais grupos que participam do processo de decomposição em ecossistemas aquáticos e terrestres, atuando inicialmente na etapa de condicionamento, que ocorre imediatamente após a queda das folhas (GONÇALVES-JUNIOR *et al.*, 2013). Os fungos, por sua versátil produção de enzimas extracelulares, conseguem metabolizar substâncias de difícil degradação como a celulose, hemicelulose e lignina (GIMENEZ *et al.*, 2010). Assim, parecem assimilar esses compostos, tornando-se itens alimentares ou fazendo o detrito palatável para outros organismos fragmentadores como macroinvertebrados aquáticos (ALVIM *et al.*, 2015) e

a fauna edáfica (DA SILVA *et al.*, 2009), que atuam na etapa de fragmentação, onde será disponibilizada a matéria orgânica particulada grossa que terá novamente a ação microbiana.

Em ecossistemas terrestres, os fungos são decompositores primários e representam a maior biomassa no processo de decomposição (WALL *et al.*, 2013; VIRISKOVA & BALDRIAN, 2013). Em ecossistemas aquáticos, por sua vez, principalmente em corpos d'água de primeira e segunda ordem, onde mais de 50% da matéria detrital é proveniente da vegetação ripária, os fungos hifomicetos são os agentes decompositores que apresentam a maior biomassa (PASCOAL & CASSIO, 2004; GIMENEZ *et al.*, 2010).

As taxas de decomposição variam grandemente entre os biomas tropicais, a decomposição é mais rápida em córregos de clima temperado do que em córregos no cerrado (GONÇALVES-JÚNIOR *et al.* 2007; TONIN *et al.*, 2017).

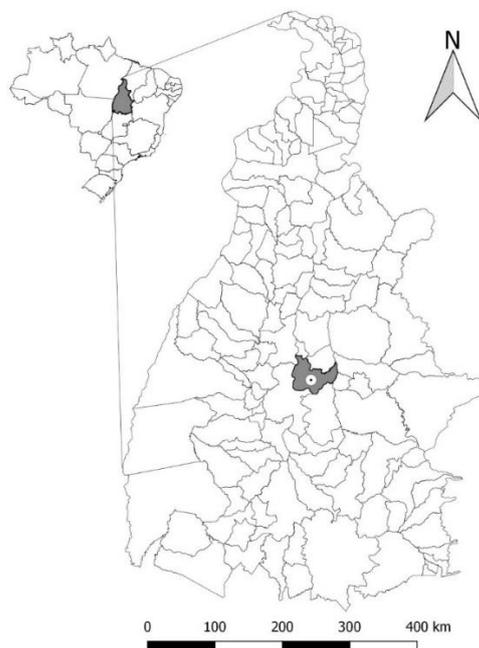
A colonização microbiana no material detrital pode ser afetada por características físicas e químicas do detrito, que influenciam diretamente na taxa de decomposição (ALVIN *et al.*, 2015; GOMES *et al.*, 2015a) e também pela composição da vegetação ripária (KOMINOSKI *et al.*, 2011; FERREIRA *et al.*, 2016). A substituição de espécies nativas da vegetação ripária por espécies exóticas pode influenciar na colonização fúngica e na taxa de decomposição dos detritos foliares (BOEYRO *et al.* 2012; GOMES *et al.*, 2016; GEORGE *et al.*, 2017).

O objetivo desse estudo foi mensurar a taxa de decomposição de folhas advindas da caducifólia natural de duas espécies vegetais, das quais uma ocorre no ecossistema ripário estudado e outra ocorre em ambiente distinto, floresta inundada em outra área geográfica, e verificar as possíveis diferenças no processo de decomposição em córrego e em solo. Os parâmetros medidos foram a perda de massa foliar, a biomassa e as populações fúngicas colonizadoras, após um período de 75 dias de incubação no solo de uma vegetação ripária e em um córrego de primeira ordem.

MATERIAIS E MÉTODOS

O estudo foi realizado na zona ripária do córrego da cachoeira Ecológica, nas coordenadas 10°16'50.0"S 48°09'35.3"W. A Fazenda Ecológica é uma Reserva Particular do Patrimônio Natural com vegetação de cerrado denso, localizada no distrito de Taquaruçu, município de Palmas, Estado do Tocantins, Brasil (Figura 1).

Figura 1. Localização da área de estudo, no município de Palmas, Estado do Tocantins.



Folhas de duas espécies vegetais, *Calophyllum brasiliense* (exótica na área de estudo) e *Carianiana rubra* (nativa na área de estudo), foram coletadas, lavadas, secas e pesadas em laboratório. Em seguida 5g de detritos foram armazenados em sacos de malha grossa (*litter bags*) e incubadas no período de outubro a novembro de 2016 (75 dias) no solo de uma vegetação ripária e submersa no fundo do córrego de primeira ordem, em triplicata (Figura 2).

Figura 2. *Litter bags* com amostras de folhas. A-incubação no solo, B-incubação na água.



Calophyllum brasiliense é uma árvore popularmente conhecida como guanandi, apresenta folhas de 10 a 13cm de comprimento por 5 a 6cm de largura, tendo em sua constituição compostos flavonas, flavonóis, triptenóides, esteroides e xantonas (MUNDO, 2007). Já a *Cariniana rubra* é uma árvore popularmente conhecida como jequitibá ou caximbeira, que habita nas fisionomias mata de galeria, mata seca e cerrado latu sensu (CATENACCI *et al.*, 2017), e cuja caracterização química não foi realizada.

Após o período de incubação dos detritos foliares, os *litter bags* foram acondicionados em caixas térmicas com gelo e levados ao laboratório para procederem as análises. Cinco folhas de cada *litter bag* foram submetidas ao processo de limpeza superficial com água destilada e retirados 15 discos (diâmetro de 2cm) de cada *litter bag*, sendo 5 discos de cada folha, utilizando um perfurador de cortiça (*cork borer*).

Para a contagem populacional de fungos, seguiu-se os procedimentos descritos por Marques *et al.* (2015) com modificações. Cinco discos, sendo um disco de cada folha, foram macerados em almofariz com 1 mL de água destilada esterilizada. Do macerado das folhas obteve-se um estrato que foi posteriormente submetido ao processo de diluição seriada. De cada diluição retirou-se uma alíquota de 100µL para semeadura direta em placas de Petri com meio BDA (20% batata, 2% dextrose, 1,5% ágar). As placas foram incubadas em estufa bioquímica (B.O.D) à 28°C por um período de até 7 dias, para realizar a descrição morfológica e contagem das unidades formadoras de colônias (UFCs). Os resultados foram tratados estatisticamente através de uma análise de variância com os dados de morfotipos.

Para determinar a perda de massa dos detritos foliares foi obtido o peso seco livre de cinzas (PSLC) utilizando a metodologia descrita por Sales *et al.* (2015). Assim, um segundo conjunto de cinco discos foliares de cada *litter bag* foram secos em estufa 60°C por 72h, em seguida foram incinerados a 550°C por 4h. Os detritos de cada *litter bag* restantes após a retirada dos discos, foram também secos em estufa 60°C por 72h. Foi obtido o peso do detrito úmido e seco, e dos discos úmido e seco, e também após incineração, para cálculo do peso seco livre de cinzas, que representa a matéria orgânica foliar. Com os valores do PSLC foi realizada uma análise de variância.

A taxa de decomposição foi obtida por uma equação linear transformada do modelo exponencial negativo:

$$K = -(\ln [W_t / W_o]) / t$$

W_t é o peso em grama remanescente em t dias, W_o é o peso inicial e k o coeficiente de decomposição (GONÇALVES-JÚNIOR *et al.*, 2013; MARINS *et al.*, 2015).

Para estimar a biomassa de fungos nos detritos, foi mensurada a concentração de ergosterol seguindo a metodologia descrita por Martins *et al.* (2015). Do terceiro conjunto de cinco discos das folhas de cada *litter bag* foi extraído e purificado o lipídeo com metanol alcalino, e assim o conteúdo de ergosterol foi determinado por cromatografia líquida de alta eficiência, sendo o valor expresso em microgramas de ergosterol por grama de detrito ($\mu\text{g.gPSLC}^{-1}$).

O compartilhamento de morfotipos fúngicos entre as amostras foi visualizado em um diagrama de Venn, sendo construído pelo software de bioinformática disponível em <http://bioinformatics.psb.ugent.be/webtools/Venn/>.

Em seguida, com os dados de morfotipos, foi calculada a similaridade entre as amostras.

As análises estatísticas de variância (ANOVA) e similaridade Jaccard foram executadas no *software* R versão 3.4.2 (R CORE TEAM, 2017).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Perda de massa dos detritos foliares (PSLC)

Após 75 dias de incubação dos detritos foliares, as amostras de *C. brasiliense* apresentaram uma perda média de 23,66% quando incubada no córrego; e de 34,04% quando da incubação no solo da vegetação ripária. As folhas de *C. rubra* apresentaram perda média de 15,33% de massa foliar incubada no córrego e 9,06% no solo (Tabela 1).

Tabela 1. Percentual de peso remanescente de matéria orgânica vegetal e coeficiente de decomposição de detritos de *Cariniana rubra* (Cr-S: incubado no solo e Cr-A: incubado no córrego) e *Calophyllum brasiliense* (Cb-S: solo e Cb-A: córrego) após 75 dias de incubação no Cerrado do Estado do Tocantins.

Substrato	Massa remanescente (%PSLC)	Coefficiente de decomposição k (.dia ⁻¹)
Cr-S	90,95%	0,01
Cr-A	84,67%	0,01
Cb-S	65,96%	0,009
Cb-A	76,34%	0,01

Em sua dissertação de mestrado em ciências do ambiente (dados não publicados), Sousa (2010) mostrou que a decomposição de folhas de *Miconia chartacea* em um córrego de terceira ordem no Cerrado (TO) resultou em perda de 49-50% após 90 dias de incubação. Enquanto que Moretti *et al.* (2007) mostraram que em outro córrego do cerrado (MG) a

massa remanescente foi de 64% para a mesma espécie vegetal. Já Armiato (dados não publicados, dissertação de mestrado em ecologia de ecótonos, 2013) obteve massa remanescente de 80% do detrito foliar misto após 120 dias de incubação em um córrego de primeira ordem no cerrado (TO). Alvim *et al.* (2015) mostraram que folhas de duas espécies vegetais apresentaram entre 77 e 88% de seu peso original após 120 de incubação em córrego de baixa ordem, sendo que as taxas de decomposição foliar foram significativamente diferentes entre duas espécies vegetais; e entre tempos de incubação. Normalmente as espécies vegetais do Cerrado apresentam folhas com uma espessa cutícula, altas concentrações de compostos estruturais e inibidores que dificultam o processo de decomposição (Moretti *et al.*, 2007).

O coeficiente de decomposição obtido para *Calophyllum brasiliense* foi de $k=0,01$ nas amostras incubadas no córrego e $k=0,009$ nas amostras incubadas no solo. Para *Cariniana rubra*, o coeficiente foi de $k=0,01$ em ambos locais de incubação. Segundo a classificação de Petersen & Cummins (1974), a velocidade da decomposição nesse estudo foi média em todas as amostras (valores entre 0,005 e 0,01).

Gonçalves-Júnior *et al.* (2006) mostraram que as taxas de decomposição em córregos de baixa ordem de ambientes temperado ($k = 0,0018-0,0032$) são maiores que em tropicais ($k = 0,014$) ou mediterrâneo ($k = 0,014-0,009$). Gomes *et al.* (2015b) observaram nos detritos de *C. brasiliense*, incubados em um córrego por um período de 15 dias, um coeficiente de decomposição de 0,007, e uma estabilidade na perda de massa a partir do 10° dia de incubação. Em comparação com uma outra espécie vegetal, a taxa de decomposição de *Protium brasiliense* em um córrego

de Cerrado variaram de 0.0001 a 0.008.dia⁻¹, consideradas lentas (GONÇALVES-JÚNIOR *et al.*, 2007). Em um córrego de terceira ordem no cerrado do Tocantins, Sousa (2010) mostrou que as taxas de decomposição de *Miconia chartacea* variaram entre 0,0098 a 0,0129.dia⁻¹, caracterizando média taxa de decomposição. Já Armiato (2013) mostrou que folhas da mesma espécie vegetal (*M. chartacea*) mostraram coeficientes de 0,002.dia⁻¹ e 0,004.dia⁻¹ no período seco e chuvoso respectivamente, em um córrego de primeira ordem, sendo baixa a taxa de decomposição. George *et al.* (2017) analisaram a diferença entre a taxa de decomposição de detritos foliares de espécies nativas e exóticas em rio, e observaram que a espécie exótica se decompõe em velocidade mais rápida. Os autores sugerem que este fenômeno é consequência do fluxo da entrada de nutriente colonizável por um curto período. No presente estudo, embora os percentuais de perda de massa aparentem serem maiores para a espécie exótica (*C. brasiliense*), não houve diferenças na taxa de decomposição entre as amostras das duas espécies vegetais, provavelmente porque *C. brasiliense*, embora não encontrada naquela zona ripária, é nativa do bioma Cerrado.

Biomassa fúngica nos detritos foliares

Após 75 dias de incubação dos detritos foliares, a biomassa fúngica em *C. brasiliense* foi de 0,64µg de ergosterol.PSLC⁻¹ e de 0,37µg de ergosterol.PSLC⁻¹ em *C. rubra*, quando incubadas no córrego. Nas amostras incubadas em solo, a biomassa fúngica em *C. brasiliense* foi de 0,53µg de ergosterol.PSLC⁻¹ e em *C. rubra* a biomassa fúngica foi de 0,58µg de ergosterol.PSLC⁻¹ (Tabela 2).

A biomassa fúngica nos detritos foliares apresentou diferença significativa entre amostras de *C.*

brasiliense (Cb-S e Cb-A com F=196,65; p=0,04). Também, diferenças significativas ocorrem entre as amostras de *C. rubra* incubadas na água e *C. brasiliense* incubadas no solo (Cr-A e Cb-S com F=176,33; p=0,04).

Em sistemas tropicais, como no Cerrado, as condições ambientais (altas temperaturas e baixa umidade) favorecem espécies de plantas com cutículas grossas e altas concentrações de compostos estruturais e inibitórios em suas folhas (WANTZEN *et al.*, 2005). Estas condições podem diminuir o metabolismo e, conseqüentemente, atividade das comunidades decompositoras (GONÇALVES-JÚNIOR *et al.*, 2006). Também Graça *et al.* (2010) mostram que a atividade fúngica no processamento de serrapilheira em córregos tropicais é menor ou igual àquele em zonas temperadas. Ferreira *et al.* (2012) mostraram que a colonização biológica (número de espécies e biomassa fúngicas) e sua atividade (produção de conídios) foi menor em córregos tropicais em comparação com córregos temperados, apenas das temperaturas serem mais altas.

Contagem populacionais de fungos

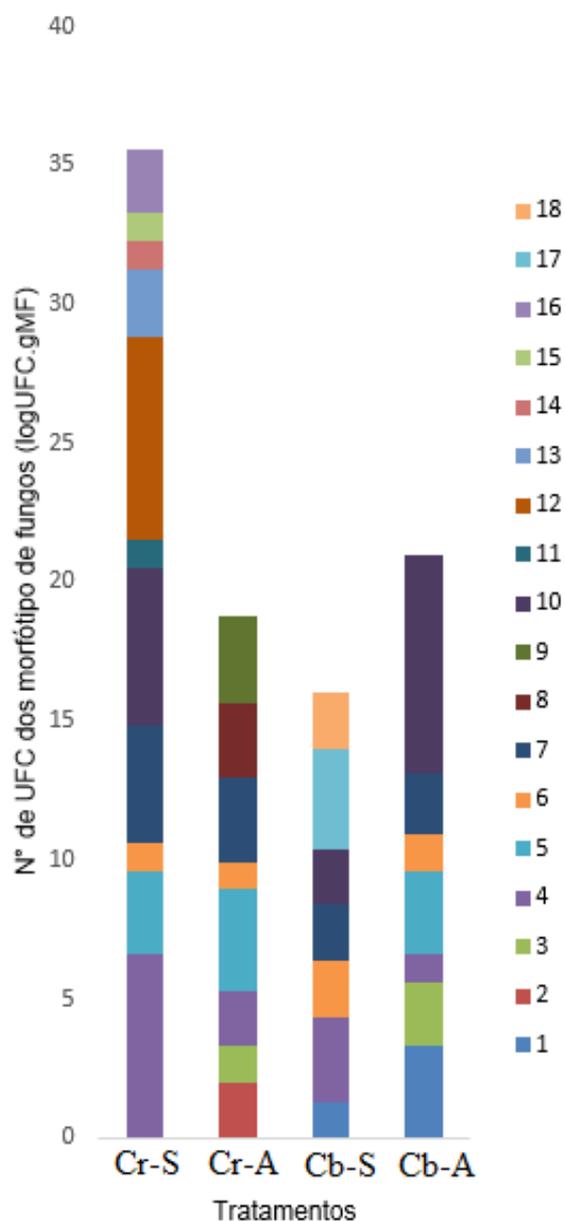
Um total de 23 logUFC.gPSLC de 18 morfótipos fúngicos de *C. rubra* e *C. brasiliensis* foram contabilizados nas amostras de solo e 13.740 logUFC.gPSLC de 15 morfótipos em ambas as espécies vegetais na água (Tabela 2).

Tabela 2. Contagem total de unidades formadoras de colônia, número de morfótipos e porcentagem de ergosterol de fungos isolados dos detritos de *Cariniana rubra* (Cr-S: no solo e Cr-A: na água) e *Calophyllum brasiliense* (Cb-S: no solo e Cb-A: na água) após 75 dias de incubação.

Substrato	Nº de UFC.log	Nº de morfótipos	Ergosterol ($\mu\text{g.gPSLC}^{-1}$)
Cr-S	5050	11	0,64
Cr-A	7710	9	0,53
Cb-S	288330	7	0,37
Cb-A	6030	7	0,59

A contagem das unidades formadoras de colônia de fungos entre as amostras foi maior nos detritos foliares de *C. brasiliense* incubados em solo, e menor nos detritos de *C. rubra* incubados no mesmo ambiente. O número de morfótipos fúngicos associados aos detritos foliares das duas espécies vegetais revelam diferenças na composição de táxons entre os ambientes solo e córrego (Figura 3).

Figura 3. Número de unidades formadoras de colônias por morfótipo de fungos isolados em detritos de *Cariniana rubra* (Cr-S: no solo e Cr-A: na água) e *Calophyllum brasiliense* (Cb-S: no solo e Cb-A: na água) após 75 dias de incubação. Os tratamentos correspondem à espécie vegetal e local de incubação. Os morfótipos receberam numeração de 1 a 18, representados pelas cores.



A composição de morfótipos não apresentou diferença significativa entre as amostras ($p > 0.05$).

A análise de similaridade da composição de morfótipos (Tabela 3) mostrou que as folhas de *C. brasiliense* apresentaram maior similaridade entre as

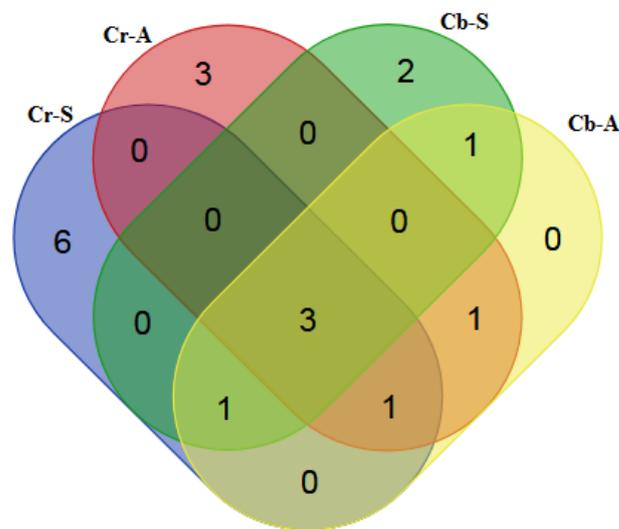
amostras incubadas nos dois ambientes e com *C. rubra* incubada na água.

Tabela 3. Matriz de similaridade Jaccard entre os morfótipos fungicos isolados das folhas de *Cariniana rubra* (Cr-S: no solo e Cr-A: na água) e *Calophyllum brasiliense* (Cb-S: no solo e Cb-A: na água) após 75 dias de incubação.

	Cr-S	Cr-A	Cb-S	Cb-A
Cr-S	1			
Cr-A	0,26	1		
Cb-S	0,28	0,25	1	
Cb-A	0,38	0,5	0,5	1

Em folhas de *C. rubra*, foram isolados 11 morfótipos em solo, dos quais sete morfótipos não foram isolados de folhas da mesma espécie vegetal incubadas em água, e destes, seis morfótipos foram exclusivos deste substrato no habitat solo. Nove morfótipos foram isolados de folhas de *C. rubra*, em água, dos quais quatro não foram isolados em solo sugerindo populações fúngicas específicas de cada ambiente. Três morfótipos foram exclusivos de folhas de *C. rubra* em água. Em folhas de *C. brasiliense*, foram descritos sete morfótipos em solo, dos quais apenas dois estavam presentes nas amostras incubadas em água e dois morfótipos foram exclusivos deste substrato no habitat solo. Também, dois entre sete morfótipos estiveram presentes em água, mas ausentes nas amostras incubadas no solo (Figura 4). Nas folhas de *C. brasiliense* incubadas em água não houve isolamento de morfótipos exclusivos.

Figura 4. Diagrama de Venn com o compartilhamento de morfótipos fungicos entre as folhas de *Cariniana rubra* (Cr-S: no solo e Cr-A: na água) e *Calophyllum brasiliense* (Cb-S: no solo e Cb-A: na água) após 75 dias de incubação.



A comparação da composição de morfótipos colonizando folhas de *C. rubra* mostrou diferentes populações em solo e água; mas em *C. brasiliense* houve maior similaridade das populações fúngicas colonizando as folhas em decomposição e uma menor riqueza de morfótipos exclusivos. Isto pode estar relacionado à origem da amostra, pois *C. brasiliense* é exótica na área de estudo, ou também pode estar relacionada à composição química das folhas, que segundo Sales *et al.* (2015) influencia a colonização microbiana. De acordo com Silva *et al.* (2013), as folhas de *C. brasiliense* apresentam 16,8% de celulose e 14,3% de lignina. Paradizo *et al.* (2015) mostraram que a percentagem de lignina em uma espécie de *Cariniana* sp. é de 28%, bem mais elevada que na outra espécie. Sua colonização pode ser facilitada, no entanto, por ser uma espécie encontrada localmente a que a comunidade fúngica pode estar adaptada. Isto pode explicar a maior riqueza de morfótipos colonizando suas folhas (nove exclusivos no total de

20 que ocorreram neste substrato). Já as folhas de *C. brasiliense* por estarem em um ambiente exótico, e os fungos não apresentam ainda preferências e adaptações à colonização, e apenas dois morfótipos ocorreram exclusivamente, entre 14 obtidos neste substrato.

Finalmente, ao observar a ocorrência de morfótipos compartilhados pelas folhas incubadas em solo, verifica-se que apenas um morfótipo é compartilhado entre *C. rubra* e *C. brasiliense* em solo; e outro é compartilhado pela comunidade fúngica decompositora das duas espécies vegetais na água. Três morfótipos são comuns a ambas as espécies nos dois ambientes, indicando que os fungos cultiváveis que compõem esta comunidade podem ser geofungos carregados à água, onde colonizam o substrato. É ainda possível também serem carregados já colonizando folhas no solo, que são lavadas pela chuva até o córrego.

CONCLUSÃO

A velocidade de decomposição medida para folhas de espécies vegetais do Cerrado foi média, tanto em solo quanto em córrego. Este resultado diferiu de observações de Sousa (2010) e Armiato (2013), na mesma bacia hidrográfica. O coeficiente de decomposição dos detritos de *C. brasiliense* não diferiu daquele de *C. rubra*, que parece evidenciar que a atividade decompositora em ecossistemas de cerrado não é afetada pela origem alóctone do material vegetal colonizável, pelo menos se esse material é oriundo de outros ecossistemas do bioma. Também, não houve diferenças significativas no coeficiente de decomposição em solo e água, o que pode indicar que as taxas de decomposição de matéria orgânica na zona

riparia são similares em ecossistema terrestre ou aquático, nesta região de Cerrado.

A comunidade fúngica cultivável colonizando as folhas em decomposição em solo e água parece ser oriunda do solo ou da vegetação, pelo compartilhamento de morfótipos.

AGRADECIMENTO

Esse artigo é resultado de atividades realizadas na disciplina Tópicos especiais em Biodiversidade: Biologia, ecologia e taxonomia de fungos do programa de pós-graduação em Biodiversidade e Biotecnologia da Amazônia Legal da Rede Bionorte, polo Tocantins.

Todos os autores declararam não haver qualquer potencial conflito de interesses referente a este artigo.

REFERÊNCIAS

- ALVIN, E.A.C.C; MEDEIROS, A.O; REZENDE, R.S; GONÇALVES JR, J.F. Leaf breakdown in a natural open tropical stream. **J. Limnol.**, 74(2): 248-260. 2015.
- ARMIATO, A.M; Sucessão de hifomicetos aquáticos durante o processo de decomposição de detrito foliar em três córregos da bacia do Ribeirão Taquaruçu Grande, Palmas-TO. Universidade Federal do Tocantins (Dissertação de Mestrado). 2013.
- BIANCHINI JR, I. Aspectos do processo de decomposição nos ecossistemas aquático continentais. p-21-43. 1999 In POMPÊO, M. L.M (ed). *Perspectivas da Limnologia no Brasil*, São Luis: **Gráfica e editora união**, 191p.
- BOYERO, L; BARMUTA, L.A; RATNARAJAH, L; SCHMIDT, K; PEARSON, R.G. Effects of exotic riparian vegetation on leaf breakdown by shredders: a tropical-temperate comparison. **Freshwater science**. 31(2). 2012.
- CATENACCI, F.S.; RIBEIRO, M.; SMITH, N.P. Lecythidaceae in Flora do Brasil 2020 em construção. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em:

<<http://reflora.jbrj.gov.br/reflora/floradobrasil/FB30223>>. Acesso em: 20 Nov. 2017.

DA SILVA, M.K; DA GAMA, E.F; DA GAMA, A.C; MACHADO, R.C; BALIGAR, V.C. Soil and litter fauna of cacao agroforestry systems in Bahia, Brazil. **Agroforest Syst** 76:127–138. 2009.

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**. 31:945-962. 2012.

FERREIRA, V.; KORICHEVA, J.; POZO, J.; GRAÇA, M.A.S. A meta-analysis on the effects of changes in the decomposition of native forests on litter decomposition in streams. **Forest ecology and management**. 364:27-38. 2016.

GEORGE, B; BRANDON, C; ERWIN, M. Degradation rates of native versus exotic leaves in tributary of the yellow river in Georgia. **American Journal of Plant Sciences**. 8:1967-1976. 2017.

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

GOMES, P.P; MEDEIROS, A.O; GONÇALVES-JÚNIOR, J.F. A composição química do detrito foliar influencia a colonização fúngica. Universidade de Brasília (Tese de doutorado). Cap. 2. 2015a.

GOMES, P.P; HEPP, L.U; GONÇALVES-JÚNIOR, J.F. Avaliação da lixiviação in situ e ex situ em córrego tropical. Universidade de Brasília (Tese de doutorado). Cap. 1. 2015b.

GOMES, P. P; MEDEIROS, A.O; GONÇALVES-JR, J.F. The replacement of native plants by exotic species may affect the colonization and reproduction of aquatic hyphomycetes. **Limnologia**, 59: 124-130. 2016.

GONÇALVES-JÚNIOR, J.F; GRAÇA, M.A.S; CALLISTO, M. Leaf-litter breakdown in 3 streams in temperate, Mediterranean, and tropical Cerrado climates. **Journal of the North American Benthological Society**. 25(2):344-355. 2006.

GONÇALVES-JÚNIOR, J.F; GRAÇA, M.A; 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**. 52(8):1440-1451. 2007.

GONÇALVES-JÚNIOR, J.F.; MARTINS, R.R.; OTTONI, B.M.P.; COUCEIRO, S.R.M. Uma visão sobre a decomposição foliar em sistemas aquáticos brasileiros. In: N. Hamada, J.L. Nessimian and R.B. Querino (eds.) [Insetos Aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia]. **Editora do INPA**. 89-116. 2013.

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**. 95:27-41, 2010.

KOMINOSKI, J.S; MARCZAK, L.B; RICHARDSON, J.S. Riparian forest composition affects stream litter decomposition despite similar microbial and invertebrate communities. **Ecology**. 77(1). 2011.

MARQUES, A.K; SILVA, J.B.A; ARMIATO, A.M; SANTOS, L.M; MORAIS, P.B. Fungos associados ao processo de decomposição foliar: 2 anos de estudo. **Journal of bioenergy and food Science**. 2(4). 2015.

MARTINS, R.T; MELO, A.S; GONÇALVES-JÚNIOR, J.F; HAMADA, N. Leaf-litter breakdown in urban streams of Central Amazonia: direct and indirect effects of physical, chemical, and biological factors. **Freshwater science**. 34(2). 2015.

MORETTI, M.S.; GONÇALVES-JÚNIOR, J.F.; CALLISTO, M. Leaf breakdown in two tropical streams: Differences between single and mixed species packs. **Limnologia**. 37(3): 250-258. 2007.

MUNDO, S.R. Caracteres morfoanatômicos de folha e caule de espécies brasileiras de uso medicinal: *Calophyllum brasiliense* Cambess. (Clusiaceae), *Cupania vernalis* Cambess. (Sapindaceae) e *Lafoesnia pacari* A. ST.-HIL. (Lythraceae). Universidade Federal do Paraná (Dissertação de mestrado). 2007.

PARADIZO, I.C; MACIEIRA, B.P.B, GAMA, V.N; ZANETTI, L.V; CUZZUOUL, G.R.F. Plasticidade fenotípica como indicador de arbóreas não pioneiras mais tolerantes à elevada luminosidade. **Pesquisa Florestal Brasileira**. 35(84):359-369. 2015.

PASCOAL, C; CASSIO, F. Contribution of fungi and bacteria to leaf litter decomposition in polluted river.

- Appl Environmental Microbiol.** 70(9):5266-5273. 2004.
- PETERSEN, R.C; CUMMINS, K.W. Leaf processing in a woodland stream. **Freshwater biology.** 4:343-368. 1974.
- R CORE TEAM, 2017. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>
- SALES, M. A., GONÇALVES, J. F. Jr., DAHORA, J. S.; MEDEIROS, A. O. Influence of leaf quality in microbial decomposition in a headwater stream in the Brazilian Cerrado: a 1- Year Study. **Microbial Ecology.** 69:84-94, 2015.
- SILVA, A.C; SILVA, V.E; SILVA, B.P.C; CAMARGO, P.B; PEREIRA, R.C; BARRAL, U.M; BOTELHO, A.M.M; TORRADO, P.V. Composição lignocelulósica e isotópica da vegetação e da matéria orgânica do solo de uma turfeira tropical. II - substâncias húmicas e processos de humificação. **Revista Brasileira de Ciências do Solo.** 37: 121-133. 2013.
- SOUSA, F.M.P.de. Microrganismos bioindicadores e decompositores em ecossistemas aquáticos na microbacia do Rio Água Suja, Porto Nacional/TO. Universidade Federal do Tocantins (Dissertação de mestrado). 2010.
- TONIN, A.M; GONÇALVES-JÚNIOR, JF; BAMBI, P; COUCEIRO, S.R.M; FEITOZA, L.A.M. ; FONTANA, L.E; HAMADA, N; HEPP, L.U; LEZAN-KOWALCZUK, V.G; LEITE, G.F.M; LEMES-SILVA, A.L; LISBOA, L.K; LOUREIRO, R.C; MARTINS, R.T; MEDEIROS, A.O; MORAIS, P.B; MORETTO, Y; OLIVERIA, P.C.A; PEREIRA, E.B; FERREIRA, L.P; PÉREZ, J; PETRUCIO, M.M; REIS, D.F; REZENDE, R.S; ROQUE, N; SANTOS, L.E.P; SIEGLOCH, A.E; TONELLO, G; BOYERO, L. Plant litter dynamics in the forest-stream interface: precipitation is a major control across tropical biomes. **Scientific reports.** 1-14. 2017.
- WALL, A.V.D; GEYDAN, T. D; KUYPER, T.W & BOER, W. A thready affair: linking fungal diversity and community dynamics to terrestrial decomposition processes. **FEMS Microbiology Reviews.** 37:477-494. 2013.
- WANTZEN, K. M; ROSA, F. R; NEVES, C. O; NUNES, DA CUNHA C. Leaf litter addition experiments in riparian ponds with different connectivity to a Cerrado stream in Mato Grosso, Brazil. **Amazoniana.** v.18. p.387-396. 2005.
- VIRISKOVA, J.; BALDRIAN, P. Fungal community on decomposing leaf litter undergoes rapid successional changes. **Multidisciplinary Journal of Microbial Ecology.** 7(3):477-486. 2013.