



**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE SANTA CRUZ
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SISTEMAS
AQUÁTICOS TROPICAIS**

ANA PAULA SILVA

**DECOMPOSIÇÃO FOLIAR DE DUAS ESPÉCIES PIONEIRAS EM
RIACHO DE MATA ATLÂNTICA**

**Ilhéus-Bahia
2019**



**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE SANTA CRUZ
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SISTEMAS
AQUÁTICOS TROPICAIS**



ANA PAULA SILVA

**DECOMPOSIÇÃO FOLIAR DE DUAS ESPÉCIES PIONEIRAS EM
RIACHO DE MATA ATLÂNTICA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Sistemas Aquáticos Tropicais (SAT). Departamento de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Santa Cruz.

Orientadora: Dr^a. Daniela Mariano Lopes da Silva

**Ilhéus-Bahia
2019**

S586 Silva, Ana Paula.
Decomposição foliar de duas espécies pioneiras
em riacho de Mata Atlântica / Ana Paula Silva. –
Ilhéus, BA: UESC, 2019.
48 f.: il.

Orientadora: Daniela Mariano Lopes da Silva.
Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual
de Santa Cruz. Programa de Pós-Graduação em
Sistemas Aquáticos Tropicais.
Referências: f. 41-48.

1. Plantas – Nutrição. 2. Ecossistemas aquáticos.
3. Biodegradação. 4. Mata Atlântica. 5. Matas ripárias.
I. Título.

CDD 581.13

DEDICATÓRIA

Dedico aos meus queridos pais: Maria do Carmo Santos e Sonival Santos Silva por todo afeto, amor, suporte e dedicação concedidos ao longo de minha vida.

AGRADECIMENTOS

A Deus, por me conceder o dom da vida e a capacidade de desenvolver essa pesquisa. Certamente a bondade e misericórdia do Senhor me seguiram todos os dias.

A toda minha família pelo amor e força ao longo da minha caminhada. Por terem acreditado em meu potencial.

Agradeço a minha orientadora, professora Dra. Daniela Mariano Lopes da Silva, pelo acolhimento, compromisso, assistência e paciência, desde os primeiros passos no laboratório, até o tratamento final dos dados. Certamente sem sua colaboração este trabalho não seria possível.

Ao professor Marciel Elio Rodrigues e a professora Sylvia Susini, pela grande contribuição fornecida durante as bancas de avaliações, o que facilitou o desenvolvimento do trabalho.

Sou extremamente grata pela colaboração dos colegas e amigos: Camila Coqueiro, Haialla Rialle, Gisele Sousa, Jéssica Souza, Roberto Lemos, Felipe Pimenta e Aleide Roma.

À Universidade Estadual de Santa Cruz por conceder a infraestrutura para o desenvolvimento da pesquisa.

Ao Programa de Pós-Graduação em Sistemas Aquáticos Tropicais pela oportunidade de cursar o mestrado.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa de estudo.

Os meus sinceros agradecimentos!

LISTA DE FIGURAS

Figura 1- Mapa com a localização da área de estudo.....	19
Figura 2- Coletores de serapilheira instalados na área de estudo.	20
Figura 3 - Coleta de serapilheira (A); secagem dos detritos (seco ao ar) (B)...	21
Figura 4- Litter bags utilizados no experimento de incubação.....	22
Figura 5- Representação da disposição dos litter bags para a incubação <i>in situ</i> no riacho amostrado. Círculos fechados representam litterbags com a espécie <i>Henriettea succosa</i> e círculos abertos com a espécie <i>Miconia</i> spp.	23
Figura 6- Precipitação diária entre os meses de abril a julho de 2018.....	28
Figura 7- Precipitação acumulada de 15 dias no período de Abril a Julho/2018.	28
Figura 8 - Nitrogênio (A) e Fósforo (B) no riacho durante o período de incubação dos detritos.	30
Figura 9- Porcentagem de Fósforo (P); Nitrogênio (N) nos detritos em função do tempo de incubação e precipitação acumulada de 15 dias.....	31
Figura 10- Coeficiente de decomposição nas espécies <i>Henriettea succosa</i> e <i>Miconia</i> spp em função do tempo de incubação no riacho e precipitação acumulada de 15 dias (marcador = média e traços = desvio padrão).....	32
Figura 11- Massa remanescente dos detritos foliares nas espécies <i>Henriettea succosa</i> e <i>Miconia</i> spp em função do tempo de incubação no riacho (marcador = média, traços = desvio padrão).....	33
Figura 12-Correlação dos parâmetros do riacho com a taxa de decomposição dos detritos foliares da <i>Henriettea succosa</i> e <i>Miconia</i> spp.....	34
Figura 13- Correlação das concentrações de nutrientes dissolvidos na água do riacho com a taxa de decomposição dos detritos foliares da <i>Henriettea succosa</i> e <i>Miconia</i> spp.	35
Figura 14- Correlação das taxas de decomposição com a razão N:P dos detritos foliares da <i>Henriettea succosa</i> e <i>Miconia</i> spp.	35

LISTA DE TABELAS

Tabela 1- Parâmetros abióticos mensurados no riacho durante o experimento (média \pm desvio padrão e mínimo – máximo)..... 29

Tabela 2- Porcentagem de lignina, celulose, nitrogênio, fósforo e polifenóis (% g^{-1} peso seco) nos detritos das espécies estudadas (média \pm desvio padrão). 30

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	11
2	OBJETIVO GERAL	18
2.1	Objetivos específicos	18
3	MATERIAL E MÉTODOS	19
3.1	Área de Estudo.....	19
3.2	Procedimento experimental – Detritos foliares	20
3.2.1	Coleta dos detritos foliares	20
3.2.2	Características das espécies selecionadas.....	21
3.2.3	Preparação das amostras	22
3.2.4	Delineamento experimental e processamento das amostras	23
3.2.5	Determinação do peso seco remanescente (PSR)	24
3.2.6	Determinação do coeficiente de decomposição foliar	24
3.2.7	Análise química dos detritos.....	25
3.2.8	Análise de Nitrogênio (N) e Fósforo (P) nos detritos	25
3.3	Procedimento experimental – Amostras de água.....	26
3.4	Análises Estatísticas	26
4	RESULTADOS	28
5	DISCUSSÃO.....	36
6	CONCLUSÃO.....	41
7	REFERÊNCIAS.....	42

DECOMPOSIÇÃO FOLIAR DE DUAS ESPÉCIES PIONEIRAS EM RIACHO DE MATA ATLÂNTICA

RESUMO

A vegetação ripária presente nas adjacências das microbacias é a principal via de entrada de energia para os rios e riachos. A matéria orgânica representa uma das principais fontes de nutrientes para os riachos de primeira ordem, que apresentam a vegetação ripária desenvolvida. O objetivo desse trabalho foi avaliar a taxa de decomposição foliar de duas espécies pioneiras da Mata Atlântica, *Miconia* spp e *Henriettea succosa*, em um riacho tropical no sul da Bahia. Os detritos foliares foram coletados na zona ripária mediante á coletores de serapilheiras. Foram incubados em litter bags em um espaço temporal de 105 dias. Três replicas de cada espécie foram amostradas a cada 15 dias. Foram avaliadas as taxas de decomposição, a química dos detritos foliares (nitrogênio, fósforo, lignina, celulose e polifenóis) e a química da água (nitrogênio e fósforo dissolvidos e particulados). Os resultados obtidos mostram que a composição química inicial de ambos os detritos, não foram correlacionados com o grau de decomposição. O coeficiente de decomposição foi considerado intermediário para ambos os detritos. Os resultados também sugerem que a decomposição dos detritos foi atribuída a precipitação, fósforo total, nitrogênio total e temperatura da água. As concentrações de nutrientes nos detritos apresentaram aumento em função do tempo. A dinâmica de nutrientes nos detritos via decomposição no riacho, sugerindo que os nutrientes disponíveis no riacho são incorporados pelos microorganismos que contribuem para a decomposição foliar.

Palavras-chave: Nutrientes; Ecossistema aquático; Mata Atlântica; Zona ripária.

LEAF DECOMPOSITION OF TWO PIONEER SPECIES IN ATLANTIC FOREST STREAM

ABSTRACT

The riparian vegetation present in the watersheds is the main source of energy to the rivers and streams. Organic matter represents one of the main nutrient inputs for the first-order streams, which present developed riparian vegetation. The aim of this work was to evaluate the leaf decomposition rate of two pioneer species of Atlantic Forest, *Miconia* spp and *Henriettea succosa*, in stream located in south of Bahia. The detritus was collected in the riparian zone through litterfall collectors. The leaf detritus were incubated in "litter bags" in a temporal space of 105 days. Three replicates of each species were collected each 15 days. It was evaluated the decomposition rates, the leaf chemistry (Nitrogen, phosphorus, lignin, cellulose and phenolics) and water chemistry (dissolved and particulate nitrogen and phosphorus). The results suggest that the decomposition of the detritus was attributed to the characteristics of the stream, total phosphorus, total nitrogen and water temperature. The decomposition coefficient was considered intermediate for both species. The results also suggest that the decomposition of the debris was attributed to precipitation, total phosphorus, total nitrogen and water temperature. The concentrations of nutrients in the debris increased as a function of time. The nutrient dynamics in the debris via decomposition in the creek, suggesting that the nutrients available in the creek are incorporated by the microorganisms that contribute to the leaf decomposition.

Keywords: Nutrients; Aquatic ecosystem; Atlantic forest; Riparian zone.

1 INTRODUÇÃO

Zonas ripárias são áreas configuradas como ecótonos entre o sistema terrestre e aquático e essa interface representa um sistema altamente diversificado, controlando os fluxos de energia, de entrada da matéria orgânica e qualidade da água, filtrando poluentes nas margens. Essa região controla os fluxos de nutrientes, microclima local e erosão, sendo considerado um dos ecossistemas de grande relevância ecológica (WANTZEN et al., 2008, MÉNDEZ-TORIBIO et al., 2014).

As zonas ripárias influenciam pequenas bacias de drenagem, atuando como principal fonte de energia e nutrientes para as teias tróficas, interferindo diretamente no metabolismo de rios de primeira ordem. Os ecossistemas aquáticos possuem duas fontes distintas de entrada de matéria orgânica (produção primária); a produzida no próprio ambiente (autóctones) e as produzidas fora do ambiente aquático (alóctones) (NAIMAN et al., 2005).

O sistema ripário tem ganhado grande atenção por parte dos pesquisadores desde a perspectiva edáfica da vegetação á associação das plantas com o sistema hídrico. Mas só, a partir da década de 80 passou a focar nas entradas da matéria orgânica e inorgânica, seguindo a teoria do contínuo de rio (VANNOTE et al., 1980; GREGORY et al., 1991).

De modo geral, esta vegetação constitui um ambiente altamente complexo e diversificado. As características da bacia de drenagem, como o ambiente físico, clima e tipo de solo influenciam na estrutura e composição da vegetação, a qual estende-se até a área de drenagem das pequenas bacias (SUGA; TANAKA, 2013).

De modo geral, as zonas ripárias estão presentes na maioria dos biomas, e podem ser compreendidas de acordo com as particularidades de cada ambiente. Em regiões de clima temperado, por exemplo, estimam-se poucas espécies, porém bem distribuídas geograficamente, com espécies presentes no entorno da maioria dos riachos, marcadas pela sazonalidade na queda das folhas (ABELHO, 2001).

Diferentemente das regiões temperadas, os ecossistemas tropicais são característicos em comportar espécies perenes, apresentando maior diversidade de espécies. Em ambientes de transição de Mata Atlântica x Cerrado podem ser encontradas até 192 espécies na zona ripária (GONÇALVES; CALLISTO, 2013).

A vegetação que constitui o sul do estado da Bahia é originalmente o bioma da Mata Atlântica, considerado um dos ecossistemas mais diversificados do mundo, é um dos 25 *hotspots* com níveis excepcionais de biodiversidade. Distribuída originalmente em todo litoral Brasileiro abrangendo 17 estados (S.O.S MATA ATLANTICA, 2018).

No entanto, vem sofrendo enorme pressão devido à exploração dos seus recursos, com perdas drásticas de mais de 70% de sua cobertura vegetal original. Atualmente, este bioma está reduzido a 12,4 % de sua vegetação original com modificações para diversos usos do solo, como urbanização, pastagens, entre outras culturas (S.O.S MATA ATLANTICA, 2018).

Essa degradação ocorre desde décadas passadas, sendo intrinsecamente ligada ao histórico da colonização do Brasil, demonstrando níveis mais altos de degradação no século XX, onde o avanço desordenado da população vem trazendo sérios problemas ambientais (TUNDISI, 2008).

Os dados mais recente do S.O.S Mata Atlântica (2018), indicam que houve uma queda de 56,8 % do desmatamento, em relação a 2016-2017, no entanto o sul da Bahia, ainda está entre os estados que mais desmatam, liderando em primeiro lugar o ranking do desmatamento.

Neste cenário os sistemas aquáticos são diretamente afetados, uma vez que a vegetação das suas adjacências mantém influências no metabolismo. Sendo constituída a principal ligação entre o meio terrestre e aquático de grande relevância para transferência de energia e fonte de alimentação para manutenção (NAIMAN et al., 2005).

Dentre as espécies que compõem a zona ripária no bioma da Mata Atlântica, destaca-se a família das melastomáceas. De forma geral, predominante na região neotropical, presentes, nos campos rupestres, formação florestal, cerrado, representando uma das famílias mais diversificadas, com ampla distribuição geográfica (GOLDENBERG et al., 2013, SILVEIRA et al., 2013).

Exercem uma função importante na recuperação de ambientes perturbados (ALMEIDA, 2016), pois são consideradas espécies pioneiras (RODRIGUES et al., 2003, MARTINI et al., 2007). Preferencialmente ocupam ambientes com maior disponibilidade de água, fato esse que, são facilmente encontradas nas zonas ripárias de rios e riachos (BEDETTI et al., 2011)

A presença das espécies da família das melastomáceas são comuns na maioria dos trabalhos que abordam a dinâmica da matéria orgânica em zonas ripárias como, *Miconia corallina primavera*, *Miconia chartcea* e *Miconia* sp (GREGORY et al., 1991, MORETTI et al., 2007). Esse mosaico de diversidade florística, resulta em uma estrutura variada de composição química (SILVA-JÚNIOR et al., 2011).

A vegetação nessas áreas proporciona diminuição ou mesmo ausência da incidência luminosa para os rios de primeira ordem limitando os processos fotossintéticos. Desse modo, a própria vegetação passa a desenvolver um importante papel na produção primária desses ambientes desde que representam a principal fonte de entrada de energia (VANNOTE et al., 1980, WALLACE et al., 1997, ABELHO, 2001, TREVISAN; HEPP, 2007, BERKOWITZ et al., 2014).

Após a entrada nos ecossistemas aquáticos, os detritos orgânicos, estão sujeitos, aos processos de decomposição. Este processo é considerado de fundamental importância para o funcionamento desses sistemas, desde que representa uma das principais fontes de nutrientes e energias, estando ligadas as cadeias tróficas (VANNOTE et al., 1980, WALLACE et al., 1997, GÜECKER et al., 2009, GIMENES; CUNHA-SANTINO; BIANCHINI JR, 2010).

Nesse contexto, os riachos de cabeceiras são considerados ambientes propícios para o desenvolvimento de estudos sobre decomposição foliar. Estes representam ambientes dinâmicos e estão diretamente ligados aos ecossistemas terrestres, onde possíveis alterações podem ser refletidas ao longo da bacia de drenagem (THOMAS et al., 2004).

Por serem ambientes que comportam riachos de primeira ordem, as microbacias são comumente utilizadas em estudos de ecologia. São importantes elementos da paisagem devido à alta capacidade de regulação biogeoquímica, demonstrando a relevância dos riachos de cabeceiras através da ligação direta com a vegetação do entorno (VINK et al., 2007).

Os processos envolvendo a dinâmica biogeoquímica são, de modo geral, mais perceptíveis em micro-escala, demonstrando uma maior sensibilidade às condições do ambiente ao seu entorno. Desse modo, os estudos têm sido realizados no intuito de compreender o processamento da matéria orgânica em sistemas aquáticos de cabeceiras, principalmente as de origem alóctone proveniente da vegetação adjacente (WALLACE et al., 1997, THOMAS et al., 2004).

A matéria orgânica particulada grossa (MOPG) que entra nos sistemas aquáticos é representada por partículas maiores que 1 mm, constituída por flores, frutos, galhos, folhas, sementes, troncos, dentre outros. As folhas, no entanto, constituem a maior biomassa, representando cerca de 50% a 60% do material que entram no ambiente aquático (VANNOTE et al., 1980, WANTZEN et al., 2011).

Após a entrada no corpo d'água, a (MOPG) é transformada em matéria orgânica particulada fina (MOPF) e, posteriormente em matéria orgânica dissolvida (MOD), através dos processos físicos e quebra biológica. Eventualmente pode ser incorporada na biomassa pelos organismos heterotróficos ou metabolizada à CO₂ através dos processos de decomposição (WALLACE et al., 1995).

O processamento da matéria orgânica envolve uma série de fatores físicos, químicos e biológicos que se complementam e interagem nesse processamento, disponibilizando nutrientes e recursos para o ambiente (MOORE et al., 2004, FARJALLA; MARINHO; ESTEVES, 1999).

Este processo, geralmente, ocorre em três fases: (1) fase inicial com rápida perda devido à lixiviação, (2) a fase de decomposição microbiana e condicionamento e (3) a fragmentação mecânica e fragmentação por invertebrados (PETERSEN; CUMMINS, 1974, WEBSTER; BENFIELD, 1986). Estas três fases ocorrem concomitantes, interdependentes e dificilmente podem ser avaliadas separadamente.

A primeira fase, lixiviação, corresponde à rápida remoção dos compostos solúveis orgânicos e inorgânicos pela ação física da água, variando de 24 horas a 7 dias e pode corresponder a uma perda de 4 à 42% da massa inicial do detrito (CANHOTO; GRAÇA, 1996, WEBSTER; BENFIELD, 1986).

Nessa primeira fase os compostos hidrossolúveis, como açúcares, ácidos orgânicos, proteínas e carboidratos são lixiviados assim que os detritos entram em contato com água, e o resultado desse processo, resulta em uma rápida perda de massa foliar (GONÇALVES et al., 2013).

A fase seguinte é a etapa do condicionamento que corresponde à colonização do detrito foliar por micro-organismos como fungos e bactérias e pode ser iniciada antes mesmo da entrada do detrito no corpo d'água. A degradação pelos micro-organismos pode ser considerada um dos principais mecanismos nessa etapa da decomposição foliar (HIEBER; GESSNER, 2002).

Este condicionamento microbiano desempenha um papel importante no processamento da matéria orgânica, tanto nos ecossistemas terrestres como nos aquáticos (MENÉNDEZ et al., 2011). A colonização por micro-organismos e bactérias torna os detritos mais palatáveis, para outros organismos, como os invertebrados, os quais podem obter energia (ABELHO, 2001).

A fase que corresponde à fragmentação é a transformação da matéria orgânica em partículas menores devido às ações de abrasão físicas no corpo d'água como a velocidade da correnteza, atuando na ação direta na quebra dos detritos. Esses processos físicos são um importante fator, principalmente em eventos chuvosos associados a um grande aumento da vazão nos riachos (GRAÇA, 2001).

A atividade dos macroinvertebrados e dos fungos nos ecossistemas aquáticos têm sido apontada como uma das principais responsáveis pela decomposição da matéria orgânica (HIEBER; GESSNER, 2002). Os fragmentadores trituram a matéria orgânica grossa (MOPG) e a transformam em matéria orgânica particulada fina (MOPF), contribuindo com a maior parte dessa produção. Esse processo corresponde a aproximadamente 60% da perda de massa foliar total (ABELHO, 2001; BITAR; ANTONIO; BIANCHINI, 2002).

Os ecossistemas tropicais e temperados apresentam diferenças, entre as taxas de decomposição. As espécies foliares em regiões tropicais possuem características mais recalcitrantes, baixa palatabilidade, baixa qualidade nutricional, em contraste com as espécies da região temperada (GRAÇA; CRESSA, 2010; GONÇALVES et al., 2007).

O processo da decomposição sobrepõe uma série de fatores, que justapostos atuam na quebra do detrito. As características químicas e físicas dos detritos (lignina, celulose, taninos, polifenóis e conteúdo de nutrientes) e fatores externos como as variáveis físico químicas da água (temperatura, oxigênio dissolvido, pH, nutrientes), localização da bacia de drenagem e comunidades microbiana, são considerados controladores das taxas de decomposição (BJELKE, 2005, ABELHO, 2001; JONSSON; WARDLE, 2008).

Os nutrientes são determinantes na qualidade nutricional do detrito foliar e conseqüentemente, interferem diretamente nas taxas de decomposição. As concentrações destes nutrientes na vegetação indicam a qualidade do material a ser decomposto e esses componentes são os mais indicados para estimar a qualidade da vegetação (TOWNSEND et al., 2007).

Os teores de nutrientes associados às folhas podem ser utilizados como indicadores da funcionalidade do metabolismo nos córregos (SILVA-JUNIOR et al., 2014). Geralmente, plantas com crescimento rápido tem baixa relação C:N e C:P devido ao alto conteúdo de N e P nas folhas o que confere uma rápida decomposição. Já as plantas com crescimento mais lento exibem baixas taxas de decomposição dos detritos foliares (FLINDT; LILLEBO, 2005).

Também tem sido demonstrado, que altas concentrações de nutrientes dissolvidos na água influenciam na taxa de decomposição dos detritos foliares, sendo as maiores taxas encontradas em ambientes ricos em nutrientes (WEBSTER; BENFIELD, 1986). Estes resultados ressaltam a importância da qualidade nutricional dos detritos para o processo de decomposição.

Geralmente a disponibilidade N é a mais evidenciada, a espécie foliar do *Bordo Vermelho* na região temperada foi favorecida pelo incremento de N, aumentado o coeficiente de decomposição (CHEEVER; WEBSTER, 2014). O incremento de P também pode está atrelado ao favorecimento microbiano os quais proporcionam aumento na taxa de decomposição (GULIS et al., 2006, VAN RYCKE-GEM et al., 2007, MENÉNDEZ et al., 2011).

Diante disso, vale ressaltar a relevância da manutenção das zonas ripárias desde que estas funcionam como uma zona tampão, filtradora de poluentes, dispersão de espécies, representando também um corredor ecológico, controlando a ciclagem de diversos elementos, impedindo o

aumento da lixiviação e escoamento para os corpos hídricos (SILVA-JUNIOR ;MOULTON, 2011).

No entanto, as atividades antropogênicas vêm ocasionando vários impactos nos ecossistemas aquáticos, como o incremento de fontes poluidoras (TUNDISI, 2008). A expansão agropecuária, por exemplo, é responsável por grande parte da retirada dessa vegetação acarretando em consequências negativas sobre as estruturas de comunidades (GREGORY et al.,1991, CHAKONA et al., 2009, SUGA;TANAKA, 2013).

Esses distúrbios afetam a entrada da matéria orgânica no riacho, afetando a manutenção das cadeias tróficas, habitat para as espécies e a ciclagem de nutrientes (MEEK et al., 2010). Embora as zonas ripárias, sejam consideradas áreas de preservação permanente prevista pelo Código Florestal Brasileiro no país, a aplicabilidade é de forma geral, ineficaz para manutenção desse sistema ecológico (SILVA- JUNIOR et al., 2011, MÉNDEZ-TORIBIO et al., 2014).

Diante disso o estudo da decomposição foliar de espécies da vegetação ripária representa uma fonte de dados sobre os fluxos de nutrientes nesse sistema, uma vez que ainda são considerados escassos, gerando dados para preservação e manutenção desses recursos. Os comportamentos das taxas de decomposição das espécies estudadas podem determinar até que ponto esse processo influencia no transporte de nutrientes, como fósforo e nitrogênio ao longo da sua bacia de drenagem.

2 OBJETIVO GERAL

O objetivo foi avaliar a taxa de decomposição dos detritos foliares das espécies *Henriettea succosa* (Aubl. DC) e *Miconia* spp (Ruiz & Pav) em um riacho tropical na Mata Atlântica.

2.1 Objetivos específicos

- Caracterizar a composição química inicial de ambas as espécies (lignina, celulose, polifenóis);
- Determinar a concentração de nitrogênio e fósforo no material foliar de ambas às espécies durante o processo de decomposição;
- Determinar a concentração de nitrogênio e fósforo total na água superficial do riacho;
- Avaliar o papel dos nutrientes da água e do detrito foliar na taxa de decomposição das espécies.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Área de Estudo

O experimento foi desenvolvido em uma microbacia situada no Parque Estadual da Serra do Conduru (PESC), localizado no sul do estado da Bahia. O PESC é uma unidade de conservação de proteção integral, inserido na área da APA Itacaré–Serra Grande, de grande relevância para seu entorno com extensão territorial de 9.275 ha situado entre as coordenadas $39^{\circ}10'19,5''$ W e $14^{\circ}47'38,2''$ S.

O riacho estudado nessa pesquisa corresponde a um afluente de primeira ordem da Bacia hidrográfica do Rio Tijuípe, o qual abrange uma área correspondente a $14,82$ km² (SILVA, 2012).

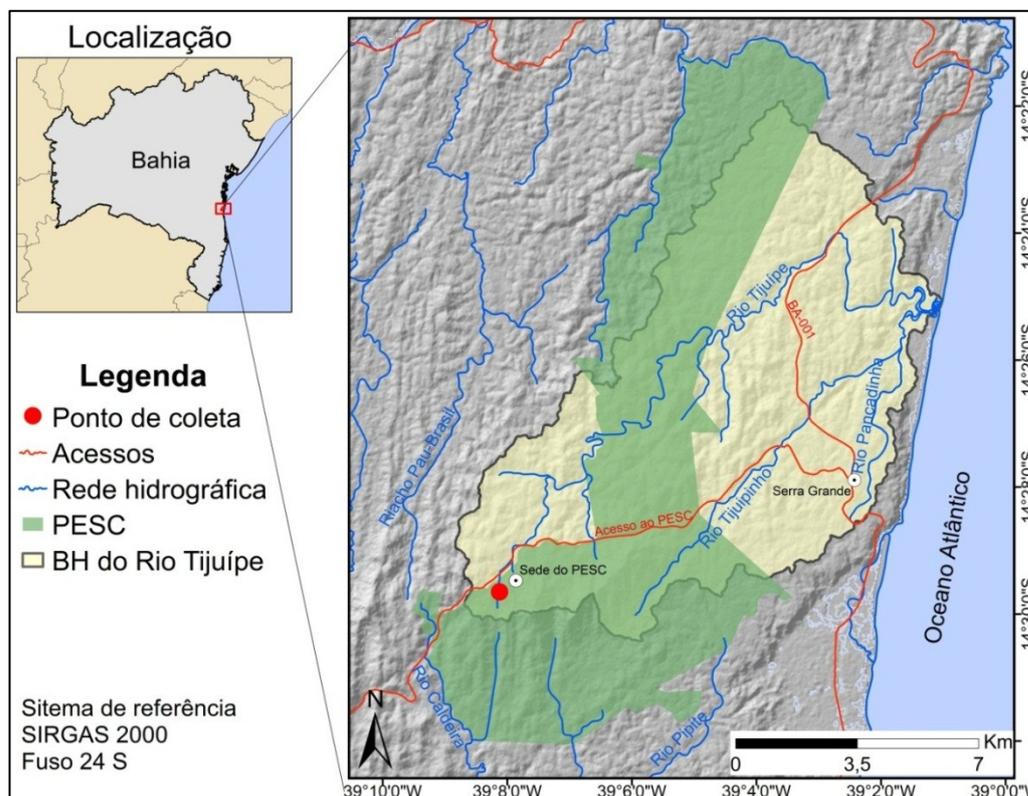


Figura 1- Mapa com a localização da área de estudo.

O clima segundo o sistema de classificação Köppen, é do tipo Af, (clima quente e úmido, sem estação seca definida). A precipitação atinge índices

anuais de 1800 mm a 2200 mm, as chuvas são bem distribuídas ao longo do ano, com média de temperatura anuais de 26 °C (LANDAU, 2003. ASMAR; ANDRADE, 1997). Essa área é composta por um mosaico de florestas em vários estágios de regeneração da Mata Atlântica, constituída por varias manchas de floresta ombrófila densa submontana (IBGE, 1992).

O solo da região é caracterizado como latossolo distrófico petroplínico (Oxisol) possuindo textura arenosa (MOREAU et al., 2006), sendo 62% de areia, 16% de silte e 22% de argila e um pH ácido ao redor 4,5 (SOUZA et al., 2017). Nessa região existe uma vasta rede hidrográfica devido aos altos índices pluviométricos, no relevo observa-se um alinhamento norte-sul das cadeias de montanhas condicionado por linhas de falhamento.

3.2 Procedimento experimental – Detritos foliares

3.2.1 Coleta dos detritos foliares

As folhas utilizadas para o experimento de incubação foram coletadas na área de estudo mediante a instalação de 10 coletores de solo com redes de nylon de malha de 2mm, suspensas a 1m do solo e com área de 0,25 cm² (50x50cm). Estes coletores foram previamente dispostos na vegetação ripária, num intervalo de 20 m, a fim de coletar a maior quantidade de detritos foliares possível das espécies dominantes na área de estudo (Figura 2A).

Para suprir a necessidade dos detritos foliares para a montagem dos litter bags, foram dispostas 4 redes aéreas aleatoriamente, com abertura de 2mm de 4x4 metros de comprimento cada, montadas logo abaixo do dossel, distribuídas em ambas as margens do riacho. O material depositado nos coletores foi retirado após um mês da instalação (Figura 2B).

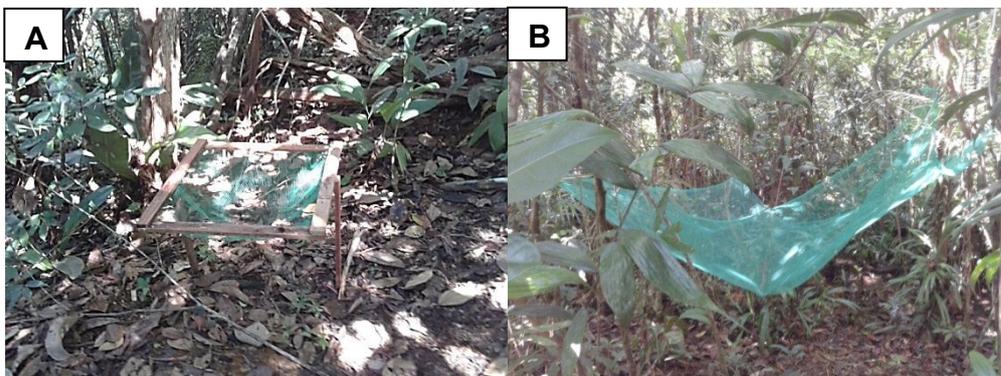


Figura 2- Coletores de serapilheira instalados na área de estudo.

Após esse período, as folhas foram coletadas e submetidas a triagem em laboratório para a separação das espécies predominantes para a montagem dos litter bags (Figura 3A). Os detritos foliares selecionados foram secos ao ar (temperatura ambiente) e após o processo de secagem, aferido o peso seco da biomassa necessária para a montagem do experimento de incubação no riacho (Figura 3B).



Figura 3 - Coleta de serapilheira (A); secagem dos detritos (seco ao ar) (B).

3.2.2 Características das espécies selecionadas

As espécies selecionadas para esse estudo foram escolhidas por serem predominantes em todos os coletores. Ambas são pertencentes a família da melastomatáceas, a qual possui cerca de 4300 espécies distribuídas em 166 gêneros, disseminadas na América tropical. No Brasil estão inseridas cerca de 250 espécies (MARTINS et al., 1996).

A família das melastomatáceas é considerada, eficiente para a reestruturação da mata ciliar. Estudos utilizando espécies desta família, em áreas do Cerrado tem demonstrado o potencial para o uso na restauração ecológica, devido suas características, que se mantém ao longo do ano como recursos para a fauna local, possibilitando um alto grau de dispersão de suas sementes (ALBUQUERQUE et al., 2013).

A espécie *Henriettea succosa* é popularmente conhecida na região como Mundururum ferro e a espécie *Miconia* spp é conhecida regionalmente como Pequi de Capoeira. Ambas são consideradas espécies pioneiras, sendo

característica de áreas em processo de regeneração, geralmente encontradas nas bordas das florestas (ALMEIDA, 2016).

A *Miconia* spp é típica da Mata Atlântica e não ultrapassam 2 metros de altura. Possuem copas espaçadas fazendo com que o solo na região sejam parcialmente sombreados (ALMEIDA, 2016). A *Henriettea succosa* também tem a característica de ser uma espécie pioneira comum nas bordas das florestas (FLORES et al., 2015).

3.2.3 Preparação das amostras

As amostras foliares foram inseridas em litter bags (sacos de detritos) feitos em nylon com malha de 2 mm. Os litter bags podem ser confeccionados em malhas com aberturas específicas atendendo a objetividade de cada trabalho (SCORIZA et al., 2012). Esse procedimento permite a livre circulação da água e colonização pela biota aquática (ALVES; SOUTO; SOUTO, 2006) (Figura 4).

Um total de 48 litter bags de tamanho 17 x 17 cm foram incubados, sendo 24 de cada espécie. Em cada amostra foram inseridas \pm 3 g de folhas (peso seco ao ar). No riacho foram alocados na zona bântica, amarrados à vegetação marginal com cordão de nylon e afixados com ganchos de aço inox no fundo do riacho, evitando serem arrastados pela correnteza. Cada amostra foi previamente identificada para auxiliar no momento da coleta.

Um conjunto extra de 6 amostras (três amostras de cada espécies) foram incubado por 24 h, a fim de corrigir os valores iniciais para lixiviação.



Figura 4- Litter bags utilizados no experimento de incubação.

3.2.4 Delineamento experimental e processamento das amostras

Na área de estudo foram colocadas os 48 litter bags, inseridos horizontalmente no riacho de uma margem a outra. Um determinado ponto amostral do riacho foi previamente dividido em oito pontos amostrais distantes 30 cm um do outro, em cada ponto foi inserida uma linha de litter bags contendo seis amostras, alternando entre as espécies selecionadas. A incubação teve início em Abril de 2018 com duração de 105 dias (Figura 5).

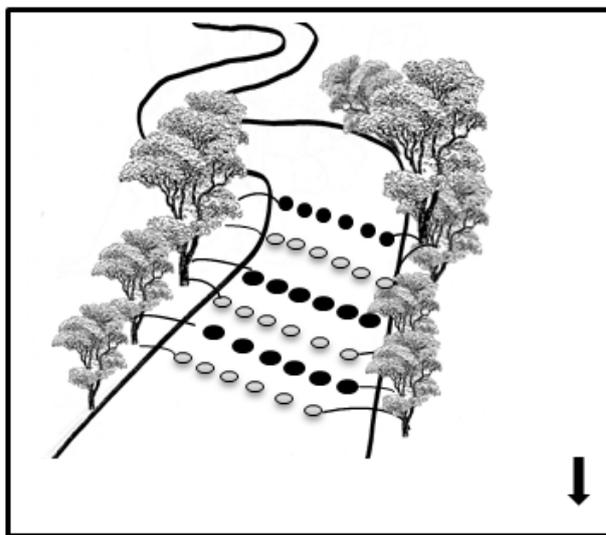


Figura 5- Representação da disposição dos litter bags para a incubação *in situ* no riacho amostrado. Círculos fechados representam litterbags com a espécie *Henriettea succosa* e círculos abertos com a espécie *Miconia* spp.

Após a instalação dos litter bags, foram coletadas quinzenalmente três amostras de cada espécie, totalizando seis amostras por coleta, respectivamente após os dias 7, 21, 35, 49, 63, 77, 91 e 105 dias. Foi adotada a amostragem probabilística denominada amostragem casual simples. Neste método cada litter bag foi numerado e em cada dia de coleta foram sorteados 3 litter bags de cada espécie sem reposição, indicando que cada amostra apenas aparecesse uma única vez a cada sorteio (TRIOLA, 2006).

As amostras coletadas após cada período de incubação foram encaminhadas para o laboratório, transportadas individualmente em sacos de plásticos acondicionados em uma caixa térmica. A triagem no laboratório consistiu na lavagem dos detritos foliares com água destilada, com auxílio de

uma peneira de 120 μm sobre uma bandeja média de plástico, para remoção de sedimentos e macroinvertebrados.

3.2.5. Determinação do peso seco remanescente (PSR)

Após a limpeza, as folhas foram acondicionadas em bandeja de papel alumínio, colocadas em estufa a 60°C durante 72 h até peso constante. As folhas eram pesadas em balança analítica (0,001g) e percentual da perda de massa foi estimado através da massa remanescente dividida pela massa inicial * 100.

Para estabelecer um fator de correção foram preparadas (três réplicas), dos detritos foliares de cada espécie, que não foram incubadas no riacho, porém coletas no mesmo período das amostras incubadas, seguindo o mesmo procedimento laboratorial para secagem, assim esse fator de correção foi calculado: peso seco inicial= (média massa seca de cada amostra * peso seco ao ar das amostras)/100.

3.2.6 Determinação do coeficiente de decomposição foliar

O coeficiente da decomposição dos detritos foliares foi quantificado a partir do peso remanescente em relação ao peso inicial de cada amostra, relacionado aos períodos de incubação, dessa forma o coeficiente de decomposição foi obtido por meio do modelo exponencial negativo segundo a equação:

$$M_t = M_0 \cdot e^{-k \cdot t}$$

Onde M_t é o peso remanescente no tempo t (em dias), M_0 e é o peso inicial, t é o tempo de incubação e k é o coeficiente de variação da decomposição, para verificar as diferenças nas taxas de decomposição ao longo dos 105 dias (BENFIELD, 2007).

A taxa de decaimento foi categorizada segundo Gonçalves et al., (2013):

- 1) Rápida ($k > 0,0173 \text{ dia}^{-1}$)
- 2) Média ($k > 0,0041 \text{ dia}^{-1}$)
- 3) Lenta ($k < 0,0041 \text{ dia}^{-1}$)

3.2.7 Análise química dos detritos

Para caracterização inicial dos detritos (lignina, celulose, polifenóis) foram utilizadas as amostras preparadas para obtenção do fator de correção sendo 3 réplicas de cada espécie. Os detritos foliares de ambas as espécies, foram secos a 60°C por 72 horas até ao peso constante, moídos e passados em peneira de 0,5 mm para homogeneização do material.

As análises de lignina e celulose foram determinadas por gravimetria. Foram pesados 0,250 mg dos detritos moídos e cada composto foi estimado através do peso residual das amostras. As amostras foram tratadas com ácido-detergente e ácido sulfúrico (72%) e posteriormente queimadas em forno mufla a 550°C (GESSNER, 2005).

Para obtenção de polifenóis totais foram pesados 0,100 mg dos detritos foliares, moídos e extraídos em acetona 70%, conservados por 1 hora em refrigeração, em seguida, centrifugados e posteriormente realizada a leitura em espectrofotômetro a 760 nm (BARLOCHER; GRAÇA, 2005).

3.2.8 Análise de Nitrogênio (N) e Fósforo (P) nos detritos

As análises de N e P dos detritos foram realizadas nos mesmos períodos de incubação dos detritos.

Os detritos foliares foram secos a 60°C por 72 horas até ao peso constante, moídos e passados em peneira de 0,5 mm para homogeneização do material. Para a determinação do nitrogênio, as folhas foram digeridas com H₂SO₄, filtradas em filtros de acetato de celulose e posteriormente analisadas em espectrofotometria a 630 nm.

Para o fósforo, as amostras peneiradas foram calcinadas por 4h à 550°C, digeridas com HCl, filtradas em filtros de acetato de celulose e posteriormente analisadas em espectrofotometria a 832nm (GRAÇA; BARLOCHER; GESSNER, 2005).

3.3 Procedimento experimental – Amostras de água

As variáveis físicas e químicas como: temperatura, pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, foram medidos, através de equipamentos portáteis multiparâmetro (modelo YSI Professional Series Plus) calibrado a cada coleta. Os dados de precipitação foram obtidos através do Programa de Monitoramento Climático – PROCLIMA na estação de Itacaré-Ba.

As amostras de água foram coletadas nos mesmos dias da coleta de litter bags, em frascos de polietileno de alta densidade previamente lavados com HCl 1:1 e água destilada, conservados em caixa térmica até o transportados ao laboratório.

As amostras foram filtradas em filtros de microfibras de vidro de 0,7 μm de porosidade e 47 mm de diâmetro, previamente calcinados a 450 °C por 4 horas em forno mufla. Após a filtração os filtros foram secos em estufa a 60°C até atingirem o peso constante e novamente pesados, para a determinação do Total de Sólidos em Suspensão (TSS). O TSS é então calculado através da diferença entre o peso final e inicial dividido pelo volume filtrado. Nestes filtros foi determinada a concentração nitrogênio e fósforo orgânico particulado.

O nitrogênio e fósforo dissolvidos foram analisados no material filtrado. As concentrações dos nutrientes inorgânicos dissolvidos NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- , PO_4^{3-} foram determinadas de acordo com Grasshoff et al. (1983) através de espectrofotometria. O nitrogênio e fósforo orgânico dissolvido e o particulado foram determinados através da digestão por persulfato de potássio seguido da análise espectrofotométrica.

3.4 Análises Estatísticas

Para verificar se os dados apresentam uma distribuição normal foi aplicado o teste Kormogorov-Smirnov ($p < 0,05$). Como foi comprovada a não normalidade dos dados, foram aplicados os testes não-paramétricos.

O teste Mann Whitney ($p < 0,05$) foi aplicado, para verificar se há diferenças nas concentrações iniciais da qualidade dos detritos (N, P, lignina, celulose, e razão N:P), foi utilizado o mesmo teste para comparar a diferença entre os coeficientes de decomposição entre as duas espécies, em função do tempo de incubação

A correlação de Spearman (ρ), levando em consideração $p < 0.05$, foi utilizada para verificar se os parâmetros abióticos e as concentrações de N e P na água e nos detritos interferem nas taxas de decomposição das diferentes espécies foliares. As análises estatísticas foram realizadas usando o software Statistica 6.0.

4 RESULTADOS

Variáveis ambientais

A precipitação diária registrou máximo de 32,8 mm no dia 43 e mínimo de 0,2 mm no dia 102. A precipitação acumulada total foi de 657,21mm para os 105 dias de estudo, sendo este período considerado chuvoso (Figura 6).

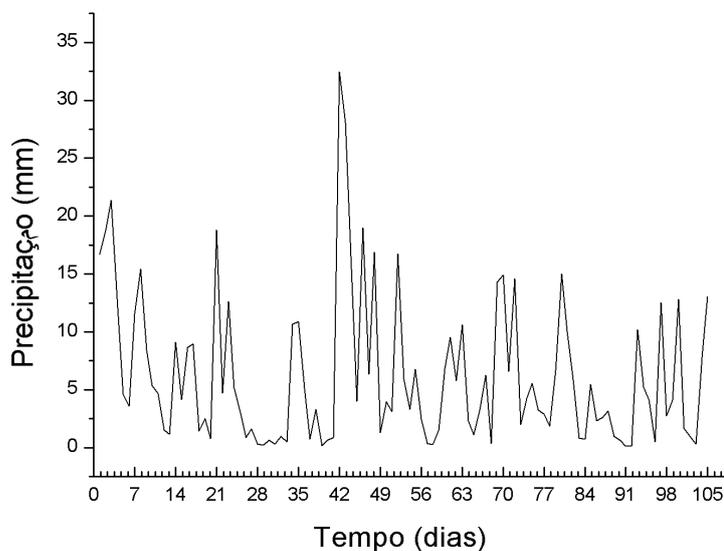


Figura 6- Precipitação diária entre os meses de abril a julho de 2018.

A precipitação acumulada de 15 dias apresentou dois picos de chuva nas semanas 7 e 49 com valores de 131 e 135,1 mm (Figura 7).

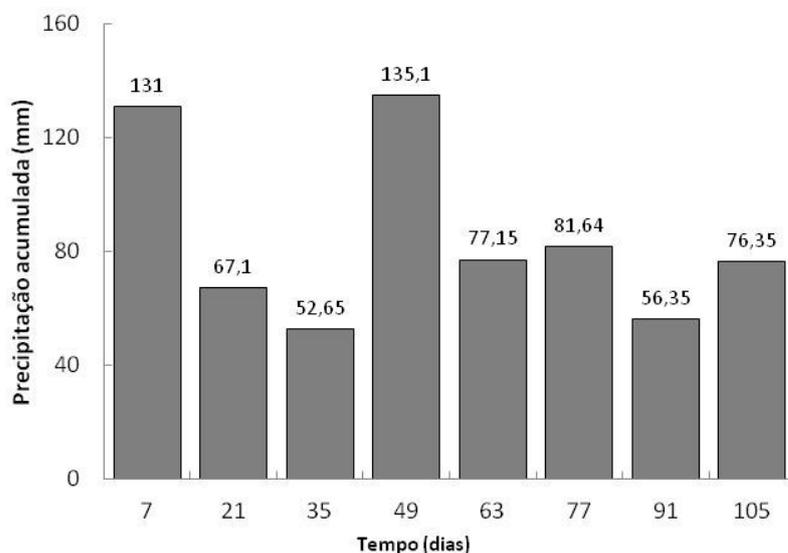


Figura 7- Precipitação acumulada de 15 dias no período de Abril a Julho/2018.

Características físicas e químicas do riacho

Foram observadas variações pequenas entre os parâmetros ao decorrer dos 105 dias de incubação para os parâmetros abióticos. Exceção ao total de sólidos em suspensão que variou de 0,57 a 42,44 mg L⁻¹ que coincidiu com os maiores valores de precipitação (Tabela 1).

Tabela 1 - Parâmetros abióticos mensurados no riacho durante o experimento (média \pm desvio padrão e mínimo – máximo).

PARÂMETROS	
Temperatura (°C)	21,8 \pm 1,7 (19,5 - 24,6)
Oxigênio Dissolvido (%)	70,1 \pm 5,5 (61,2 - 77,7)
Condutividade elétrica ($\mu\text{s cm}^{-1}$)	22,5 \pm 1,27 (19,9 - 22,7)
pH	5,69 \pm 0,21 (5,32- 6,04)
Total de Sólidos Suspensos (mg L ⁻¹)	14,54 \pm 13,40 (0,57- 42,44)

Concentrações de Nitrogênio e Fósforo no riacho

Em relação ao nitrogênio, a forma predominante no riacho foi o nitrogênio orgânico dissolvido (NOD) seguido do inorgânico dissolvido (NID) e particulado (NOP) (Figura 8A). Dentre as formas inorgânicas do nitrogênio analisadas (NID), pode ser observado que N-amoniacoal $>\text{NO}_3^->$ NO_2^- . As maiores concentrações foram observadas no início do experimento, dia 21, enquanto que os menores foram nos dias 49 e 105 (Figura 8A).

Já para o fósforo, foi observado que a forma predominante é o PO_4^{3-} e variou de 0,12 a 0,19 mg L⁻¹ seguidas pelas formas particuladas e dissolvidas (POD), que, no geral, apresentaram valores abaixo do limite de detecção. Assim como para o nitrogênio, os maiores valores foram registrados no início

do experimento, dia 21, e as menores concentrações nos dias 63 e 105 (Figura 8 B).

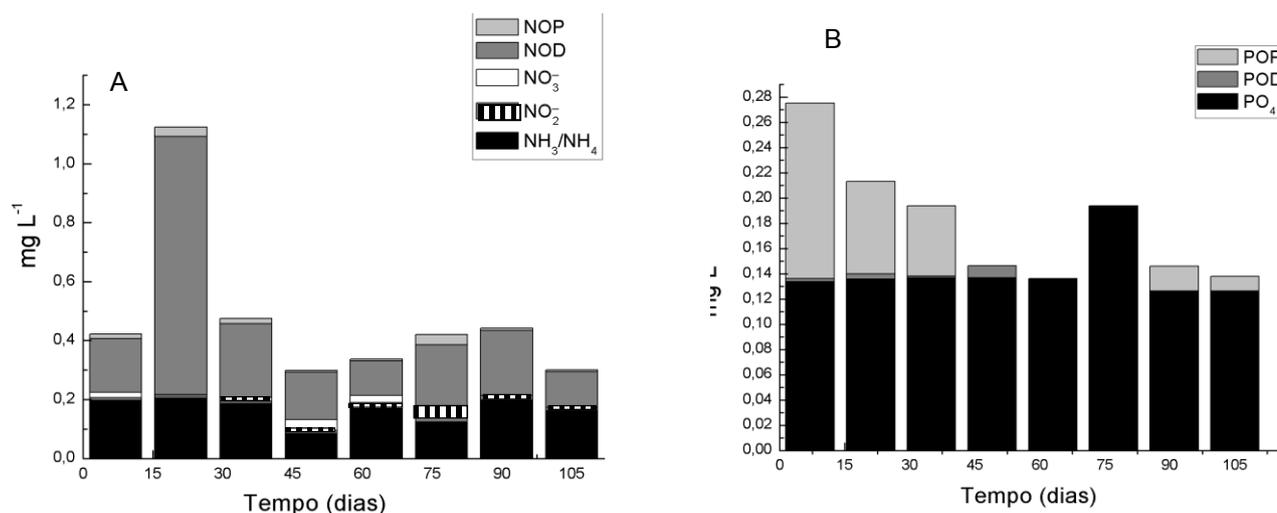


Figura 8 - Nitrogênio (A) e Fósforo (B) no riacho durante o período de incubação dos detritos.

Caracterização química dos detritos

Quando comparado, a qualidade química inicial do detrito da espécie *Henriettea succosa* apresentou maior concentração de celulose, polifenóis, nitrogênio e menor concentração lignina e fósforo. No entanto, apenas as concentrações de celulose e fósforo diferiram estatisticamente ($p < 0,05$) (Tabela 2).

Tabela 2- Porcentagem de lignina, celulose, nitrogênio, fósforo e polifenóis (% g⁻¹ peso seco) nos detritos das espécies estudadas (média \pm desvio padrão).

	<i>Henriettea succosa</i>	<i>Miconia spp</i>
Lignina	26,64 \pm 4,97	35,20 \pm 2,94
Celulose	34,42 \pm 2,98	25,06 \pm 3,80
Polifenóis	9,74 \pm 1,47	8,73 \pm 3,38
P	0,03 \pm 0,03	0,06 \pm 0,03
N	0,34 \pm 0,16	0,02 \pm 0,08

Foram observadas diferenças significativas com relação à concentração P (%) dos detritos foliares em função do tempo de incubação entre as duas espécies ($p < 0,05$). A espécie *Miconia spp*, apresentou maiores concentrações

de P de $0,06 \pm 0,03$ %, comparadas a *Henriettea succosa* que apresentou valores de $0,03 \pm 0,03$ % ($p < 0,05$).

Foi possível notar que as concentrações de P nas duas espécies diminuíram ao longo do experimento. A concentração de P tanto na *Miconia* spp quanto na *Henriettea succosa*, demonstram a interação com os nutrientes do riacho, uma vez que esta oscilação pode estar relacionada às trocas folha/água e vice-versa e colonização microbiana (Figura 9).

As concentrações de N aumentaram ao longo do processo de decomposição, para as duas espécies. Os detritos da *Miconia* spp apresentaram inicialmente concentrações de $0,023 \pm 0,081$ % chegando ao final do experimento com $0,31 \pm 0,18$ %. No caso da *Henriettea succosa* foram observados valores de $0,34 \pm 0,16$ % no tempo zero chegando ao fim dos 105 dias com $0,37 \pm 0,010$ %, havendo um incremento maior para os detritos da *Miconia* spp. No entanto, não foram observadas diferenças significativas entre os detritos.

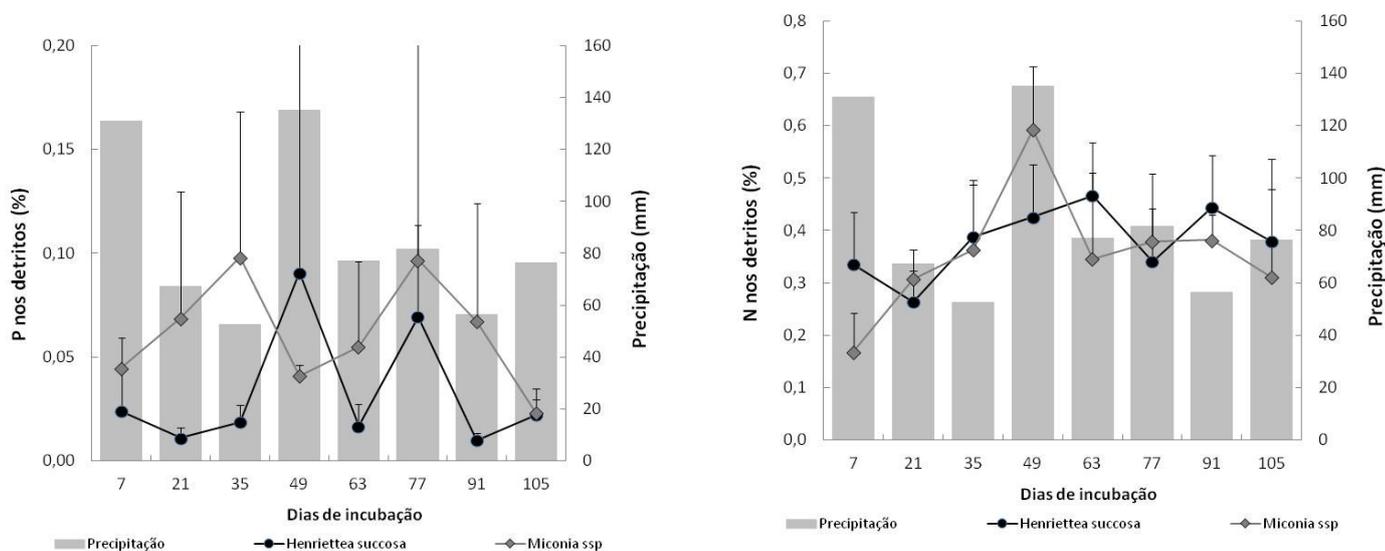


Figura 9- Porcentagem de Fósforo (P); Nitrogênio (N) nos detritos em função do tempo de incubação e precipitação acumulada de 15 dias.

Coeficientes de decomposição

O coeficiente de decomposição dos detritos da *Henriettea succosa* e *Miconia* spp, não foi significativamente diferente ($p > 0,05$) entre as espécies. A espécie *Henriettea succosa* apresentou um valor de k de $0,0063 \pm 0,0028$ dia⁻¹,

enquanto *Miconia* spp apresentou um valor de k de $0,0054 \pm 0,0021 \text{ dia}^{-1}$ (Figura 10).

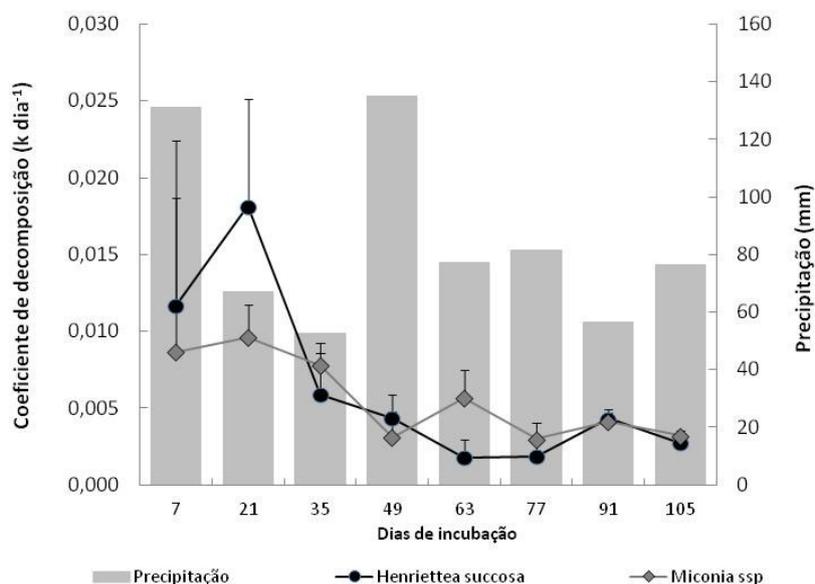


Figura 10- Coeficiente de decomposição nas espécies *Henriettea succosa* e *Miconia* spp em função do tempo de incubação no riacho e precipitação acumulada de 15 dias (marcador = média e traços = desvio padrão).

Após o dia 47, as curvas de decaimento apresentaram diferenças, onde os detritos da *Miconia* spp obtiveram um leve aumento de biomassa, enquanto os detritos da *Henriettea succosa* apresentaram maiores perdas de k ($0,0043 \text{ dia}^{-1}$). Este período coincide com o pico de precipitação acumulada de 135,45 mm.

A dinâmica de perda de massa dos detritos foliares em consonância com os resultados obtidos da taxa de decomposição, também não diferiram significativamente entre as duas espécies em função do tempo de incubação. Inicialmente os detritos demonstraram uma rápida perda de massa, sendo que a *Henriettea succosa* perdeu cerca de 30% enquanto que a *Miconia* spp perdeu 23% nos primeiros 21 dias de incubação (Figura 11).

Ao longo do experimento, aproximadamente entre os dias 35 e 77 houve um incremento de massa, promovendo assim, um aumento da massa remanescente para *Henriettea succosa*. A *Miconia* spp apresentou uma maior oscilação de perda e ganho de massa no intervalo médio do experimento. A perda de massa final aos 105 dias para a *Henriettea succosa* foi 29% e para a

Miconia spp foi 32% no final do experimento as perdas de massa não ultrapassaram 50% (Figura 11).

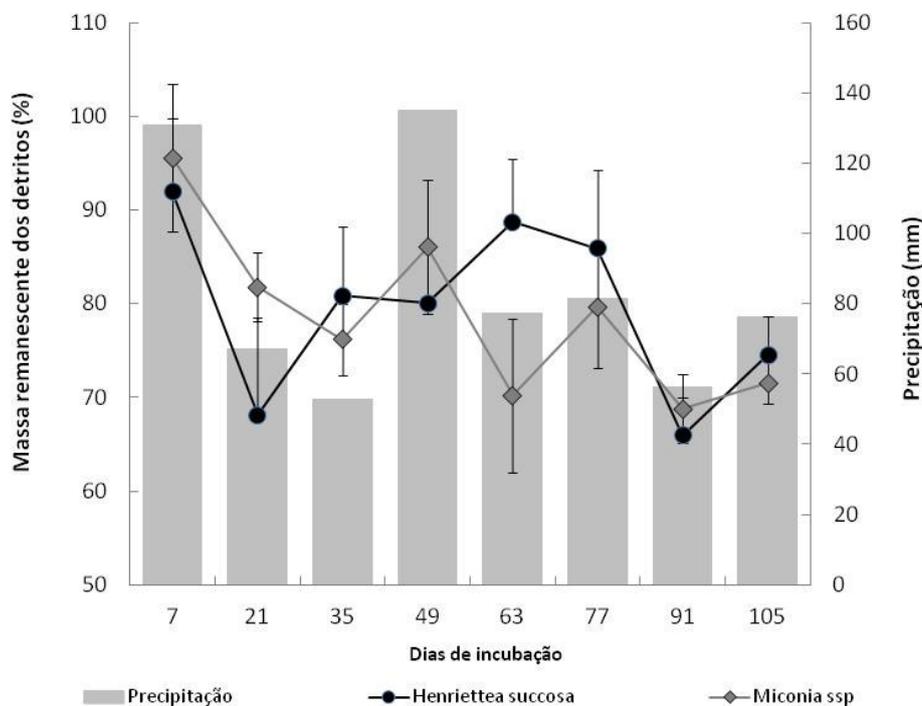


Figura 11- Massa remanescente dos detritos foliares nas espécies *Henriettea succosa* e *Miconia* spp em função do tempo de incubação no riacho (marcador = média, traços = desvio padrão)

Ao final dos 105 dias, os detritos das espécies estudadas, mantiveram a mesma ordem de decaimento apresentada inicialmente nos coeficientes de decomposição, chegando ao final do experimento equivalentes, com K de $0,0032 \text{ dia}^{-1}$, não sendo observadas diferenças significativas.

Correlações entre as taxas de decomposição, parâmetros abióticos e nutrientes

Dentre os parâmetros abióticos analisados, apenas temperatura apresentou correlação positiva com a taxa de decomposição para ambas as espécies estudadas ($p < 0,05$) (Figura 12).

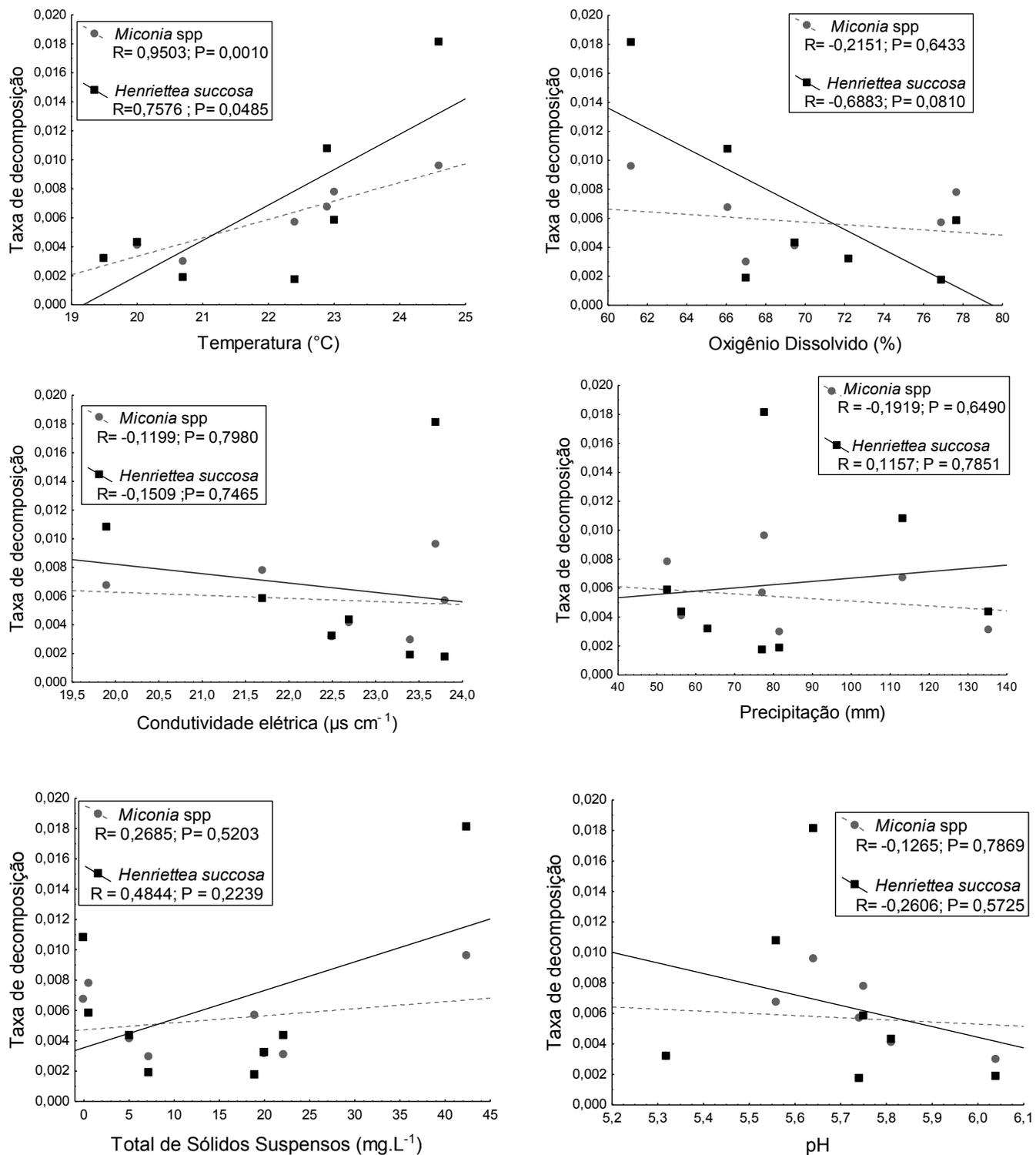


Figura 12-Correlação dos parâmetros do riacho com a taxa de decomposição dos detritos foliares da *Henriettea succosa* e *Miconia spp*.

Em relação ao NT e PT dos riachos apenas o nitrogênio apresentou correlação positiva com a decomposição foliar para ambas as espécies estudadas ($p < 0,05$) (Figura 13).

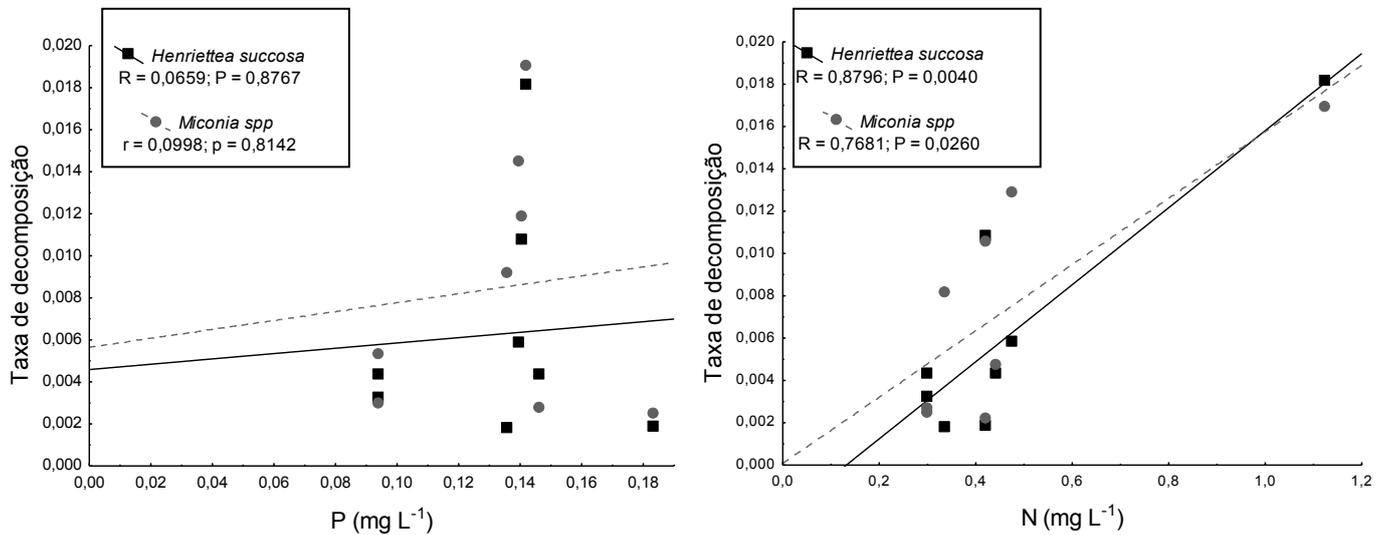


Figura 13- Correlação das concentrações de nutrientes dissolvidos na água do riacho com a taxa de decomposição dos detritos foliares da *Henriettea succosa* e *Miconia spp*.

Por outro lado, em relação às razões N:P apresentaram correlação negativa apenas para a espécie *Miconia spp* (Figura 14).

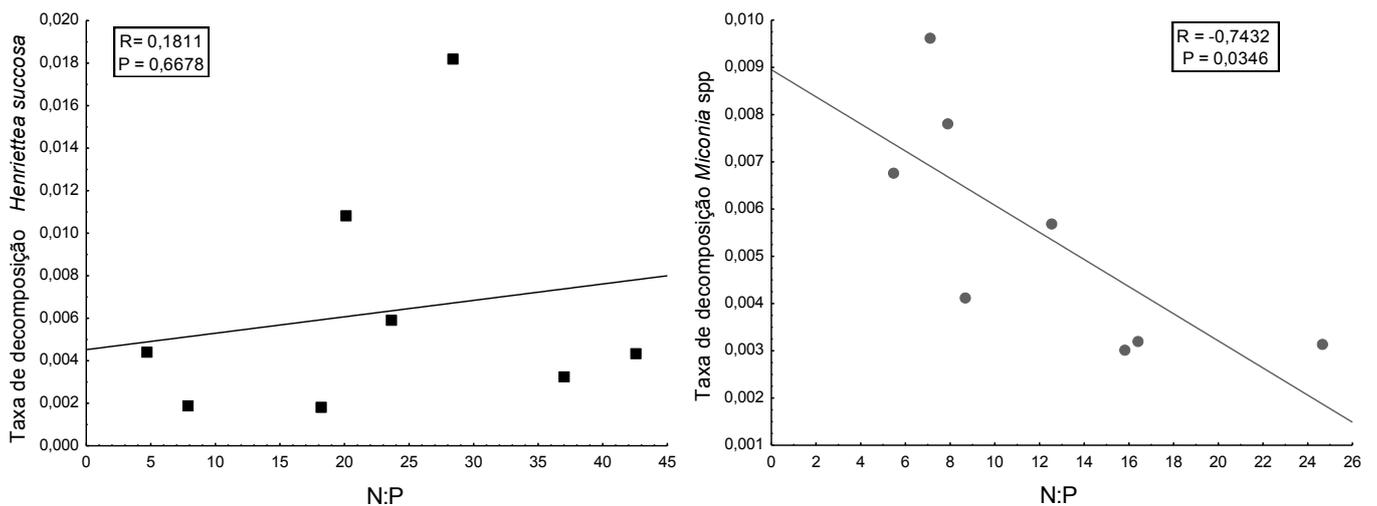


Figura 14- Correlação das taxas de decomposição com a razão N:P dos detritos foliares da *Henriettea succosa* e *Miconia spp*.

5 DISCUSSÃO

A velocidade das taxas de decomposição podem ser evidenciadas pelo favorecimento de nutrientes, tais como N e P, e características iniciais dos detritos, uma vez que preferencialmente os organismos se desenvolvem nos detritos que apresentam uma melhor qualidade nutricional, conferindo uma maior palatabilidade (GRAÇA, 2001).

Com base nos resultados obtidos, os coeficientes de decomposição dos detritos foliares da *Henriettea succosa* e *Miconia* spp, segundo o modelo proposto por Gonçalves et al., (2013) foram considerados intermediários. Estes resultados diferem dos observados em outros estudos em Mata Atlântica, onde os autores descrevem os valores de K como rápido $> 0,010 \text{ dia}^{-1}$ (ABELHO et al., 2010).

No entanto, estes valores se assemelham a outros estudos realizados em outras regiões tropicais sendo o coeficiente de decomposição da *Henriettea succosa* muito similar a outras espécies pioneiras encontradas em zonas ripárias, tais como *Myrcia guyanensis* e *Emmotum* com valores de K de $0,0063 \text{ dia}^{-1}$ (MORETTI et al., 2007).

Em linhas gerais, a velocidade com que o processo de decomposição ocorre está diretamente atrelada às características dos detritos. Tem sido demonstradas que altas concentrações de lignina, fenol e celulose inibem a atividade microbiana, a colonização de insetos e conseqüentemente reduz a decomposição e quebra dos detritos foliares (STOUT, 1989).

Contudo, alguns estudos em ambientes tropicais reportam que os compostos secundários tais como lignina e celulose não exercem uma forte influência na decomposição dos detritos nas espécies tropicais, sendo estes compostos rapidamente lixiviados na primeira semana de incubação (ARDÓN; STALLCUP; PRINGLE, 2006, ARDÓN; PRINLGE, 2008).

A rápida lixiviação dos compostos secundários mostra que a decomposição dos detritos está fortemente, relacionada aos teores de lignina e celulose, visto que são compostos de difícil degradação, os quais conferem

dureza e rigidez aos detritos, o que retarda o processo de decomposição (GONÇALVES et al., 2007).

No presente estudo não foi possível observar diferenças significativas no teor de lignina, fenóis e nutrientes entre as espécies e conseqüentemente não foram observadas diferenças na taxa de decomposição. Ao compararmos as características iniciais dos detritos foliares da *Henriettea succosa* e *Miconia* spp, com a velocidade da decomposição, apenas razão N:P, concentrações de P e celulose diferiram significativamente entre os detritos.

Ao fim do experimento as duas espécies mantiveram o mesmo padrão de decaimento, chegando praticamente com valores equivalentes no final. Isso provavelmente se deve ao fato de que as espécies estudadas são pertencentes à mesma família (MARKS, 2006) a por apresentarem semelhanças químicas nos teores de lignina, polifenóis e nitrogênio.

Os detritos tanto de *Miconia* spp quanto de *Henriettea succosa*, apresentaram aumentos e perdas fósforo durante todo o período de incubação. Essas variações estão relacionadas a imobilização e liberação deste nutriente, pelos microrganismos estimulando a atividade microbiana (GONÇALVES JR., 2005). O Mesmo padrão foi observado para o nitrogênio, que apesar de não ter apresentado diferenças significativas também aumentou durante o experimento reforçando assim a imobilização pelos microrganismos (BERGLUND, 2012).

Quando o N e o P dos detritos foliares se tornam limitantes á ação microbiana, esses organismos fixam então o N e o P externo, para continuarem com seu metabolismo durante o processamento da matéria orgânica (BERGLUND, 2012, SCHIMEL et al., 2004). Estes nutrientes podem então, ser novamente disponibilizados para o sistema, pelo processo de remineralização da matéria orgânica (MCCLAIN et al., 2001).

A decomposição das folhas e da matéria orgânica em rios e riachos não depende somente das características químicas do detrito. Fatores hidrológicos, como precipitação e vazão, e características estruturais do riacho, tais como sinuosidade, represamento por detritos orgânicos, proporção de áreas de remanso e corredeira influenciam diretamente nesse processo (ABELHO 2001).

Apesar de não terem sido encontradas diferenças significativas entre as espécies, ambas apresentaram uma perda de massa e um aumento no

coeficiente de decomposição significativa nos primeiros dias de incubação. Essa rápida perda de massa, dos detritos, nos primeiros 15 dias de incubação, pode ter sido resultado do alto índice de precipitação no começo do experimento, o que pode ter ocasionado na ruptura dos detritos, tornando os detritos mais quebradiços (BOULTON; BOON, 1991, ARDON; PRINGLE, 2008).

A precipitação e conseqüente aumento da vazão influenciam diretamente no processo de retenção e exportação dos detritos em virtude da mudança na morfologia do canal. A retenção dos detritos tende a reduzir com o aumento da vazão e da precipitação (AUSTIN; VITOUSEK, 2000; ABELHO 2001, MENÉNDEZ et al., 2011).

Assim como no presente estudo, riachos em ecossistemas tropicais também demonstram um aumento no coeficiente de decomposição e redução na massa remanescente dos detritos (AUSTIN; VITOUSEK, 2000). Os principais fatores responsáveis por essas variações são a abrasão e/ou fragmentação conseqüentes do aumento da vazão.

No caso do riacho estudado eventos de chuva significativos implicam em um aumento muito rápido da vazão e eventuais alagamentos das zonas adjacentes ao riacho. Este processo pôde ser observado logo após um evento significativo de chuva na segunda semana de experimento (21 dias), onde também foi observado um aumento no coeficiente de decomposição.

O mesmo padrão não foi observado na quinta semana, pois neste período os detritos já haviam perdido aproximadamente 20% da massa inicial o que indicaria uma nova fase do processo de decomposição como condicionamento ou fragmentação. Nesta fase há um aumento da colonização por micro-organismos como fungos e bactérias.

Fatores como a química da água (temperatura, pH e concentração de nutrientes), as características química do detrito (lignina, celulose, polifenóis e % de N e P) ou até as características estruturais de cada espécie são considerados importantes fatores controladores da colonização microbiana em detritos foliares e determinam sua abundância e desenvolvimento (ABELHO, 2001).

De modo geral, os coeficiente de decomposição das espécies, foram intrinsecamente relacionados, com as concentrações de nutrientes dissolvidos

no riacho (N e P), temperatura da água e razão N:P dos detritos. Assim, a semelhança nos coeficientes de decomposição mostraram que a velocidade com que ocorre está fortemente relacionada á tais características.

O início da fase de condicionamento nos detritos pode ser confirmado pelos resultados da espécie *Miconia* spp que apontam um incremento de massa remanescente nos detritos na quarta semana (dia 49) indicando a possível proliferação de biofilme que pode estar associado a uma maior concentração de nitrogênio disponível no riacho.

Estudos em áreas com diferentes graus de eutrofização demonstraram que a decomposição da espécie *Alnus glutinosa* foi favorecida pela maior disponibilidade de nutrientes na água. Apesar dos efeitos dos nutrientes serem dependentes da composição química do detrito e da disponibilidade de N e P no ambiente, no geral, as taxas de decomposição são maiores quando a razão N:P supre as demandas de recursos para os microorganismos (MENÉNDEZ et al. , 2011).

Nesse sentido as características do ambiente aquático, exercem influências na decomposição dos detritos vegetais, porém é necessário avaliar as particularidades de cada ambiente em conjunto com os componentes intrínsecos da vegetação (ROYER; MINSHALL, 2003). Os coeficientes de decomposição dos detritos foliares, para ambas as espécies nesse estudo, foi relacionada a presença de N e P na água, sendo o N a forma predominante no riacho e também nos detritos (SUBERKROPP et al., 2010).

Diversos estudos tem demonstrado que a decomposição de detritos foliares está positivamente relacionada ao aumento da disponibilidade de N e de P (MENÉNDEZ et al., 2011; CHEEVER; WEBSTER 2014, CIZUNGU et al., 2014; SILVA–JUNIOR et al., 2014).

De maneira geral, não foram encontradas correlações da decomposição com a maioria das variáveis abióticas do riacho (pH, condutividade elétrica, total de sólidos dissolvidos, OD% e vazão). Mesmo padrão foi encontrado por Augusto (2015) onde que estes parâmetros não foram preponderantes na taxa de decomposição.

No entanto, assim como os nutrientes, a temperatura da água foi positivamente correlacionada com o coeficiente de decomposição de ambas as espécies. A temperatura é um importante fator determinante na atividade dos

microorganismos e dos processos relacionados a eles em rios e riachos (CHEEVER; WEBSTER 2014).

Temperaturas mais elevadas influenciam na quebra do detrito foliar em diversos ambientes, tanto aquáticos como terrestres. Os valores da temperatura, encontrados nesse estudo estão dentro do intervalo considerado adequado à proliferação de fungos e bactérias, entre 15 a 20 °C. (SUBERKROPP; CHAUVET, 1995; GULIS; SUBERKROPP, 2003, WONG et al., 1998).

Os maiores valores da taxa de decomposição estão diretamente relacionados a altas temperaturas da água (WEBSTER; BENFILED, 1986) favorecendo o aumento da atividade de microorganismos e estimulando a atividade de macroinvertebrados (PEREIRA et al., 2017).

Estudos realizados tanto em ambientes tropicais quanto em ambientes temperados tem demonstrado que a rápida colonização por fungos e bactérias está fortemente atrelada a temperatura e nutrientes, sendo estes os fatores preponderantes na quebra dos detritos foliares (GONÇALVES; GRAÇA; CALLISTO, 2006, MATHURIAU; CHAUVET , 2002).

As semelhanças nas características iniciais dos detritos e no final, expostos às mesmas características do riacho podem ter influenciado na velocidade com que ocorreu a decomposição. A junção de fatores com à precipitação, nutrientes e temperatura pode ter sido o principal responsável pelos resultados obtidos.

No entanto, estudos devem ser realizados no intuito de se avaliar a atividade de microorganismos e dos macroinvertebrados na mesma área para determinar o quanto estes dois componentes interferem na decomposição dessas espécies.

6 CONCLUSÃO

O presente estudo demonstrou que os coeficientes de decomposição das espécies *Henriettea succosa* e *Miconia* spp, foram similares em função da semelhança nas características químicas das espécies. Dentre os fatores avaliados neste estudo, a precipitação, temperatura e concentração de nitrogênio e fósforo na água parecem exercer importante papel na decomposição dos detritos influenciando principalmente nos processos de lixiviação (precipitação) e no condicionamento (imobilização de N e P por microorganismos).

Cabe ressaltar que alguns parâmetros como comunidade de macroinvertebrados associados aos detritos e colonização de fungos devem ser realizados em estudos futuros para um melhor entendimento dos processos que determinam a decomposição dessas espécies na zona ripária.

7 REFERÊNCIAS

ABELHO, M. et al. Nutrient addition does not enhance leaf decomposition in a Southeastern Brazilian stream (Espinhaço mountain range). **Brazilian Journal of Biology**, v. 70, n. 3, p. 747-754, 2010.

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

ALBUQUERQUE, L.B., AQUINO, F.G., COSTA, L.C., MIRANDA, Z.J.G., SOUSA, S.R. Espécies de melastomataceae juss. com potencial para restauração ecológica de mata ripária no cerrado. **Polibotânica**, n. 35, pp. 1-19, 2013

ALMEIDA, D. S. **Recuperação ambiental da mata atlântica**. SciELO-Editus-Editora da UESC, 2016.

ALVES, A.R.; SOUTO, J.B.; SOUTO, P.C. Aporte e decomposição de serapilheira em área de caatinga na Paraíba. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, v.6, n.2, p.194-203, 2006.

ARDÓN, M.; STALLCUP, L. A.; PRINGLE, C. M. Does leaf quality mediate the stimulation of leaf breakdown by phosphorus in Neotropical streams?. **Freshwater Biology**, v. 51, n. 4, p. 618-633, 2006.

ARDÓN. M.; PRINGLE, C. M. Do secondary compounds inhibit microbial-and insect-mediated leaf breakdown in a tropical rainforest stream, Costa Rica?. **Oecologia**, v. 155, n. 2, p. 311-323, 2008.

ASMAR, S. R. E.; ANDRADE, M. P. Geografia da Microrregião Cacaueira Itabuna BA. Comissão Executiva do Plano da Lavoura Cacaueira, Ilhéus, 1977.

ATLÂNTICA, S.O.S Mata. INPE. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica-período 2016-2017**.

AUGUSTO, F. G. **Macroinvertebrados aquáticos na decomposição de plantas C3 e C4 em riachos da Serra do Mar, SP: comparação entre floresta e pastagem**. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo. 2015

AUSTIN, A. T.; VITOUSEK, P. M. Precipitation, decomposition and litter decomposability of *Metrosideros polymorpha* in native forests on Hawai'i. **Journal of Ecology**, v. 88, n. 1, p. 129-138, 2000.

BARLOCHER, F.; GRAÇA, A.S. (2005). Total phenolics. In: Graça, M. A. S.; Barlocher, F.; Gessner, M. O. (eds), *Methods to Study Litter Decomposition: A Practical Guide*, 115-120. Springer. The Netherlands.

BEDETTI, C. S. et al. Abiotic factors modulate phenotypic plasticity in an apomictic shrub [*Miconia albicans* (SW.) Triana] along a soil fertility gradient in a Neotropical savanna. **Australian Journal of Botany**, v. 59, n. 3, p. 274-282, 2011.

BENFIELD, E. F. Decomposition of Leaf In: HAUER, F. R.; LAMBERTI, G. A. **Methods in Stream Ecology**. ed: Second Edition. 2007. 875p.

BERGLUND, L. **The interaction between carbon and nitrogen during litter decomposition**. 2012.

BERKOWITZ, J. F. et al. Investigation of biogeochemical functional proxies in headwater streams across a range of channel and catchment alterations. **Environmental management**, v. 53, n. 3, p. 534-548, 2014.

BITAR, A.L; ANTONIO, R.M.;BIANCHINI, J.I. Degradação anaeróbia de folhas e galhos, cascas e serapilheira. **Acta limnologica Brasiliense**, Rio Claro, v 14 p.17-26, 2002.

BJELKE, Ulf. Processing of leaf matter by lake-dwelling shredders at low oxygen concentrations. **Hydrobiologia**, v. 539, n. 1, p. 93-98, 2005.

BOCOCK, K. L.; GILBERT, O.J.W. The disappearance of litter under different woodland conditions. *Plant and Soil*, v.9, n.2, p.179-185, 1957.

BOULTON, A. J.; BOON, P. I. A review of methodology used to measure leaf litter decomposition in lotic environments: time to turn over an old leaf?. **Marine and Freshwater Research**, v. 42, n. 1, p. 1-43, 1991.

CANHOTO, C.; GRAÇA, M. AS. Decomposition of *Eucalyptus globulus* leaves and three native leaf species (*Alnus glutinosa*, *Castanea sativa* and *Quercus faginea*) in a Portuguese low order stream. **Hydrobiologia**, v. 333, n. 2, p. 79-85, 1996.

CHAKONA, A. et al. Changes in biota along a dry-land river in northwestern Zimbabwe: declines and improvements in river health related to land use. **Aquatic ecology**, v. 43, n. 4, p. 1095-1106, 2009.

CHEEVER, B.; WEBSTER, J. R. Effects of consumers and nitrogen availability on heterotrophic microbial activity during leaf decomposition in headwater streams. **Freshwater biology**, v. 59, n. 8, p. 1768-1780, 2014.

DOSSKEY, .G. et al. The role of riparian vegetation in protecting and improving chemical water quality in streams1. **JAWRA Journal of the American Water Resources Association**, v. 46, n. 2, p. 261-277, 2010.

FARJALLA, V.F.; MARINHO, C.C.; ESTEVES, F.A. Uptake of oxygen in the initial stages of decomposition of aquatic macrophytes and detritus from terrestrial vegetation in a tropical coastal lagoon. **Acta Limnologica Brasiliensia**, Rio Claro, v. 11, p. 185-193, 1999.

FLINDT, M.R.; LILLEBO, A. I. Determination of total nitrogen and phosphorus in leaf litter, In: GRAÇA, M.L.; BARLOCHER, F.; GESSNER, M.O. **Methods to Study Litter Decomposition: A Practical Guide**. Springer. 2005. 313 p.

FLORES, T.B. Guia ilustrativo para identificação das plantas da Mata Atlântica: Lagado das Águas: reserva Votoarim. São Paulo: Oficina de texto, 2015.

GESSNER, M. O. Ergosterol as a measure of fungal biomass. In: **Methods to study litter decomposition**. Springer, Dordrecht, p. 189-195, 2005.

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

GOLDENBERG, R. et al. Nomenclator botanicus for the neotropical genus *Miconia* (Melastomataceae: Miconieae). **Phytotaxa**, v. 106, n. 1, p. 1-171, 2013.

GONÇALVES, J. F. Decomposição de detritos foliares em riachos: composição química, invertebrados e microrganismos (Tese) 2005. Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte (MG), Brasil.

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

GONÇALVES, J. F. et al. Uma visão sobre a decomposição foliar em sistemas aquáticos brasileiros. **Insetos Aquáticos: Biologia, Ecologia e Taxonomia**. (Eds N. Hamada, E. Wolanski, JL Nessimian, and RB Querino.) pp, p. 1-41, 2013.

GONÇALVES, J. F.; CALLISTO, M. Organic-matter dynamics in the riparian zone of a tropical headwater stream in Southern Brasil. **Aquatic Botany**, v. 109, p. 8-13, 2013.

GONÇALVES, J. F.; GRAÇA, M.; CALLISTO, M. Leaf-litter breakdown in 3 streams in temperate, Mediterranean, and tropical Cerrado climates. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 25, n. 2, p. 344-355, 2006.

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

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

GRAÇA, M.L.; BARLOCHER, F.; GESSNER, M. O. **Methods to Study Litter Decomposition: A Practical Guide**. Springer. 313 p. 2005.

GRASSHOFF, K.; ERHARDT, M.; KREMILING, K. **Methods of seawater analysis**. Verlag chemie, Weinheim, p. 125-187, 1983.

GREGORY, S.V. et al. An ecosystem perspective of riparian zones. **BioScience**, v. 41, n. 8, p. 540-551, 1991.

GUECKER, B. et al. Impacts of agricultural land use on ecosystem structure and whole-stream metabolism of tropical Cerrado streams. **Freshwater Biology**, v. 54, n. 10, p. 2069-2085, 2009.

GULIS, V.; et al. Stimulation of leaf litter decomposition and associated fungi and invertebrates by moderate eutrophication: implications for stream assessment. **Freshwater Biology**, v. 51, n. 9, p. 1655-1669, 2006.

GULIS, V; SUBERKROPP, K. Effect of inorganic nutrients on relative contributions of fungi and bacteria to carbon flow from submerged decomposing leaf litter. **Microbial ecology**, v. 45, n. 1, p. 11-19, 2003.

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

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). Manual técnico da vegetação brasileira. Rio de Janeiro: IBGE, 1992.

JONSSON, M.; WARDLE, D. A. Context dependency of litter-mixing effects on decomposition and nutrient release across a long-term chronosequence. **oikos**, 117, p. 1674 -1682, 2008.

LANDAU, E.C. Normais de Precipitação no Sudeste da Bahia, Brasil. In: PRADO P.I. et al., (orgs.). Corredor de Biodiversidade da Mata Atlântica do Sul da Bahia. Publicação em CD-ROM, Ilhéus, IESB/CI/CABS/UFMG/UNICAMP, Ilhéus. (2003).

LI, A. OY; NG, et al. Effects of leaf toughness and nitrogen content on litter breakdown and macroinvertebrates in a tropical stream. **Aquatic Sciences**, v. 71, n. 1, p. 80-93, 2009.

MARTINI, A. M. Z. et al. A hot-point within a hot-spot: a high diversity site in Brazil's Atlantic Forest. **Biodiversity and Conservation**, v. 16, n. 11, p. 3111-3128, 2007.

MARTINS, A.B. et al. O gênero *Miconia* Ruiz & Pav. (Melastomataceae) no Estado de São Paulo. **Acta botânica brasílica**, 1996.

MATHURIAU, C; CHAUVET, E. Breakdown of leaf litter in a neotropical stream. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 21, n. 3, p. 384-396, 2002.

MCCLAIN, M. E.; ELSENBEEER, H. Terrestrial inputs to Amazon streams and internal biogeochemical processing. **The biogeochemistry of the Amazon Basin**, p. 185-208, 2001.

MCCLAIN, M. E. et al. Nutrient cycles and responses to disturbance. **River ecology and management: lessons from the Pacific Coastal ecoregion**. New York NY: Springer, p. 347-372, 1998.

MEEK, C. S.; et al. A river runs through it: land-use and the composition of vegetation along a riparian corridor in the Cape Floristic Region, South Africa. **Biological Conservation**, v. 143, n. 1, p. 156-164, 2010.

MÉNDEZ-TORIBIO, M; et al. Effect of land use on the structure and diversity of riparian vegetation in the Duero river watershed in Michoacán, Mexico. **Plant Ecology**, v. 215, n. 3, p. 285-296, 2014.

MENÉNDEZ, M. et al. Leaf litter breakdown in Mediterranean streams: effect of dissolved inorganic nutrients. **Hydrobiologia**, v. 669, n. 1, p. 143, 2011.

MIDDLETON, B. A.; MCKEE, K. L. Degradation of mangrove tissues and implications for peat formation in Belizean island forests. **Journal of Ecology**, v. 89, n. 5, p. 818-828, 2001.

MOORE, J. C. et al. Detritus, trophic dynamics and biodiversity. **Ecology letters**, v. 7, n. 7, p. 584-600, 2004.

MOREAU, A. M. S. S. et al. Caracterização de solos de duas topos sequências em tabuleiros costeiros do sul da Bahia. **R. Bras. Ci. Solo**, 30, p.1007-1019, 2006.

MORETTI, M. et al. Leaf breakdown in two tropical streams: differences between single and mixed species packs. **Limnologia-Ecology and Management of Inland Waters**, v. 37, n. 3, p. 250-258, 2007.

MOULTON, T. P. et al. Macroconsumers are more important than specialist macroinvertebrate shredders in leaf processing in urban forest streams of Rio de Janeiro, Brazil. **Hydrobiologia**, v. 638, n. 1, p. 55-66, 2010.

NAIMAN, R. J. et al. Origins, patterns, and importance of heterogeneity in riparian systems. In: **Ecosystem function in heterogeneous landscapes**. Springer, New York, NY. p. 279-309, 2005

PALHARES, J. C. P. et al. **Medição da vazão em rios oeli método do flutuador**. Embrapa Suínos e Aves, 2007.

PEREIRA, E. S; DUVAL, et al. Decomposition from legume and non-legume crop residues: effects on soil organic carbon fractions under controlled conditions. **Spanish Journal of Soil Science**, v. 7, n. 2, p. 86-96, 2017.

PETERSEN, R.C.; CUMMINS, K.W. Leaf processing in a woodland stream. **Freshwater Biology**, v. 4, p.345-368, 1974.

RODRIGUES, L. A. et al. Florística e estrutura da comunidade arbórea de um fragmento florestal em Luminárias, MG. **Acta Botanica Brasilica**, v. 17, n. 1, p. 71-87, 2003.

ROSEMOND, Amy D. et al. Experimental nutrient additions accelerate terrestrial carbon loss from stream ecosystems. **Science**, v. 347, n. 6226, p. 1142-1145, 2015.

ROSEMOND, Amy D. et al. Landscape variation in phosphorus concentration and effects on detritus-based tropical streams. **Limnology and Oceanography**, v. 47, n. 1, p. 278-289, 2002.

ROYER, T. V.; MINSHALL, G. W. Controls on leaf processing in streams from spatial-scaling and hierarchical perspectives. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 22, n. 3, p. 352-358, 2003.

SCHIMEL, J.P. et al. Nitrogen mineralization: challenges of a changing paradigm. **Ecology**, v. 85, n. 3, p. 591-602, 2004.

SCORIZA, R. N. et al. Métodos para coleta e análise de serrapilheira aplicados à ciclagem de nutrientes. **Floresta e ambiente**, v. 2, n. 2, p. 1-18, 2012.

SILVA, L. P. **Dinâmica de nitrogênio em microbacias em remanescentes de mata atlântica (itacaré-uruçuca/ba). 2012.** Dissertação (Mestrado Acadêmico)-Universidade Estadual de Santa Cruz, Ilhéus–BA.

SILVA-JUNIOR, E. f. et al. Leaf decomposition and ecosystem metabolism as functional indicators of land use impacts on tropical streams. **Ecological Indicators**, v. 36, p. 195-204, 2014.

SILVA-JUNIOR, E. F.; MOULTON, T. P. Ecosystem functioning and community structure as indicators for assessing environmental impacts: leaf processing and macroinvertebrates in Atlantic forest streams. **International Review of Hydrobiology**, v. 96, n. 6, p. 656-666, 2011.

SILVA-JÚNIOR, M. C. Comparação entre matas de galeria no Distrito Federal e a efetividade do código florestal na proteção de sua diversidade arbórea. 2001.

SILVEIRA, F. A. et al. Evolution of physiological dormancy multiple times in Melastomataceae from Neotropical montane vegetation. **Seed Science Research**, v. 22, n. 1, p. 37-44, 2013.

SOUZA, J. C. et al. Nitrogen dynamics in soil solution under different land uses: Atlantic forest and cacao–cabruca system. **Systems**, p. 1-11. 2017.

STOUT, R.J. Effects of condensed tannins on leaf processing in mid-latitude and tropical streams: a theoretical approach. **Canadian Journal of Fish and Aquatic Science** v. 46, p.1097–1106, 1989.

SUBERKROPP, K. et al. Ecosystem and physiological scales of microbial responses to nutrients in a detritus-based stream: Results of a 5-year continuous enrichment. **Limnology and Oceanography**, v. 55, n. 1, p. 149-160, 2010.

SUBERKROPP, K; CHAUVET, E. Regulation of leaf breakdown by fungi in streams: influences of water chemistry. **Ecology**, v. 76, n. 5, p. 1433-1445, 1995.

SUGA, C. M.; TANAKA, M.O. Influence of a forest remnant o macroinvertebrate communities in a degraded tropical stream. **Hydrobiologia**, v. 703, n. 1, p. 203-213, 2013.

SWAN, Cr. M.; PALMER, M. A. Leaf diversity alters litter breakdown in a Piedmont stream. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 23, n. 1, p. 15-28, 2004.

THOMAS, S M. et al. Influences of land use and stream size on particulate and dissolved materials in a small Amazonian stream network. **Biogeochemistry**, v. 68, n. 2, p. 135-151, 2004.

TOWNSEND, A. R. et al. Controls over foliar N: P ratios in tropical rain forests. **Ecology**, v. 88, n. 1, p. 107-118, 2007.

TREVISAN, A.; HEPP, L. U. Dinâmica de componentes químicos vegetais e fauna associada ao processo de decomposição de espécies arbóreas em um riacho do norte do Rio Grande do Sul, Brasil. **Neotropical Biology and Conservation**, v. 2, n. 1, p. 55-60, 2007.

TRIOLA, M. F. **Elementary statistics**. Reading, MA: Pearson/Addison-Wesley, 2006.

TUNDISI, J.G. Recursos hídricos no futuro: problemas e soluções. **Estudos avançados**, v. 22, n. 63, p. 7-16, 2008.

VAN RYCKEGEM, G.; GESSNER, M. O.; VERBEKEN, A. Fungi on leaf blades of *Phragmites australis* in a brackish tidal marsh: diversity, succession, and leaf decomposition. **Microbial ecology**, v. 53, n. 4, p. 600-611, 2007.

VANHOLME, R. et al. Lignin biosynthesis and structure. **Plant physiology**, v. 153, n. 3, p. 895-905, 2010.

VANNOTE, R. L. et al. The river continuum concept. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.** v. 37, p. 130-137, 1980.

VINK, S. et al. Contrasting nutrient exports from a forested and an agricultural catchment in south-eastern Australia. *Biogeochemistry*, 84(3), 247-264.

WALLACE, J. B. et al. Long-term dynamics of coarse particulate organic matter in three Appalachian Mountain streams. *Journal of the North American Benthological Society*, v. 14, n. 2, p. 217-232, 1995.

WALLACE, J. B. et al. Multiple trophic levels of a forest stream linked to terrestrial litter inputs. *Science*, v. 277, n. 5322, p. 102-104, 1997.

WANTZEN, K. M. et al. Organic matter processing in tropical streams. In: **Tropical stream ecology**. Academic Press, 2008. p. 43-64.

WANTZEN, K. M. et al. Organic Matter Processing in Tropical Streams. In DUDGEON, D. D. (Ed). **Tropical stream ecology**. Academic Press, 2011. p. 343.

WEBSTER, J. R.; BENFIELD, E. F. Vascular plant breakdown in freshwater ecosystems. *Annual review of ecology and systematics*, v. 17, n. 1, p. 567-594, 1986.

WEBSTER, J. R.; MEYER, J. L. Organic matter budgets for streams: a synthesis. *Journal of the North American Benthological Society*, v. 16, n. 1, p. 141-161, 1997.

WONG, M. K. M. et al. Role of fungi in freshwater ecosystems. *Biodiversity & Conservation*, v. 7, n. 9, p. 1187-1206, 1998.