

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS DA AMAZÔNIA - INPA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENTOMOLOGIA

**DECOMPOSIÇÃO FOLIAR EM RIACHOS AMAZÔNICOS: ÊNFASE NA
COMUNIDADE DE INVERTEBRADOS AQUÁTICOS E NA BIOMASSA DE
FUNGOS**

BIANCA MAÍRA DE PAIVA OTTONI BOLDRINI

Manaus, Amazonas

Agosto, 2015

BIANCA MAÍRA DE PAIVA OTTONI BOLDRINI

**DECOMPOSIÇÃO FOLIAR EM RIACHOS AMAZÔNICOS: ÊNFASE NA
COMUNIDADE DE INVERTEBRADOS AQUÁTICOS E NA BIOMASSA DE
FUNGOS**

ORIENTADORA: Neusa Hamada, Dra.

COORIENTADORA: Sheyla Regina Marques Couceiro, Dra.

Tese apresentada ao Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA) como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutora em Ciências Biológicas, área de concentração em Entomologia.

Manaus, Amazonas

Agosto, 2015

RELAÇÃO DA BANCA EXAMINADORA

Dr. Felipe Arley da Costa Pessoa

Fundação Oswaldo Cruz – FIOCRUZ/Amazonas

Dr. Jansen Fernandes Medeiros

Fundação Oswaldo Cruz – FIOCRUZ/Rondônia

Dra. Gilcélia Melo Lourido

Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – INPA/AM

Dra. Vanderly Andrade Souza

Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – INPA/AM

Dra. Veracilda Ribeiro Alves

Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – INPA/AM

B687 Boldrini, Bianca Maira de Paiva Ottoni
Decomposição foliar em riachos Amazônicos: ênfase na comunidade
de invertebrados aquáticos e na biomassa de fungos / Bianca Maira
de Paiva Ottoni Boldrini. --- Manaus: [s.n.], 2015.
137 f.

Tese (Doutorado) --- INPA, Manaus, 2015.
Orientador: Neusa Hamada
Coorientador: Sheyla Regina Marques Couceiro
Área de concentração: Entomologia

1. Insetos aquáticos. 2. Fungos. 3. Decomposição Foliar. I. Título.

CDD 595.7

Sinopse:

Estudou-se a decomposição foliar em riachos amazônicos, dando ênfase aos efeitos da qualidade química dos detritos e estado foliar na comunidade de invertebrados aquáticos e da biomassa fúngica associada à decomposição dos detritos. Além disso, foi avaliado o efeito da densidade de invertebrados aquáticos no coeficiente de decomposição e uma nova categorização de velocidade de decomposição foliar foi sugerida.

Palavras-chave: Amazônia, ergosterol, insetos aquáticos, matéria orgânica.

*Aos meus pais (Eneida Varela e
Marcus Ottoni) pelo amor
incondicional.*

AGRADECIMENTOS

Antes de qualquer agradecimento mais pessoal, agradeço ao Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA) do Amazonas e de Roraima, à Coordenação de Biodiversidade e ao Programa de Pós-Graduação em Entomologia (PPg-Ent) por me receberem e permitirem a realização deste trabalho, oferecendo toda infraestrutura e logística necessária.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico por conceder o financiamento para a realização deste trabalho e minha bolsa de doutorado.

Agradeço aos professores do PPg-Ent que além de me oferecerem os fundamentos teóricos sobre entomologia, me ensinaram a amar ainda mais esses seres tão diminutos. Em especial, gostaria de agradecer ao Professor Dr. José Albertino Rafael que pelo pouco convívio, já foi capaz de me demonstrar o olhar carinhoso que deveremos ter com a entomofauna. À professora Ruth Leila Ferreira Keppler que nos ensina que a ciência pode ser feita com alegria. Ao professor Dr. José Wellington Morais, que em sua simplicidade nos ensina a ser coerentes em nossas escolhas. Ao professor Dr. Jorge Souza: (véio) você faz diferença nessa pós-graduação! Obrigada por aguentar minhas bobagens (“*ants is*”) e meus questionamentos imaturos. Aprendi muito com você!

Quero agradecer a três pessoas que firezam parte de minha vida acadêmica: Dr. Jansen Medeiros, minha coorientadora Dra. Sheyla Couceiro e a orientadora Dra. Neusa Hamada. Essas três pessoas foram capazes de me receber sem nem me conhecer e cada um ao seu modo, me ensinou o que é ser pesquisador. Sei que nem sempre concordei com tudo, na realidade acho que vocês três tiveram muito trabalho em me “educar”. Minha essência rebelde nunca sumiu. Sempre irei protestar o óbvio, desconfiar da normalidade e ir de encontro ao que a maioria aceita! Pelo menos vocês conseguiram me ensinar o fundamento básico de um pesquisador: ser questionador. Tudo bem...preciso melhorar minha fundamentação teórica em discussões e retocar algumas regras de convívio! Mas de certo, eu tenho certeza que melhorei muito nesses últimos anos.

Quero agradecer aos meus amigos de pós-graduações que durante muito tempo foram as únicas pessoas a entenderem as dificuldades que enfrentamos nesse momento de nossas vidas. Ao lado deles, coletar insetos, fazer a caixa entomológica, abrir barata e desenhar toda a morfologia dos insetos, foi muito mais agradável. Assim, agradeço à (ao):

Mery Holanda, eu ainda espero aquela introdução de fisiologia! Obrigada por fazer a coleta e o assassinato de baratas uma coisa bem natural e pouco nojenta.

Caroline Maldaner (Cacau) siga em frente menina, você tem um grande futuro! Obrigada por me ajudar a coletar, processar e etiquetar minhas amostras. Foi muito mais divertido quando você estava presente.

Juciane Conceição (Jucy), eu aprendi com você que a vida pode ser doce mesmo em momentos mais difíceis. Sim, sabíamos o que iríamos passar (como aquele médico do posto de saúde falou), mas não imaginávamos que seria daquela forma, não é mesmo? Amiga, te admiro muito!

Tatiane Becker (Tati), “you are my person”! Não imaginava ter tanto amor por uma pessoa tão diferente de mim. Eu adorava seus gráficos coloridos na disciplina de estatística!!! Tinha plena consciência que aquilo era estratégia para deixar o R e a matemática mais bonita! Obrigada por me incentivar quando pensei que não iria aguentar tanta pressão. Obrigada por me fazer sorrir e por chamar minha atenção quando estava errada!

Pedro Pequeno (pequeno Pedro), muito obrigada por ser meu companheiro na estatística e meu tutor. Também desculpa se “grudei” em você! Parece que aquele trecho de música que cantava para você se transformou em realidade: “Pedro, aonde você vai, eu também vou!”. É que você tem toda a inteligência matemática que queria para mim. Por isso te admiro muito!

Seu Paulo Silva, meu auxiliar de campo. O que dizer de um homem que foi literalmente meu braço forte em campo!? Dizer tudo e ainda faltarão palavras. Dizer que aqueles campos cansativos se transformavam em alegria. Mesmo com tanta dor nas costas e no joelho, tanto cansaço por longas caminhadas e tanto suor. Seu Paulo pacientemente me esperava quando eu não conseguia acompanhar aqueles velhos passos largos subindo as

ladeiras da Ducke. Ao longo de todos os campos, aprendi muito com ele. Aprendi que não se pode lambuzar a mão com resina de breu-branco; a não comer frutinhas coloridas do chão; que maracujá do mato é uma delícia e que cacau não tem gosto de chocolate. Por tudo isso, obrigada! Você para mim não foi um mero auxiliar de campo, foi minhas pernas, meus braços, minha visão e audição no meio da floresta amazônica.

Dr. José Francisco Gonçalves Júnior, muito obrigada. Você foi substancial em minha pesquisa. Na realidade....Sabe a “manteiga das folhinhas”? Você para minha tese teve exatamente essa função. O senhor foi o condicionante! Em alguns momentos, quando pensei: eita! O senhor vinha com a frase: “Calma Bianca. Tudo na vida tem jeito, só não tem jeito a morte”. Júnior, obrigada por ter sido tão presente ao longo desses anos. Obrigada pelas conferências *on line*, pela preocupação de fazer com que meu trabalho fosse melhor. Obrigada por dispor seu tempo que é tão precioso. Obrigada por dividir seu laboratório comigo. Além disso, nos momentos que frequentei seu laboratório, tive o prazer de dividir com você os seus alunos. E que alunos! José Mauricio, Eliza Alvim, Patrícia Gomes, Aurea Luiza, Renan Rezende, Gustavo Leite, Lais Lima, Vinícius Tirelli e Alan Tonin. Todos eles foram maravilhosos comigo e me auxiliaram bastante nas análises de ergosterol e ATP. Gente de Brasília: meu muito obrigada!

Aos colegas de laboratório também deixo meu sincero agradecimento, em especial à (ao):

Jeyson Albino (meu nego) que bom ter te encontrado. Você foi fundamental na minha adaptação em Manaus. Além de me apresentar ao meu marido!

Claudimir (Cacá), foi ao seu lado que aprendi as primeiras técnicas de decomposição foliar, lembra? Muito obrigada por estar sempre pronto a ajudar e a transformar os campos e as intensas horas no laboratório em parques de diversão. Você foi fundamental naqueles momentos!!!

Jeferson Silva (Jef), obrigada por tudo que você fez por mim. Por me acompanhar nas coletas iniciais, por ter cuidado de procurar o melhor caminho para seguirmos no mato. Para mim, você nunca foi uma pessoa qualquer!!! Você foi meu companheiro em momentos inesquecíveis, como a primeira vez que entrei na floresta amazônica brasileira. Nunca vou esquecer isso!!!

Dra. Ana Maria Pes (Aninha), obrigada pelo carinho e atenção. Pelo bolo de chocolate, pelo café e por repartir comigo um pouco do seu grande conhecimento sobre insetos aquáticos.

Dra. Vanderly Andrade. Eu preciso mesmo te agradecer? Porque teria que escrever mil páginas para agradecer tudo que você fez por mim e minha tese. Você é a pessoa mais especial que conheci no INPA. É a pessoa mais dedicada e mais responsável que já convivi. Em um grito de socorro, você sempre estava lá! Literalmente! Lembra quando fui esquecida no campo? Obrigada por tudo que fez por minha tese. Por discutir comigo os meus dados, por me orientar em momentos difíceis por ser assim....simplesmente: Van!

Dr. Renato Martins, muito obrigada por repartir um pouco do seu conhecimento sobre decomposição foliar comigo. Foi muito bom construir um caminho tendo você por perto. Muito obrigada por está sempre ali disposto a me ajudar com meus dados, minhas discussões e meus questionamentos.

Também gostaria de deixar meus agradecimentos aos professores do Colégio de Aplicação da Universidade Federal de Roraima, onde hoje sou professora efetiva de biologia. Amigos (as), muito obrigada por me incentivarem nesses últimos três meses de trabalho. Embora possa parecer pequena a contribuição de vocês para o meu trabalho, saibam que foi imensa e substancial. Sem a ajuda de vocês que literalmente deram aula em meu lugar, eu não teria como terminar de escrever minha tese. Muito obrigada!

Nesse momento, preciso agradecer à minha família:

Dr. Rafael Boldrini, meu esposo. O que seria de mim sem você? O que teria acontecido com minhas amostras se você não tivesse ali do meu lado processando (lavando, cortando folhinhas, separando, triando e contando os invertebrados) até o dia amanhecer. Eu teria conseguido sozinha. Porém, com você foi muito mais legal. Rafa, obrigada por tudo. Tudo no sentido literal da palavra. Por acompanhar minha tese do começo ao fim. Por saber cada passinho que deveria dar. Por estar ao meu lado e em minha defesa quando nem eu achava que teria razão. Muito obrigada. Você foi o controle emocional dessa tese.

Eneida Varela (mainha), Marcus Ottoni (painho) e Antônio Miguel (irmão). Foi pensando em vocês que precisei deixá-los para trás. Nunca me esqueci de vocês e nunca esquecerei! Agradeço muito por estarem sempre ao meu lado, mesmo sem entenderem muito o que estou fazendo. Vocês são a minha essência.

Finalmente, quero registrar todo o meu agradecimento ao Sr. João da Silva Maia. João Maia, sem o seu auxílio nada disso teria se concretizado. Meu objetivo de fazer doutorado no INPA seria apenas uma ideia perdida. Por isso, durante todos esses anos, eu esperei ansiosamente para poder te falar: MUITO OBRIGADA!!! Obrigada por ter acreditado no meu potencial e indiretamente, por acreditar na educação.

Por último, agradeço a Deus. Tenho plena certeza que “nos momentos mais difíceis de viver, nos seus braços me levou”. Obrigada por estar ao meu lado e me proteger em todos os momentos ao longo desses anos.

“(...) O sol aparece e desaparece, tipo como nascendo e se pondo qualquer que seja. É algo efêmero. É como a vida, onde aparecemos e desaparecemos. Nós somos tão importantes para alguns, mas nós apenas estamos de passagem (...).”

(Tradução livre do trecho do filme: Antes da meia noite - Ethan Hawke, Richard Linklater Julie Delpy, 2014)

RESUMO

A decomposição foliar em sistemas aquáticos é um processo que envolve tanto os aspectos físicos e químicos do ambiente quanto às relações ecológicas entre as comunidades aquáticas. Em pequenos riachos sombreados, esse processo torna-se o elo entre diferentes compartimentos ecológicos, fornecendo a energia e a matéria inorgânica para as espécies que habitam esses sistemas aquáticos. Dessa forma, esse processo ecológico é fundamental para a manutenção desses ecossistemas e, conseqüentemente, para a sobrevivência de suas espécies. Esse estudo teve como objetivo avaliar o processo de decomposição foliar em riachos amazônicos, dando ênfase à comunidade de invertebrados aquáticos e à biomassa fúngica. O primeiro capítulo aborda os padrões de biomassa de fungos e colonização dos invertebrados aquáticos ao longo do processo de decomposição foliar em oito riachos amazônicos. As espécies vegetais *Pourouma minor* e *Protium* sp. foram utilizadas no experimento de decomposição por apresentarem diferenças em suas características físicas e químicas. Os resultados demonstraram que o processo de decomposição é influenciado pela espécie vegetal, pelo riacho em que se desenvolve, pelo tempo e pela interação entre tempo e espécie vegetal. No entanto, a influência desses fatores será diferente em cada compartimento ecológico. Por exemplo, a percentagem de massa remanescente é influenciada pela espécie vegetal, porém isso não foi observado para a biomassa de fungos, densidade e composição de invertebrados aquáticos. Os resultados também permitiram observar que tempo de decomposição e o riacho influenciam o processo de decomposição (taxas de decomposição, invertebrados e fungos aquáticos). O segundo capítulo avaliou a influência da densidade de invertebrados aquáticos em relação a velocidade de decomposição foliar em riachos amazônicos. Durante três meses (novembro 2012 a janeiro de 2013) a decomposição foliar de 30 espécies vegetais foi acompanhada visando obter os coeficientes de decomposição foliar e a densidade de invertebrados aquáticos associados ao processo. O experimento foi realizado em três riachos de pequena ordem da Reserva Florestal Ducke (Manaus/AM) e as espécies vegetais utilizadas são encontradas na zona ripária desses riachos. Os dados permitem concluir que há uma forte influência da densidade de invertebrados aquáticos sobre as taxas de decomposição foliar, independente do grupo trófico de alimentação desses invertebrados. Esses resultados não corroboram com os

anteriores que discutem a pouca influência dos invertebrados no processo de decomposição foliar em regiões tropicais. Nesse capítulo, visando colaborar com estudos futuros de decomposição foliar, foi proposta uma classificação de velocidades de decomposição foliar com base nos valores obtidos para as espécies vegetais estudadas. O último capítulo da tese teve como objetivo analisar as diferenças no processo de decomposição de folhas verdes e senescentes em riachos amazônicos. Para alcançarmos esse objetivo, foi realizado um experimento de decomposição foliar com 14 espécies vegetais, onde 18 pacotes de folhas verdes e 18 de folhas senescentes de cada espécie vegetal foram submersos em três riachos de pequena ordem localizados na Reserva Florestal Ducke (Manaus/AM). O experimento foi realizado entre novembro de 2012 e janeiro de 2013, sendo 6 pacotes de folhas verdes e 6 de senescentes retirados após 15, 30 e 60 dias de incubação. Os resultados demonstraram que a velocidade de decomposição foliar é mais rápida em pacotes de folhas verdes quando comparado com folhas senescentes. No entanto, somente a biomassa de fungos aquáticos e a densidade de invertebrados aquáticos foram influenciadas pelo estado foliar.

Palavras-chave: ergosterol, insetos aquáticos, matéria orgânica, região tropical, Reserva Florestal Ducke.

ABSTRACT

The leaf decomposition in aquatic systems is a process that involves both physical and chemical aspects of the environments and riparian vegetation as ecological relationships between aquatic communities. In small shaded streams, this process becomes the link between different ecological compartments, providing energy and matter for the survival of species that inhabit these aquatic systems. Thus, this ecological process is critical to maintaining these ecosystems and hence for the survival of their species. This thesis aimed to evaluate the leaf decomposition process in Amazonian streams, emphasizing the community of aquatic invertebrates and fungal biomass. The first chapter has the fungal biomass and colonization patterns of aquatic invertebrates along the leaf decomposition process in eight Amazonian streams. Two plant species with differences in their physical and chemical characteristics were used in these experiment of decomposition. The results showed that the decomposition process is influenced by plant species, the stream in which it develops, by time and interaction between time and plant species. However, the influence of these factors is different in each ecological compartment. For example, fungal biomass, density and composition of aquatic invertebrates are not influenced by plant species. The results allowed the observation that decomposition time and the stream influencing the decomposition process (decomposition rates, invertebrates and aquatic fungi). The second chapter of this thesis evaluated the influence of the density of aquatic invertebrates in relation to leaf decomposition rate in Amazonian streams. For three months (November 2012 to January 2013) the leaf decomposition of 30 plant species was followed to obtain the leaf decomposition rates and the density of aquatic invertebrates associated with the process. The experiment was conducted in three streams of small order of the Ducke Reserve (Manaus / AM) and leaves of the plant species used in the experiment are found in riparian area of these streams. The data shows that there is a strong influence of the density of aquatic invertebrates on leaf decomposition rates, independent of the trophic group of these invertebrates. These results do not corroborate previous discussing the little influence of invertbrates on the leaf decomposition process in tropical regions. In this chapter, aiming to cooperate with future studies of leaf decomposition, was proposed a leaf decompositon speeds classification based on the values obtained for the

plant species studied. The last chapter of the thesis was to analyze the differences in the decomposition process of green and senescent leaves in Amazonian streams. To achieve this goal, we performed a leaf decomposition experiment with 14 plant species, where 18 packages of green leaves and 18 senescent leaves of each plant species were submerged in three streams of small order located in the Ducke Forest Reserve (Manaus / AM). The experiment was conducted between November 2012 and January 2013, with 6 packs of green leaves and 6 senescent removed after 15, 30 and 60 days of incubation. The results demonstrated that foliar decomposition speed is faster in green leaves compared to packages with senescent leaves. However, only fungi and aquatic biomass density of aquatic invertebrates have been influenced by the leaf state.

Keywords: aquatic insects, ergosterol, organic matter, Reserva Florestal Ducke.

SUMÁRIO

AGRADECIMENTOS	vi
RESUMO	xii
ABSTRACT	xiv
LISTA DE TABELA.....	xviii
LISTA DE FIGURAS	xx
INTRODUÇÃO GERAL	1
OBJETIVOS	6
ÁREA DE ESTUDO	7
Capítulo I.....	9
Colonização de invertebrados e biomassa de fungos aquáticos ao longo do processo de decomposição foliar em riachos amazônicos	10
Abstract.....	11
Resumo	12
Introdução	13
Materiais e Métodos.....	16
Resultados	22
Discussão	39
Bibliografia Citada.....	44
Capítulo II.....	51
Influência da densidade de invertebrados aquáticos na velocidade de decomposição foliar em riachos amazônicos	52
Abstract.....	53
Resumo	54
Introdução	55
Material e Métodos	58
Resultados	64
Discussão	67
Bibliografia citada.....	71
Capítulo III	84
Diferenças na decomposição de folhas verdes e senescentes em riachos da Reserva Florestal Ducke (Amazonas, Brasil).....	85

Abstract.....	86
Resumo	87
Introdução	88
Materiais e Métodos.....	90
Resultados.....	95
Discussão	106
Bibliografia citada.....	111
SÍNTESE	123
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	124

LISTA DE TABELA

CAPÍTULO I

Tabela 1. Microbacia hidrográfica e códigos dos riachos selecionados para condução do experimento de decomposição foliar localizados na Reserva Florestal Ducke, Manaus (AM) entre o período de setembro de 2012 a julho de 2013.....17

Tabela 2. Comparação dos valores médios e seus respectivos desvios obtidos para as características físicas e químicas dos detritos foliares de *Protium* sp. e *Pourouma minor*. (Nota: teste t com valores significativos a 0,05; t = estatística t; gl = graus de liberdade; p = valor de significância).....19

Tabela 3. Estatística das análises de covariância utilizada para comparar massa seca remanescente (%) e composição de invertebrados aquáticos em termos de espécie vegetal, tempo, a interação entre esses fatores (tipo de detrito x tempo) e riachos. Significância (p), graus de liberdade (gl), Soma dos quadrados (SQ), Quadrado médio (MQ). (Nota: valor de p em negrito significativos a 0,05).....25

Tabela 4. Estatísticas dos modelos lineares generalizados (GLM) utilizados para comparar a concentração de ergosterol, abundância média, densidade média e riqueza média de invertebrados aquáticos em termos de espécie vegetal, tempo, a interação entre esses fatores (Tipo de detrito x Tempo) e riachos. Significância (p), graus de liberdade (gl), grau residual e desvio residual. (Nota: valores de p negrito significativos a 0,05).....33

Tabela 5. Estatística das análises de covariância utilizada para comparar a composição de invertebrados aquáticos em termos de espécie vegetal, tempo, a interação entre esses fatores (Tipo de detrito x Tempo) e riachos. Valores de significância (p), graus de liberdade (gl), Soma dos quadrados (SQ), Quadrado médio (MQ) e F calculado (F). (Nota: Valores de p em negrito significativo a 0,05; 1 – Considerando os valores dos scores do eixo único da NMDS).....36

CAPÍTULO II

Tabela 1. Riachos da Reserva Florestal Ducke, em Manaus-AM, selecionados para condução do experimento de decomposição foliar.....59

Tabela 2. Relação das espécies vegetais utilizadas no experimento de decomposição foliar realizado em três riachos localizados na Reserva Florestal Ducke, Manaus (AM) durante o período de dezembro de 2012 e janeiro de 2013.....61

CAPÍTULO III

Tabela 1. Relação das espécies vegetais utilizadas no experimento de decomposição foliar desenvolvido em três riachos da Reserva Florestal Ducke, Manaus (AM) durante o período de dezembro de 2012 e janeiro de 2013.....93

Tabela 2. Comparação dos valores médios e os respectivos desvios padrão obtidos para as características físicas e químicas das folhas senescentes e verdes. (Nota: Teste-t pareado com valores significativos a 0,05; gl – graus de liberdade).....95

Tabela 3. Coeficientes de decomposição estimados para espécies vegetais utilizadas no experimento de decomposição foliar em três riachos da Reserva Florestal Ducke, Manaus (AM).....98

Tabela 4. Análises de Covariância (ANCOVA) utilizadas para avaliar se a percentagem de perda de massa, a concentração de biomassa fúngica (ergosterol) e as variáveis bióticas da comunidade de invertebrados aquáticos apresentaram diferenças entre os estados de folhas, o tempo de incubação e a interação desses dois fatores em experimento de decomposição foliar realizado em três riachos da Reserva Florestal Ducke, Manaus (AM).....105

LISTA DE FIGURAS

ÁREA DE ESTUDO

Figura 1. Localização da Reserva Florestal Ducke/Manaus-AM, onde foram realizados os experimentos de decomposição foliar apresentados nessa tese.....07

CAPÍTULO I

Figura 1. Localização dos riachos selecionados para condução do experimento de decomposição foliar realizado na Reserva Florestal Ducke, Manaus (AM) entre o período de setembro de 2012 a julho de 2013.....18

Figura 2. Percentagem de massa do detrito foliar remanescente de (A) *Protium* sp. e (B) *Pourouma minor* ao longo do tempo de decomposição em riachos da Reserva Florestal Ducke, Manaus (AM).....24

Figura 3. Biomassa de fungos aquáticos (Ergosterol) encontrada no detrito foliar de (A) *Protium* sp. e (B) *P. minor* ao longo dos dias de imersão em riachos da Reserva Florestal Ducke, Manaus (AM).....27

Figura 4. Número de taxa de invertebrados aquáticos encontrados no detrito foliar de (A) *Protium* sp. e (B) *Pourouma minor* ao longo dos dias de imersão em riachos da Reserva Florestal Ducke, Manaus (AM).....29

Figura 5. Abundância média de invertebrados aquáticos encontrados no detrito foliar de (A) *Protium* sp. e (B) *Pourouma minor* (à direita) ao longo dos dias de imersão em riachos da Reserva Florestal Ducke, Manaus (AM).....31

Figura 6. Densidade média de invertebrados aquáticos encontrados no detrito foliar de (A) *Protium* sp. e (B) *Pourouma minor* (à direita) ao longo dos dias de imersão em riachos da Reserva Florestal Ducke, Manaus (AM)..... 34

Figura 7. Abundância média de invertebrados aquáticos em detritos foliares de *Protium* sp. ordenada pelo número de dias de imersão.....37

Figura 8. Abundância média de invertebrados aquáticos em detritos foliares de <i>P. minor</i> ordenada pelo número de dias de imersão.....	38
---	----

CAPÍTULO II

Figura 1. Mapa da Reserva Florestal Ducke/Manaus(AM) e localização dos riachos selecionados para condução do experimento de decomposição foliar entre o período de dezembro de 2012 e janeiro de 2013.....	59
---	----

Figura 2. Dinâmica geral da perda de massa foliar de 30 espécies vegetais em três riachos da Reserva Florestal Ducke (Manaus, AM), em experimento realizado entre novembro de 2012 a janeiro de 2013.....	64
--	----

Figura 3. Densidade média de invertebrados aquáticos (indivíduos/MSLC) ao longo do processo de decomposição foliar de 30 espécies vegetais em três riachos da Reserva Florestal Ducke, Manaus, AM, no período de novembro de 2012 a janeiro de 2013.....	66
---	----

Figura 4. Relação entre a densidade média de invertebrados aquáticos (indivíduos/g MSLC) e os valores dos coeficientes de decomposição foliar (k/dia) obtidos para 30 espécies vegetais utilizadas em experimento de decomposição foliar realizado em três riachos da Reserva Florestal Ducke, Manaus, AM, no período de novembro de 2012 a janeiro de 2013.....	67
---	----

CAPÍTULO III

Figura 1. Localização dos três riachos selecionados para condução do experimento de decomposição foliar localizados na Reserva Florestal Ducke, Manaus (AM).....	91
---	----

Figura 2. Dinâmica de perda de peso de folhas senescentes ao longo de 60 dias de incubação em três riachos da Reserva Florestal Ducke, Manaus, AM.....	96
---	----

Figura 3. Dinâmica de perda de peso de folhas verdes ao longo de 60 dias de incubação em três riachos da Reserva Florestal Ducke, Manaus, AM.....	97
--	----

Figura 4. Concentração de biomassa de fungos aquáticos (Ergosterol) encontrada nas folhas analisadas ao longo dos dias de imersão em experimento de decomposição realizado em três riachos da Reserva Florestal Ducke, Manaus (AM). (A) Folhas senescentes - (B) Folhas verdes.....	99
Figura 5. Abundâncias médias de invertebrados aquáticos coletados nas folhas analisadas ao longo dos dias de imersão em experimento de decomposição realizado em três riachos da Reserva Florestal Ducke, Manaus (AM). (A) Folhas senescentes - (B) Folhas verdes.....	101
Figura 6. Abundância média de invertebrados aquáticos encontrada em folhas senescentes, ordenada pelo número de dias de incubação em experimento de decomposição foliar realizado em três riachos da Reserva Florestal Ducke, Manaus(AM).	102
Figura 7. Abundância média de invertebrados aquáticos encontrada em folhas verdes, ordenada pelo número de dias de incubação em experimento de decomposição foliar realizado em três riachos da Reserva Florestal Ducke, Manaus(AM).....	103
Figura 8. Densidade de invertebrados aquáticos coletados nas folhas analisadas ao longo dos dias de imersão em experimento de decomposição realizado em três riachos da Reserva Florestal Ducke, Manaus (AM). (A) Folhas senescentes - (B) Folhas verdes.....	104

INTRODUÇÃO GERAL

A Amazônia é conhecida por possuir uma vasta rede hidrográfica formada por grandes rios como o Amazonas e, por inúmeros riachos de pequena ordem (1^a e 2^a ordem), regionalmente chamados de igarapés. Em riachos de pequena ordem, a vegetação ripária produz um sombreamento natural sobre o leito aparente do riacho, o que diminui a produtividade primária, uma vez que a quantidade de luz recebida por esses riachos não é suficiente para suprir a demanda energética autóctone (Vannote *et al.* 1980; Allan 1995; Royer e Minshall 2003). Dessa forma, a principal fonte de energia e nutrientes para o metabolismo destes ecossistemas é a matéria orgânica vegetal de origem alóctone (Esteves e Gonçalves 2011).

A maior parte do material orgânico alóctone em riachos é constituída por folhas (França *et al.* 2009) senescentes, que ingressam nesses sistemas, e são decompostas, disponibilizando nutrientes (Graça e Canhoto 2006). O processo de decomposição consiste basicamente de três fases concomitantes: (i) rápida perda inicial de compostos solúveis devido à lixiviação; (ii) período de colonização e degradação microbiana, que é conhecido como “condicionamento”; (iii) fragmentação resultante da abrasão física e consumo por invertebrados (Webster e Benfield 1986; Gessner *et al.* 1999). Dessa forma, esse processo é integrado, ligando a vegetação ripária, as atividades microbianas e com participação também de invertebrados aquáticos e de fatores físicos e químicos dos riachos (Pascoal *et al.* 2003).

Em várias regiões do mundo, sobretudo nas regiões de clima temperado, têm sido conduzidos estudos sobre o processo de decomposição de folhas em riachos de pequena ordem (Abelho 2001; Galizzi e Marchese 2009). Atualmente, baseado nos valores do coeficiente de decomposição foliar (k), as velocidades de decomposição foliar em riachos de áreas temperadas estão classificadas em três categorias: baixa (<0,005/dia), média (0,005–0,010/dia) e rápida (>0,010/dia) (Petersen e Cummins 1974). Em sistemas aquáticos tropicais, as velocidades de decomposição podem ser mais rápidas, de modo que uma nova classificação foi proposta por Gonçalves *et al.* (2014), utilizando valores de coeficientes de decomposição obtidos em diferentes estudos realizados no Brasil (p.ex.: Gonçalves *et al.* 2006; Moretti *et al.* 2007; Abelho *et al.* 2010 e Landeiro *et al.* 2010).

As velocidades de decomposição são influenciadas por diversos fatores como condições ambientais, fatores intrínsecos da folha, colonização por fungos e por invertebrados aquáticos (Cunha-Santino e Bianchini 2006; Esteves e Gonçalves 2011; Gimenes *et al.* 2010; Tank *et al.* 2010; Gonçalves *et al.* 2014). Entre as condições ambientais, estão as características físicas e químicas da água como a concentração de nutrientes, a temperatura, a vazão e o pH (Webster e Benfield 1986; Suberkropp e Chauvet 1995; Martins *et al.* 2015). Já entre os fatores intrínsecos da folha destacam-se, principalmente, a dureza das folhas, as concentrações de nitrogênio e fósforo e, as concentrações de compostos secundários (polifenóis) e estruturais (lignina e celulose) (Suberkropp 1998; Graça 2001; Alvim *et al.* 2014; 2015).

Portanto, folhas de diferentes espécies podem apresentar diferentes taxas de decomposição (Rincón e Santelloco 2009; Sanpera-Calbet *et al.* 2009) e, geralmente, as que apresentam elevadas razões de Carbono e Nitrogênio (C:N), lignina, taninos e dureza foliar possuem menores taxas de decomposição (Hoorens *et al.* 2003; Moretti *et al.* 2007b).

Em zonas tropicais, há evidências que as folhas apresentam diversos constituintes químicos que agem como mecanismo de defesa contra herbivoria (Ardón e Pringle 2008; Barros e Fernandes 2013). Estudos demonstram que altas concentrações de compostos secundários, como fenóis, em espécies tropicais inibem a colonização por insetos e micro-organismos, retardando assim, a velocidade de decomposição das folhas (Wantzen *et al.* 2002). Outros estudos argumentam que componentes estruturais das folhas (p.ex. celulose e lignina) são mais importantes do que os componentes secundários na determinação das taxas de decomposição, limitando inclusive, a colonização dos microrganismos e invertebrados aquáticos (Ardón e Pringle 2008).

No Brasil, Moretti *et al.* (2009) mostraram que embora as larvas de *Phylloicus* sp. (Trichoptera, Calamoceratidae) - um fragmentador típico - possuíssem flexibilidade quanto à utilização das espécies vegetais para a construção de suas casas, a preferência esteve diretamente relacionada com as concentrações de fenóis nas folhas. Segundo esses autores, tais organismos preferiram pedaços de folhas de espécies com menor qualidade nutricional como estratégia de fazer suas casas para diminuir a colonização microbiana e serem menos atrativas para outros invertebrados fragmentadores. Nesse

mesmo estudo, a preferência das larvas de *Phylloicus* sp. não foi influenciada pelo grau de dureza dos discos de folhas vegetais disponibilizados.

A colonização por fungos aquáticos é considerada outro fator relevante no processo de decomposição foliar em sistemas aquáticos. Fungos aquáticos são considerados agentes imprescindíveis porque promovem o condicionamento dos detritos, tornando-os mais palatáveis para os invertebrados aquáticos (Graça *et al.* 2005; 2015).

Os hifomicetos aquáticos, também conhecidos como fungos ingoldianos, são importante grupo de fungos que participa do processo de decomposição foliar em riachos. Em folhas em decomposição, a colonização inicial por hifomicetos é rápida em virtude de seu ciclo de vida simples, onde esporos se estabelecem, se as condições das superfícies foliares forem adequadas para o crescimento das hifas e produção de esporos (Cummins 2002). No entanto, a biomassa de fungos tende a decrescer após atingir seu valor máximo (Pascoal *et al.* 2005). Esse fato pode estar relacionado com a predação exercida pelos invertebrados aquáticos sobre a assembleia de fungos e também com diminuição da quantidade de substrato vegetal disponível para a colonização ao longo do tempo do experimento (Cummins e Klug 1979).

Vários estudos, principalmente em riachos de clima temperado, abordaram a diversidade e/ou a função desses fungos aquáticos no processo de decomposição foliar (p. ex. Nikolcheva e Bärlocher 2004; Pascoal e Cássio 2004; Ferreira e Graça 2007; Artigas *et al.* 2008). Bergfur *et al.* (2007), por exemplo, encontraram uma correlação positiva entre a biomassa de fungos aquáticos e as taxas de decomposição de folhas em rios com enriquecimento orgânico. Contrariamente, nenhuma relação foi encontrada entre a biomassa de fungos e as taxas de decomposição no trabalho realizado por Graça *et al.* (2001b).

A comunidade de invertebrados aquáticos é igualmente fundamental para o processo de decomposição da matéria orgânica, uma vez que participa da dinâmica de nutrientes (Callisto e Esteves 1995), reduzindo o tamanho das partículas, de matéria orgânica particulada grossa a matéria orgânica particulada fina (Cummins 1973; Rosenberg e Resh 1993; Esteves 1998) e compondo a dieta alimentar de outros organismos aquáticos (Perrow *et al.* 1996; Callisto *et al.* 2001) e terrestres (Roque *et al.* 2003). Os invertebrados aquáticos são representados, principalmente, por Insecta

(Plecoptera, Ephemeroptera, Trichoptera, Odonata, Diptera, Megaloptera, Hemiptera, Coleoptera e Lepidoptera), Mollusca, Annelida e Crustacea, e menos representativos, Nematoda e Porifera (Esteves 1998; Roque 2006). Entre eles, insetos aquáticos e crustáceos são apontados como os principais consumidores da matéria orgânica particulada grossa.

Os invertebrados aquáticos são classificados em grupos de alimentação funcional de acordo com as adaptações morfológicas e comportamentais para a aquisição de alimento. Assim, eles podem ser classificados em cinco grupos tróficos funcionais: coletor-filtrador, coletor-catador, predador, fragmentador e raspador (Merritt e Cummins 1996). Dentre esses, os fragmentadores (aqueles que se alimentam de folhas, gravetos e outros detritos orgânicos que caem nos riachos) se destacam no processo de decomposição foliar uma vez que se alimentam diretamente do tecido vegetal, transformando a matéria orgânica particulada grossa em matéria orgânica particulada fina (Cummins *et al.* 1989; Graça 2001; Boyero *et al.* 2011). Pesquisas indicam que quando invertebrados aquáticos são removidos, as folhas submersas deixam de ser fragmentadas (Wallace e Webster 1996; Dangles *et al.* 2001; Konishi *et al.* 2001).

Em ecossistemas aquáticos de zonas temperadas, a maioria das pesquisas sugere que invertebrados aquáticos fragmentadores controlam as taxas do processo de decomposição por se alimentarem das folhas colonizadas por fungos (Webster e Benfield 1986; Graça 2001; Jonsson *et al.* 2001; Boyero *et al.* 2012). Porém, estudos em zonas tropicais apontam que fungos têm maior participação que a densidade de invertebrados no processo de decomposição de folhas em riachos (Irons *et al.* 1994; Gonçalves *et al.* 2007; Marthuriu e Chaveut 2002). Relações negativas entre a biomassa de insetos aquáticos e as taxas de decomposição de folhas também foram registradas, sugerindo que os insetos exerceriam um papel menos importante no processo de decomposição de detrito foliar (Ardón e Pringle 2008).

No Brasil, a maioria dos estudos sobre decomposição foliar tem sido realizada nas regiões Sul, Sudeste e Centro-Oeste (p.ex.: Gonçalves *et al.* 2006a, b; 2007; 2012a,b; Moretti *et al.* 2007a,b; Rezende *et al.* 2010; 2014; Moulton *et al.* 2010; Ligeiro *et al.* 2010; Alvim *et al.* 2014; 2015). Na região amazônica brasileira, estudos foram realizados visando esclarecer alguns aspectos do processo ecológico de decomposição

foliar em riachos (p. ex. Couceiro 2009; Landeiro *et al.* 2008; 2010; Paula 2007; Paula *et al.* 2013; Rezende 2007). Contudo, Martins *et al.* (2015) examinou de maneira integrada as taxas de decomposição, considerando tanto variáveis físicas e químicas do processo (características dos riachos e das folhas) como variáveis biológicas (comunidades de micro-organismos e invertebrados aquáticos) que interferem na dinâmica de perda de matéria orgânica.

Considerando que a floresta amazônica abriga um complexo de ecossistemas aquáticos, sendo o bioma com a maior biodiversidade do planeta, é necessário compreender como se desenvolve o processo de decomposição foliar diante da grande variedade de tipos de folhas que advém de sua vegetação ripária e seus riachos. Ainda, se questiona como as comunidades decompositoras seriam influenciadas por essa diversidade vegetal e de ambientes aquáticos. Visando responder a esses questionamentos foi formulada a seguinte hipótese: em riachos amazônicos de pequena ordem, a colonização de invertebrados e a biomassa de fungos aquáticos em detritos vegetais em decomposição são influenciadas pelas características dos riachos e pela qualidade nutricional do detrito vegetal.

OBJETIVOS

Objetivo Geral

Avaliar o processo de decomposição foliar em riachos amazônicos, dando ênfase à comunidade de invertebrados aquáticos e na biomassa fúngica.

Objetivos Específicos

- I. Avaliar a colonização de invertebrados e biomassa de fungos aquáticos ao longo do processo de decomposição foliar em riachos amazônicos (**Capítulo I**);
- II. Avaliar a influência da densidade de invertebrados aquáticos na velocidade de decomposição foliar em riachos amazônicos (**Capítulo II**);
- III. Diferenciar o processo de decomposição de folhas verdes e senescentes em riachos amazônicos (**Capítulo III**).

ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi realizado em riachos de primeira e segunda ordem (Strahler 1952) localizados na Reserva Florestal Ducke, localizada no município de Manaus/Amazonas (Figura 1). A Reserva Florestal Ducke é uma área de 100 km², caracterizada por clima tropical úmido, com umidade relativa de 75-86% e precipitação anual de 1.750 a 2.500 mm (Baccaro *et al.* 2008). A cobertura vegetal é do tipo Floresta Ombrófila Densa de “terra-firme” variando entre 23-32 metros de altura (Brasil 1978). Tal formação vegetal está dividida em três meso-habitats: platô, vertente e baixio, área de ocorrência dos riachos (Junk *et al.* 1989).

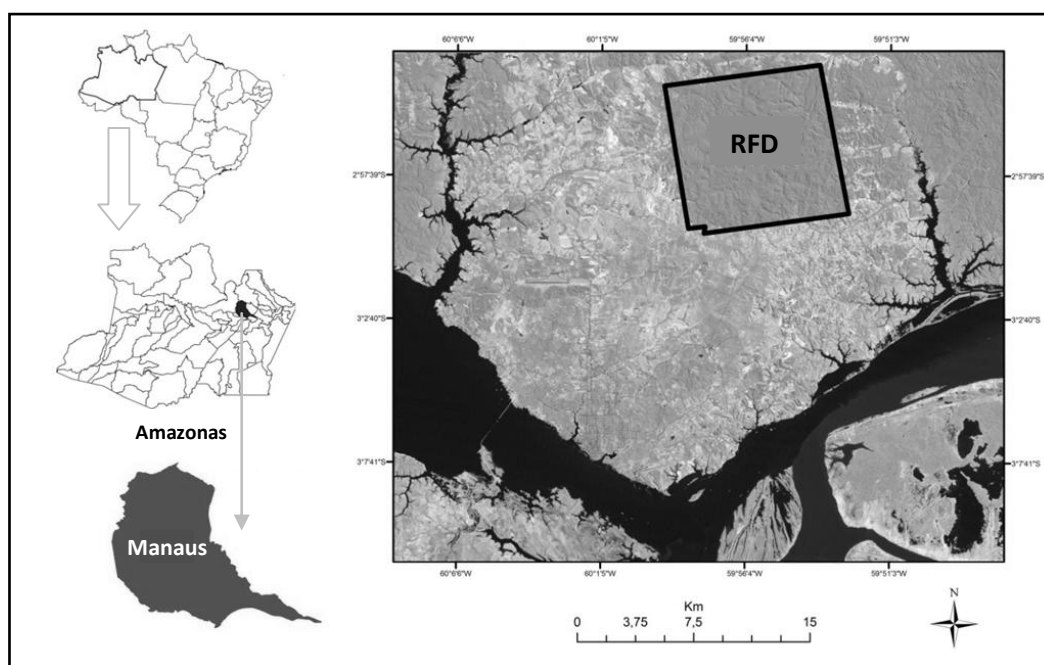


Figura 1. Localização da Reserva Florestal Ducke/Manaus-AM, onde foram realizados os experimentos de decomposição foliar apresentados nessa tese. (Fonte: Couceiro, S.R.M. 2009)

Os riachos estudados apresentam como característica geral um leito predominantemente arenoso, com acúmulo de bancos de folhiço ou material vegetal (p. ex. troncos, galhos e frutos) (Rezende 2007; Baccaro *et al.* 2008). De forma geral, esses riachos apresentaram água ácidas com pH variando entre 4,19 - 4,50 (média $4,36 \pm 0,11$); condutividade elétrica média ($11,18 \pm 2,97 \mu\text{S/cm}$); temperatura média da água em torno de $25,09 \pm 0,37^\circ\text{C}$ e oxigênio dissolvido entre 3,86 - 7,39 mg/l (média $4,98 \pm$

1,09 mg/l). A largura média dos riachos com $68 \pm 0,22$ cm, profundidade média de $7 \pm 0,03$ cm e velocidade média de $0,16 \pm 0,07$ m/s.

Capítulo I

Bianca Maíra de Paiva OTTONI-BOLDRINI^{1,4*}, Sheyla Regina Marques COUCEIRO², José Francisco Gonçalves GONÇALVES Jr.³, Neusa HAMADA⁴. 2015.
Colonização de invertebrados e biomassa de fungos aquáticos ao longo do processo de decomposição foliar em riachos amazônicos

Será submetido à revista *Acta Amazonica*.

1 **Colonização de invertebrados e biomassa de fungos aquáticos ao longo do processo**
2 **de decomposição foliar em riachos amazônicos**

3

4 **Colonization of the aquatic invertebrates and biomass fungi along the leaf**
5 **decomposition process in streams Amazon**

6

7 B. M. P. OTTONI-BOLDRINI^{1,4*}, S.R.M. COUCEIRO², J.F.Jr. GONÇALVES³ e N.
8 HAMADA⁴

9

10 *¹Universidade Federal de Roraima (UFRR), Campus Paricarana, Colégio de*
11 *Aplicação/ Centro de Educação (CAP/CEDUC), CEP 69310-000, Boa Vista, RR,*
12 *Brasil. E-mail: biancaottoni@gmail.com*

13

14 *²Universidade do Oeste do Pará (UFOPA), Instituto de Ciências e Tecnologia das*
15 *Águas, Laboratório de Ecologia de Ictioplâncton e Invertebrados Aquáticos, CEP*
16 *68.040-470, Santarém, Pará, Brasil. E-mail: sheylacouceiro@yahoo.com.br*

17

18 *³Universidade de Brasília, Instituto de Ciências Biológicas, Departamento de Ecologia,*
19 *Laboratório de Limnologia, Brasília, Distrito Federal, CEP 70.910-900, Brasil. E-*
20 *mail:jfjunior@unb.br*

21

22 *⁴Coordenação de pesquisa em Entomologia (CPEN), Instituto Nacional de Pesquisas*
23 *da Amazônia (INPA), CEP 69060-001, Manaus, AM, Brazil. E-mail:*
24 *nhamada@inpa.gov.br*

25 **Abstract**

26 The aim of this study was to evaluate the invertebrates' colonization and the aquatic
27 fungi biomass along the leaf decomposition process in Amazonian streams. Between
28 September 2012 and July 2013, leaf packets of *Protium* sp. and *Pourouma minor* were
29 incubated in eight streams located in the Ducke Forest Reserve (AM/Brazil). Plant
30 species showed significant differences in their physical and chemical initial
31 characteristics. *Protium* sp. had the highest coefficient of decomposition ($k = 0.008 \pm$
32 $0.0039/\text{day}$) while *Pourouma minor* presented $k = 0.005 \pm 0.0019/\text{day}$. The remaining
33 mass percentages differed among species, streams and incubation period. During
34 decomposition, the fungal biomass concentrations showed different behavior for the
35 vegetal species. The aquatic insects families Chironomidae (Diptera), Simuliidae
36 (Diptera) and Hydroptilidae (Trichoptera), represented approximately 78% of
37 individuals found. The invertebrates' average abundance and densities differ between
38 streams, but only the density was influenced by the decomposition time. The differences
39 in the chemical and physical characteristics of the foliage could have reflected in the
40 differences in the k hence the decomposition time. These differences in the
41 characteristics of vegetal species in the stream and decomposition time seem to lead
42 some ecological attributes of the biological colonization communities associated with
43 leaf decomposition. Thus, changes in riparian vegetation and environmental changes in
44 the streams can affect the processing of leaf organic matter in the Amazonian streams.

45 **Keywords:** aquatic insects, allochthonous organic matter, lotic, tropical.

46 **Resumo**

47 O objetivo desse estudo foi avaliar a colonização de invertebrados e a biomassa de
48 fungos aquáticos ao longo do processo de decomposição foliar em riachos amazônicos.
49 Entre setembro de 2012 e julho de 2013, pacotes de folhas de *Protium* sp. e *Pourouma*
50 *minor* foram incubados em oito riachos localizados na Reserva Florestal Ducke
51 (AM/Brasil). As espécies vegetais apresentaram diferenças significativas entre suas
52 características físicas e químicas iniciais. *Protium* sp. apresentou o maior coeficiente de
53 decomposição ($k = 0,008 \pm 0,0039/\text{dia}$) enquanto *Pourouma minor* apresentou $k = 0,005$
54 $\pm 0,0019/\text{dia}$. As percentagens de massa remanescentes diferiram entre as espécies, os
55 riachos e os tempos de incubação. Ao longo da decomposição, as concentrações de
56 biomassa fúngica apresentaram comportamento diferente para as espécies vegetais. As
57 famílias de insetos aquáticos Chironomidae (Diptera), Simuliidae (Diptera) e
58 Hydroptilidae (Trichoptera), representaram aproximadamente 78% dos indivíduos
59 encontrados. A abundância média e as densidades médias de invertebrados diferiram
60 entre os riachos, porém somente a densidade foi influenciada pelo tempo de
61 decomposição. As diferenças nas características químicas e físicas das folhas podem ter
62 refletido nas diferenças encontradas nos k , conseqüentemente, no tempo de
63 decomposição. Essas diferenças nas características das espécies vegetais, no riacho e no
64 tempo de decomposição parecem conduzir alguns atributos ecológicos da colonização
65 das comunidades biológicas associadas à decomposição foliar. Assim, mudanças na
66 vegetação ripária e modificações ambientais nos riachos podem afetar o processamento
67 de matéria orgânica foliar nos riachos amazônicos.

68 **Palavras-chave:** ambiente lótico, insetos aquáticos, material alóctone, região tropical.

69 **Introdução**

70 Os detritos vegetais alóctones tornam-se um elo energético entre os sistemas
71 terrestres e aquáticos ao ingressarem nos sistemas aquáticos, sobretudo em riachos de
72 pequena ordem. O processo que sustenta essa ligação é a decomposição foliar,
73 caracterizada por três fases concomitantes: lixiviação, condicionamento e fragmentação
74 (Gessner *et al.* 1999). Esse processo ecossistêmico pode também ser denominado de
75 “teias alimentares marrons” como sugerido por Graça *et al.* (2015).

76 Os principais fatores que influenciam a decomposição de detritos vegetais em
77 riachos são: características físicas e químicas da matéria orgânica (p.ex. dureza,
78 concentração de nutrientes e concentração de compostos secundários) (König *et al.*
79 2014), condições ambientais tais como a temperatura da água e o tipo de riacho
80 (Landeiro *et al.* 2010; Pettit *et al.* 2012; Rezende *et al.* 2014) e comunidades biológicas
81 que colonizam e transformam os detritos (Gonçalves *et al.* 2006 a,b). De acordo com o
82 coeficiente de decomposição foliar obtido é possível classificar a velocidade dessas
83 transformações em rápida, intermediária e lenta como proposto por Petersen e Cummins
84 (1974) para sistemas aquáticos de regiões temperada e por Gonçalves *et al.* (2014) para
85 os de regiões tropicais.

86 As comunidades de invertebrados aquáticos e de micro-organismos aquáticos
87 (bactérias e fungos) influenciam diretamente no processo de transformação do material
88 vegetal disponível (Graça 2001; Gonçalves *et al.* 2006 a,b). Os invertebrados exercem
89 uma forte influência nas taxas de decomposição dos detritos, pois garantem que grande
90 parte do material vegetal disponível nos riachos seja convertida em matéria orgânica
91 particulada grossa em matéria orgânica particulada fina (Graça 2001). No entanto, essa
92 comunidade não é estática ao longo desse processo ecológico. Ao contrário, tanto a

93 estrutura quanto sua composição se modificam ao longo do tempo de decomposição
94 foliar (Landeiro *et al.* 2010; Ligeiro *et al.* 2010; Campos *et al.* 2014).

95 Entre os invertebrados que se destacam como colonizadores desse substrato
96 estão larvas de Trichoptera (Insecta), de Chironomidae (Diptera, Insecta) e de
97 Leptophlebiidae (Ephemeroptera, Insecta) (Landeiro *et al.* 2010; Gonçalves *et al.* 2012
98 a,b), todos frequentemente são encontrados em alta quantidade. Porém, os invertebrados
99 classificados como fragmentadores merecem destaque dentro desse processo, pois são
100 apontados como os principais invertebrados capazes de estilhaçar partes de folhas e,
101 dessa forma promovem fragmentação da matéria orgânica (König *et al.* 2014). Entre
102 eles estão alguns Trichoptera, Elmidae e Plecoptera. Larvas da família Calamoceratidae
103 (Trichoptera, Insecta), por exemplo, fragmentam as folhas para utilizarem pedaços
104 como abrigo e como alimento (Moretti *et al.* 2007). Porém, para riachos tropicais, a
105 classificação desses invertebrados em grupos tróficos deve ser realizada com cautela
106 uma vez que há muita incerteza com relação à ecologia trófica desses organismos
107 (Ligeiro *et al.* 2010; Graça *et al.* 2015).

108 Os invertebrados aquáticos geralmente são atraídos por folhas com maior
109 conteúdo nutricional ou consideradas mais macias (König *et al.* 2014). Nesse sentido, os
110 micro-organismos podem auxiliar na atratividade das folhas pelos os invertebrados, pois
111 são capazes de condicionar os detritos foliares tornando-os mais palatáveis para os
112 invertebrados (Rueda-Delgado *et al.* 2006; Moretti *et al.* 2007; Gonçalves *et al.* 2014).
113 Entre esses micro-organismos estão os fungos aquáticos, que através de suas enzimas
114 são capazes de modificar a estrutura química dos detritos e dessa forma, possibilitam o
115 estabelecimento de uma assembleia de invertebrados colonizadores (Abelho 2001;

116 Alvim *et al.* 2014; Graça *et al.* 2015) e, conseqüentemente, estabelecem padrões gerais
117 da sucessão ecológica degradativa (ver Begon *et al.* 2006).

118 Nos riachos amazônicos de pequena ordem, o conhecimento sobre o processo de
119 decomposição foliar e suas implicações ecológicas ainda é escasso. Muito sobre esse
120 tema já foi esclarecido para sistemas de regiões temperadas e alguns trabalhos em
121 sistemas tropicais foram realizados (Boyero *et al.* 2012; Graça *et al.* 2015). Porém, para
122 a região amazônica - região com a maior rede hidrográfica e biodiversidade do mundo -
123 as relações entre os tipos de detritos disponíveis nos riachos, as taxas de decomposição
124 e as comunidades biológicas associadas (micro-organismos e invertebrados aquáticos)
125 ainda não foram bem descritas. Portanto, conclusões em relação às taxas de
126 decomposição foliar em riachos tropicais amazônicas devem ser feitas com cautelas e
127 deve ser levado em consideração não só o tipo de folhas, mas também aspectos dos
128 riachos e de suas faunas colonizadoras (Landeiro *et al.* 2010).

129 Rios e riachos, por exemplo, podem ser considerados sistemas únicos, onde cada
130 um possui características geofísicas diferentes (Poole 2002). São justamente essas
131 características que modelam a composição e estrutura das comunidades biológicas
132 presentes nesses sistemas, influenciando tanto a distribuição espacial como a
133 abundância dos organismos aquáticos colonizadores (Oliveira *et al.* 2014). A escala
134 espacial do estudo é um fator importante para explicar a variação nas taxas de
135 decomposição (Rezende *et al.* 2014), e conseqüentemente, para entender este processo
136 em riachos. Dessa forma, para os sistemas aquáticos amazônicos, as conclusões a cerca
137 do processo de sucessão ecológica degradativa estabelecido por Begon *et al.* (2006)
138 ainda precisam ser integradas às particularidades de cada fator participante do processo,
139 seja ele o riacho, a comunidade ou o tipo de folhíço degradado.

140 Nesse sentido, este estudo teve os seguintes objetivos: i. determinar os
141 coeficientes de decomposição dos detritos foliares utilizados; ii. diferenciar a
142 composição e estrutura da comunidade de invertebrados associados ao processo de
143 decomposição de duas espécies vegetais em riachos amazônicos; iii. relacionar a
144 biomassa de fungos aquáticos, a riqueza, abundância média e a densidade média de
145 invertebrados aquáticos com a porcentagem de massa remanescente ao longo do tempo
146 de decomposição dos detritos foliares. Nossas hipóteses foram que detritos foliares com
147 menor dureza possuirão: i) maior abundância de invertebrados aquáticos; ii) maior
148 riqueza de invertebrados aquáticos; iii) maior biomassa de fungos, pelo fato dessas
149 folhas serem mais atrativas para a colonização dessas comunidades biológicas. Além
150 disso, foi testada a hipótese que o processo de decomposição foliar seria dependente
151 do riacho estudado.

152

153 **Materiais e Métodos**

154

155 **Área de estudo**

156 Foram selecionados oito riachos da Reserva Florestal Ducke (RDF), localizada
157 no município de Manaus, Amazonas, Brasil. Cada riacho estudado recebeu um código
158 conforme descrito na Tabela 01, distribuídos espacialmente como demonstrados na
159 Figura 1.

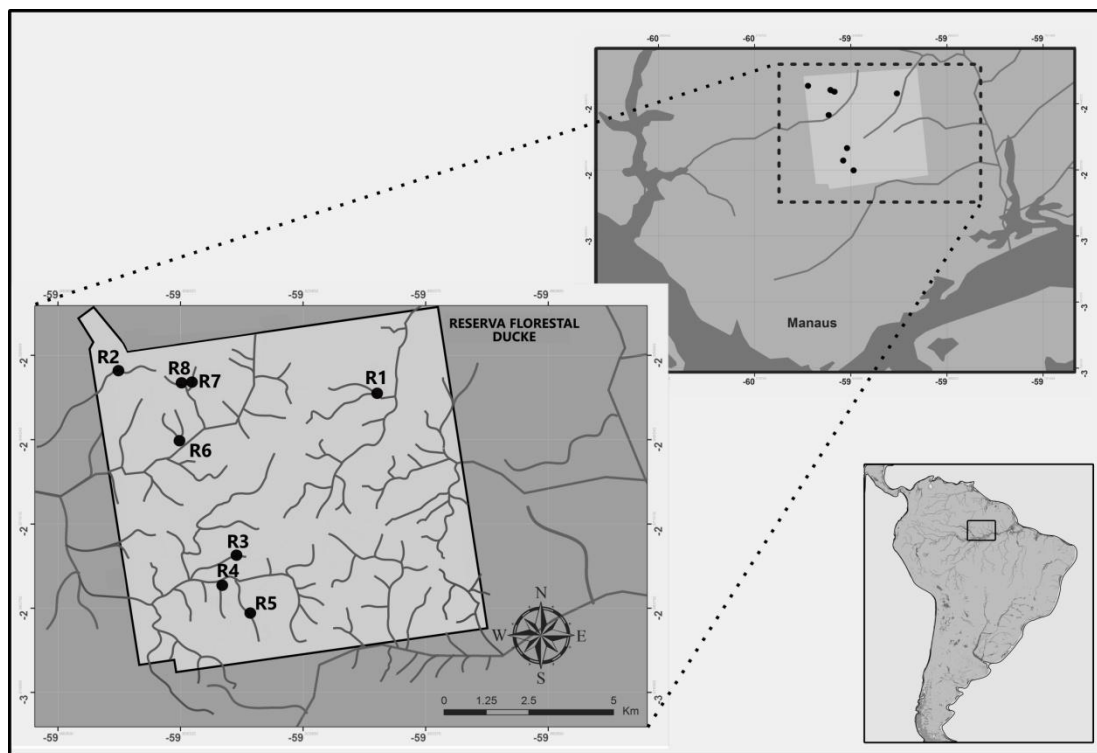
160

161 **Tabela 1. Microbacia hidrográfica e códigos dos riachos selecionados para condução do**
162 **experimento de decomposição foliar localizados na Reserva Florestal Ducke, Manaus(AM) entre o**
163 **período de setembro de 2012 a julho de 2013.**

Código Riacho	Coordenada Geográficas	Microbacia Hidrográfica
R1	S 02° 56' 09,8" - W 059° 54' 17,4"	Tinga
R2	S 02° 55' 48,7" - W 059° 58' 26,4"	Barro Branco
R3	S 02° 58' 44,3" - W 059° 56' 38,0"	Bolívia
R4	S 02° 59' 17,9" - W 059° 56' 48,0"	Bolívia
R5	S 02° 59' 46,4" - W 059° 56' 18,4"	Bolívia
R6	S 02° 57' 10,8" - W 059° 57' 27,5"	Acará
R7	S 02° 56' 05,7" - W 059° 57' 15,7"	Acará
R8	S 02° 56' 04,1" - W 059° 57' 21,6"	Acará

164

165



166

167 **Figura 1. Localização dos riachos selecionados para condução do experimento de decomposição**
 168 **foliar realizado na Reserva Florestal Ducke, Manaus(AM) entre o período de setembro de 2012 a**
 169 **julho de 2013.**

170

171 **Procedimento experimental**

172 O experimento foi realizado no período de setembro/2012 a julho/2013. Foram
 173 selecionadas duas espécies vegetais para serem utilizadas: *Protium* sp. (Burseraceae) e
 174 *Pourouma minor* Benoist (Cecropiaceae). Essas espécies foram selecionadas
 175 principalmente, pelas diferenças físicas e químicas em suas folhas iniciais (Tabela 2) e,
 176 por sua presença e abundância na região ripária dos riachos selecionados. A
 177 identificação taxonômica dessas espécies foi realizada por paratônomicos da região.

178 As folhas das espécies vegetais utilizadas foram caracterizadas no início do
 179 experimento levando em consideração suas concentrações iniciais de polifenóis, tanino,
 180 celulose, lignina e sua dureza. Essas análises foram realizadas no laboratório do

181 AquaRiparia da Universidade de Brasília e seguindo-se o proposto por Graça *et al.*
182 (2005).

183

184 **Tabela 2. Comparação dos valores médios e seus respectivos desvios obtidos para as características**
185 **físicas e químicas dos detritos foliares de *Protium sp.* e *Pourouma minor*. (Nota: teste t com valores**
186 **significativos a 0,05; t = estatística t; gl = graus de liberdade; p = valor de significância).**

187

Características	<i>Protium sp.</i>	<i>Pourouma minor</i>	T	gl	p
Dureza (g)	136 ± 11	189 ± 45	3,597	18	0,002
% Celulose	26 ± 1	29 ± 1	4,350	7	0,003
% Lignina	39 ± 1	49 ± 1	13,954	7	<0,005
% Tanino	6 ± 0,3	2 ± 0,2	-19,883	8	<0,005
% Polifenóis	21 ± 7	13 ± 3	-2,514	8	0,036

188

189

190 Todas as folhas utilizadas nesse experimento foram coletadas após sua abscisão.
191 Em seguida, essas folhas foram armazenadas em sala refrigerada (~18°C). Para cada
192 espécie vegetal, foram utilizados 160 pacotes de folhas (litter bags), confeccionados em
193 malha plástica medindo 10 x 20 cm, com abertura entre nós de 10 mm e contendo
194 aproximadamente 2 g ($\pm 0,01$) de folhas. Em cada riacho foram imersos 20 pacotes de
195 folhas de cada espécie vegetal.

196 Os pacotes de folhas foram submersos nos riachos em um único período, sendo
197 atados a cordões de náilon, presos por varas ao leito do riacho com uma distância entre
198 pacotes de cerca de 10 cm. Após 10 dias de incubação, foi feita a remoção de 5 pacotes
199 de folhas de cada espécie vegetal e de cada riacho. Esse tempo foi estimado como sendo
200 suficiente para que ocorresse o processo de lixiviação e o início do condicionamento
201 pelos micro-organismos (Rezende *et al.* 2014). Os tempos posteriores de retirada dos
202 pacotes foram calculados considerando as taxas de decomposição (k) obtidas para cada

203 espécie vegetal a partir do tempo inicial. Dessa forma, houve mais três tempos de
204 retiradas de pacotes de folhas visando atingir aproximadamente 75%, 50% e 25% de
205 massa remanescente para cada espécie vegetal. O coeficiente de decomposição (k) dos
206 pacotes de folhas foi obtido através do modelo exponencial negativo da percentagem de
207 peso dos pacotes de folhas ao longo do tempo ($W_t = W_0 \cdot e^{-kt}$, onde W_t = peso final; W_0 =
208 peso inicial; $-k$ = taxa de decaimento; e = número de Euler e t = tempo) (adaptado de
209 Olson, 1963).

210 Os pacotes retirados dos riachos foram inseridos imediatamente em sacos
211 plásticos individualizados e transportados em caixas térmicas com gelo para o
212 Laboratório de Citotaxonomia e Insetos Aquáticos do Instituto Nacional de Pesquisas da
213 Amazônia. No laboratório, as folhas de cada pacote foram cuidadosamente lavadas com
214 água destilada e esterilizada sobre peneira com abertura de malha de 120 μ m. Todos os
215 invertebrados aquáticos retidos na peneira foram separados em frascos plásticos
216 contendo álcool etílico (80%).

217 Em capela de fluxo laminar horizontal e devidamente esterilizada, foram
218 retirados dois conjuntos de cinco discos de folhas das amostras que continham material
219 remanescente foliar suficiente para o corte. Os discos possuíam o diâmetro de 1,2 cm e
220 cada conjunto foi utilizado, respectivamente, para estimar a concentração de ergosterol
221 e do peso seco livre de cinzas (PSLC). Para a obtenção do PSLC, o conjunto de disco de
222 folhas foi seco em estufa (50 °C durante 72 h), pesado em balança analítica (precisão =
223 0,0001 g) e, posteriormente, calcinado em forno mufla (500 °C durante 4h). Ao final da
224 calcinação, o material remanescente foi novamente pesado em balança analítica e os
225 valores do PSLC foram extrapolados para o peso total da massa do detrito remanescente
226 (ver Gonçalves *et al.* 2014).

227 **Comunidades**

228 A quantificação da biomassa fúngica presente nas folhas foi estimada através da
229 concentração de ergosterol (lipídio exclusivo das membranas de fungos). Quando
230 possível, de cada pacote de folha foram cortados 5 discos de folhas com 1,2 cm de
231 diâmetro. Até o momento da realização da análise, os discos de folhas foram mantidos à
232 -20°C. A extração de ergosterol foi realizada no laboratório AquaRiparia da
233 Universidade de Brasília seguindo o protocolo de Gessner (2005). Em síntese, esse
234 método consiste na eluição do ergosterol, utilizando filtros e câmara a vácuo. Após
235 lavagens subsequentes das amostras com isopropanol, as amostras são analisadas em
236 HPCL onde a concentração do ergosterol é estimada pela medida da área da altura dos
237 picos obtidos.

238 Os invertebrados aquáticos foram triados, quantificados e identificados em nível
239 de família. As principais chaves taxonômicas utilizadas para a identificação foram: Pes
240 *et al.* (2005); Pereira *et al.* (2007); Hamada e Ferreira-Kepler (2012); Hamada *et al.*
241 (2014).

242

243 **Análise dos dados**

244 Foram utilizados modelos lineares generalizados (GLM) com distribuição
245 gaussiana (link = log; test = F), para avaliar as diferenças da quantidade de material
246 vegetal remanescente (variável resposta) entre o tempo de retirada dos pacotes de folhas
247 (tempo), as espécies vegetais, os riachos e a interação entre os dois primeiros fatores
248 (variáveis explanatórias). A mesma análise foi utilizada para avaliar as diferenças nas
249 concentrações de ergosterol e nas métricas da comunidade de invertebrados (abundância
250 média, riqueza média e densidade média) entre os fatores supracitados.

251 Foi utilizado teste-t para analisar as diferenças entre os valores de coeficientes
252 de decomposição (k) das duas espécies vegetais. Enquanto que para analisar as
253 diferenças entre a massa seca remanescente (%) e composição de invertebrados
254 aquáticos em termos de espécie vegetal, tempo, a interação entre esses fatores (tipo de
255 detrito x tempo) e riachos foi realizada análise de covariância.

256 A comparação da composição de invertebrados aquáticos entre as espécies
257 vegetais ao longo do tempo foi realizada através de uma análise de covariância
258 considerando o único eixo da análise de Escalonamento Multidimensional Não Métrico
259 (NMDS) como a variável resposta. Foram também realizadas análises de táxons
260 indicadores (IndVal) para identificar possíveis táxons associados a cada tempo amostral
261 para cada espécie vegetal.

262 As análises estatísticas consideraram como nível de significância $p = 0,05$.
263 Todas as análises foram realizadas por meio do programa R (R Core Team 2013),
264 empregando o pacote “vegan” e a função “metaMDS”. A exceção foi a análise de
265 táxons indicadores que foi realizada no programa PC-Ord 5.10 (McCune e Mefford
266 2006).

267

268 **Resultados**

269

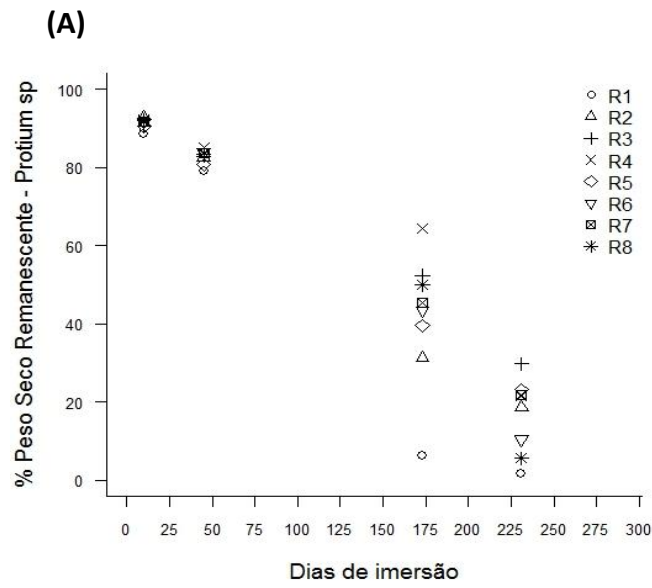
270 **Decomposição foliar**

271 A taxa de decomposição das folhas da espécie *Protium* sp. foi mais rápida que
272 das folhas de *P. minor*. Em média, as folhas de *Protium* sp. apresentaram $16,6 \pm 9,63\%$
273 de percentagem de massa remanescente após 231 dias submersas; enquanto as folhas de
274 *Pourouma minor* apresentaram $22,3 \pm 14,2\%$ em 280 dias. Ambas as espécies

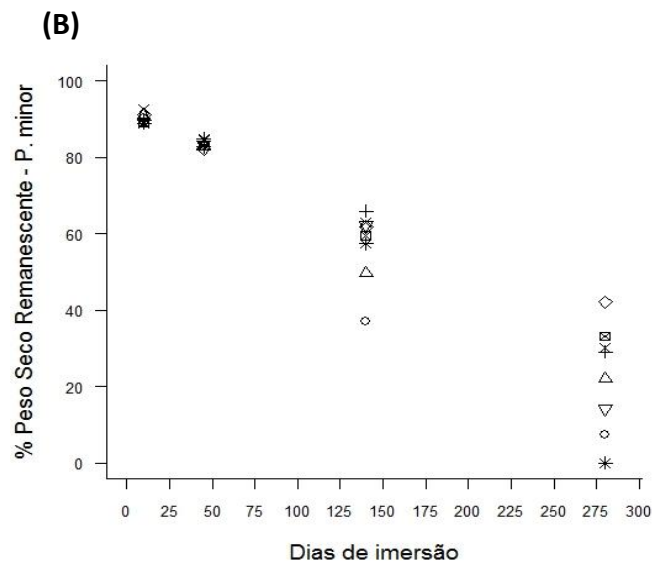
275 necessitaram de mais de 120 dias de submersão nos riachos para decompor mais de
276 50% da massa (Figura 2). O maior valor de coeficiente de decomposição foi encontrado
277 *Protium* sp. ($k = 0,008 \pm 0,0039/\text{dia}$), enquanto que *P. minor* o maior valor de k foi =
278 $0,005 \pm 0,0019/\text{dia}$. Esses resultados foram estatisticamente significantes ($t = 3,55$; $p =$
279 $0,009$).

280 O riacho R1 apresentou a menor percentagem de massa seca remanescente para
281 *Protium* sp. (1,76%), enquanto o R3 apresentou a maior percentagem de massa
282 remanescente ao final do experimento (29,72%). Para *P. minor*, o R5 obteve a maior
283 percentagem de material remanescente (42,15%), com decomposição total de folhas no
284 R8. Considerando os valores médios de k , os maiores valores foram encontrados para o
285 R1, com *Protium* sp. $k = 0,017/\text{dia}$ e com *P. minor* $k = 0,009/\text{dia}$. Os menores valores
286 médios de k por riacho diferiram entre as espécies vegetais, sendo o menor valor de k
287 para *Protium* sp. encontrado nos R3 e R4 ($k = 0,005/\text{dia}$) e para *P. minor*, no R5 com k
288 $= 0,03/\text{dia}$. Ao analisar as espécies de folhas, os riachos estudados, os tempos amostrais
289 e a interação entre espécies vegetais e tempos amostrais foram observadas diferenças
290 entre eles (Tabela 3).

291



292



293

294 **Figura 2.** Percentagem de massa do detrito foliar remanescente de (A) *Proutium* sp. e (B) *P. minor*
 295 ao longo do tempo de decomposição em riachos da Reserva Florestal Ducke, Manaus (AM).

296 **Tabela 3. Estatística das análises de covariância utilizada para comparar massa seca remanescente**
 297 **(%) e composição de invertebrados aquáticos em termos de espécie vegetal, tempo, a interação**
 298 **entre esses fatores (tipo de detrito x tempo) e riachos. Significância (p), graus de liberdade (gl),**
 299 **Soma dos quadrados (SQ), Quadrado médio (MQ). (Nota: valor de p em negrito significativos a**
 300 **0,05).**

	gl	SQ	MQ	F	P
% Massa seca remanescente					
Espécie vegetal	1	0,507	0,507	22,347	<0,001
Tempo	1	18,663	18,663	823,389	<0,001
Riacho	7	0,698	0,100	4,401	<0,001
Espécie vegetal x Tempo	1	0,272	0,272	12,013	0,001
Resíduos	53	1,201	0,023		

301

302

303 **Biomassa de fungos aquáticos**

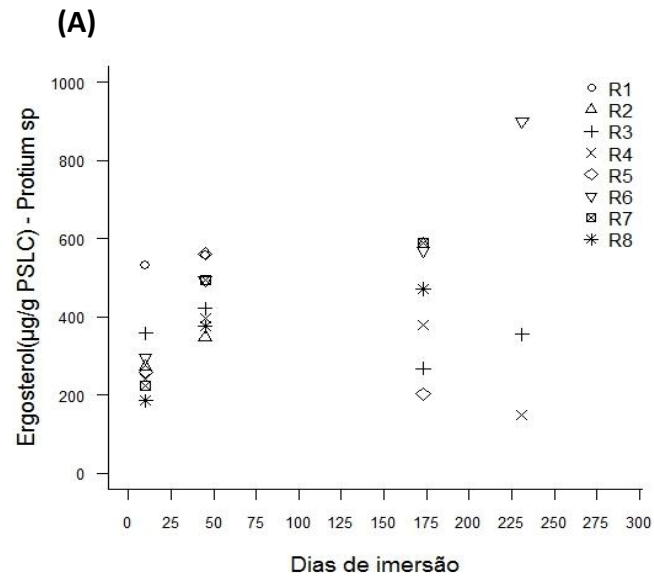
304 A maior concentração média de ergosterol foi observada em *Protium* sp. ($403 \pm$
 305 $169 \mu\text{g/g PSLC}$) quando comparado com os valores em *P. minor* ($379 \pm 190 \mu\text{g/g}$
 306 PSLC). Ao que tange os riachos, houve uma variação entre os maiores e menores
 307 valores encontrados para o ergosterol. Essa variação dependeu do tempo de retirada e da
 308 espécie vegetal. Por exemplo, para a espécie *Protium* sp., o riacho R1 e R8
 309 apresentaram, respectivamente, os maiores e menores valores no primeiro tempo de
 310 retirada ($R1 = 532 \pm 208 \mu\text{g/g PSLC}$; $R8 = 185 \pm 139 \mu\text{g/g PSLC}$). No último tempo de
 311 retirada, o R6 apresentou o maior valor de ergosterol ($R6 = 899 \mu\text{g/g PSLC}$) para
 312 *Protium* sp., enquanto o R4 apresentou o menor valor ($R4 = 148 \mu\text{g/g PSLC}$).
 313 Analisando os padrões de ergosterol para a *P. minor*, no primeiro tempo de retirada os
 314 riachos R5 e R7, apresentaram respectivamente, o maior e o menor valor médio ($R5 =$
 315 $614 \pm 177 \mu\text{g/g PSLC}$; $R7 = 278 \pm 204 \mu\text{g/g PSLC}$). No último tempo de retirada para

316 essa espécie vegetal, os riachos que apresentaram o maior valor e o menor valor médio
317 foram, respectivamente, o R3 e R4 (R3 = 456 µg/g PSLC; R4 = 62,5 ± 45 µg/g PSLC).

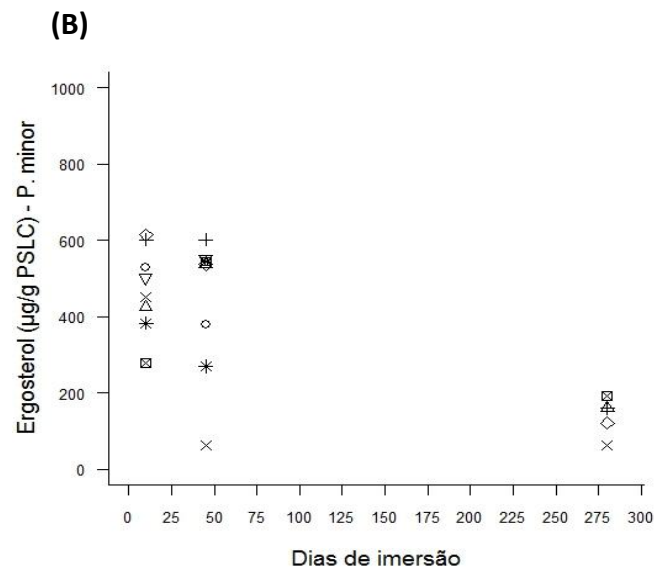
318 Com relação aos tempos amostrais, *Protium* sp. apresentou a maior concentração
319 média de biomassa de fungos no último tempo de retirada (467 ± 388 µg/g PSLC). O
320 contrário foi encontrado para a espécie *P. minor* que apresentou a maior concentração
321 no primeiro tempo de experimento (473 ± 113 µg/g PSLC) (Figura 3). Assim, esses
322 resultados foram estatisticamente diferentes em relação aos riachos, tempo amostral e
323 interação entre espécie vegetal x tempo amostral (Tabela 4).

324

325



326



327

328 **Figura 3. Biomassa de fungos aquáticos (Ergosterol) encontrada no detrito foliar de (A) *Protium sp***
329 **e (B) *P. minor* ao longo dos dias de imersão em riachos da Reserva Florestal Ducke, Manaus (AM).**

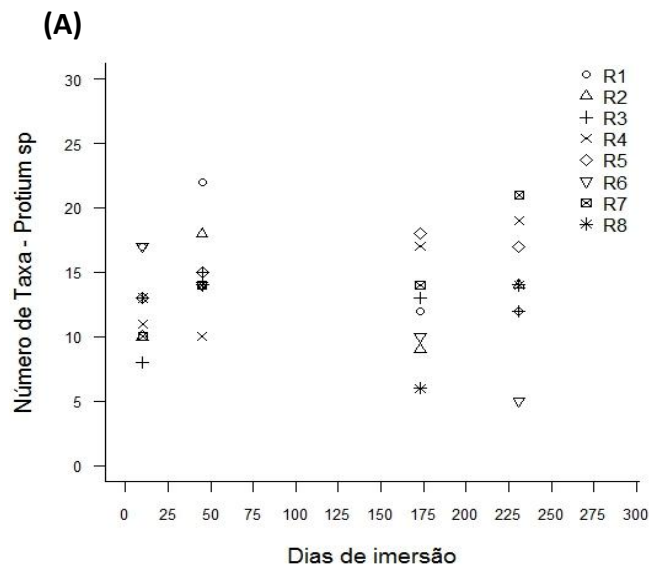
330

331 **Colonização e estrutura da comunidade de invertebrados aquáticos**

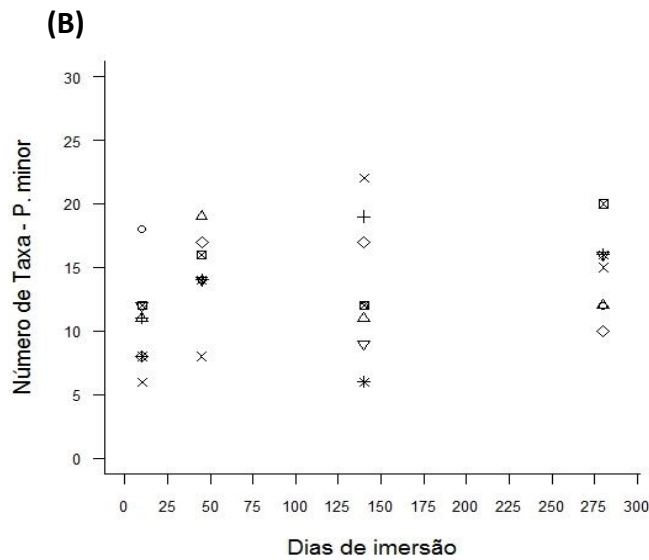
332 No total foram coletados 15.756 indivíduos de invertebrados aquáticos
333 distribuídos em 54 táxons. Nas folhas de *Protium* sp. foram coletados 7.729 organismos
334 distribuídos entre 48 táxons, enquanto que em *P. minor* foram encontrados 8.027
335 indivíduos distribuídos entre 44 táxons. Em geral, a classe Insecta foi a mais abundante
336 nos pacotes de folhas das duas espécies vegetais estudadas.

337 As famílias Chironomidae (Diptera), Simuliidae (Diptera) e Hydroptilidae
338 (Trichoptera) apresentaram as maiores abundâncias, representando juntas
339 aproximadamente 78% dos indivíduos encontrados. Esse padrão também foi encontrado
340 quando analisada cada espécie vegetal isoladamente. Destaca-se a alta abundância da
341 família Chironomidae que apresentou sozinha mais de 60% da abundância encontrada
342 em ambas as espécies vegetais. No entanto, a riqueza média não diferiu
343 significativamente entre as espécies vegetais, os tempos de retirada, os riachos e a
344 interação entre a espécie vegetal x tempo de retirada (Tabela 4; Figura 4).

345



346



347

348 **Figura 4. Número de táxons de invertebrados aquáticos encontrados no detrito foliar de (A)**
 349 ***Protium* sp. e (B) *Pourouma minor* ao longo dos dias de imersão em riachos da Reserva Florestal**
 350 **Ducke, Manaus (AM).**

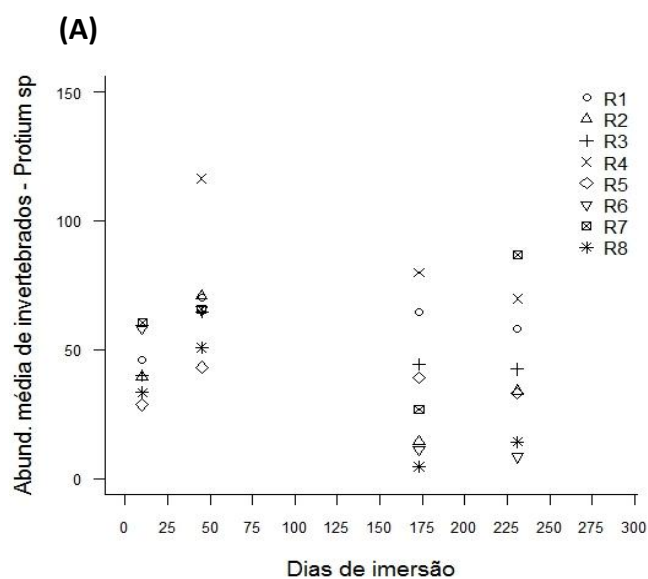
351

352 A maior abundância média foi registrada para a espécie de *P. minor* com $50,2 \pm$
 353 $41,4$ indivíduos, enquanto *Protium* sp. apresentou uma média de $48,3 \pm 37,9$ indivíduos.
 354 O riacho R4 apresentou as maiores abundâncias média para ambas as espécies vegetais
 355 (*Protium* sp. = $81,6 \pm 60,7$ ind.; *P. minor* = $87,1 \pm 70,3$ ind.). Porém, houve

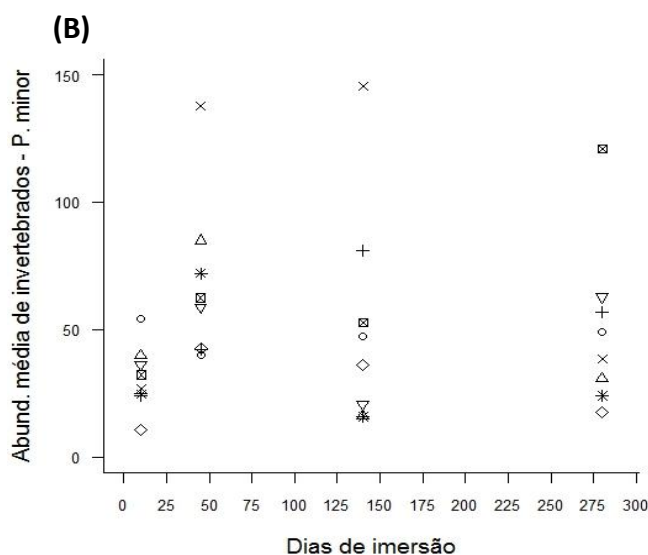
356 divergências quanto as menores abundâncias médias de invertebrados aquáticos com
357 relação a espécie vegetal/riacho. A menor abundância média para *Protium* sp. foi
358 registrada para o R8 com $25,7 \pm 22,3$ ind.; enquanto *P. minor* registrou a menor
359 abundância média no R5 com $26,7 \pm 26,4$ ind..

360 Com relação aos tempos amostrais, as maiores abundâncias médias foram
361 registradas para o segundo tempo amostral (45 dias de imersão) para ambas as espécies
362 vegetais (Figura 5). Contudo, houve divergência para as menores abundâncias médias
363 encontradas. Enquanto *P. minor* apresentou as menores abundâncias médias no tempo
364 de 10 dias de submersão ($\sim 31 \pm 20,3$ ind.), *Protium* sp. obteve as menores abundâncias
365 após 173 dias de incubação ($\sim 35,6 \pm 31,1$ ind.). Apesar disso, a abundância média de
366 invertebrados aquáticos apresentaram diferenças significativas somente entre os riachos
367 estudados.

368



369



370

371 **Figura 5. Abundância média de invertebrados aquáticos encontrados no detrito foliar de (A)**
 372 ***Protium sp.* e (B) *Pourouma minor* ao longo dos dias de imersão em riachos da Reserva Florestal**
 373 **Ducke, Manaus (AM).**

374

375 Em geral, *Protium sp.* apresentou a maior densidade média de organismos,
 376 obtendo $71,6 \pm 104,2$ ind./g PSLC enquanto *P. minor* apresentou $61,4 \pm 73,9$ ind./g
 377 PSLC. Considerando os riachos estudados, os maiores valores encontrados dependeram

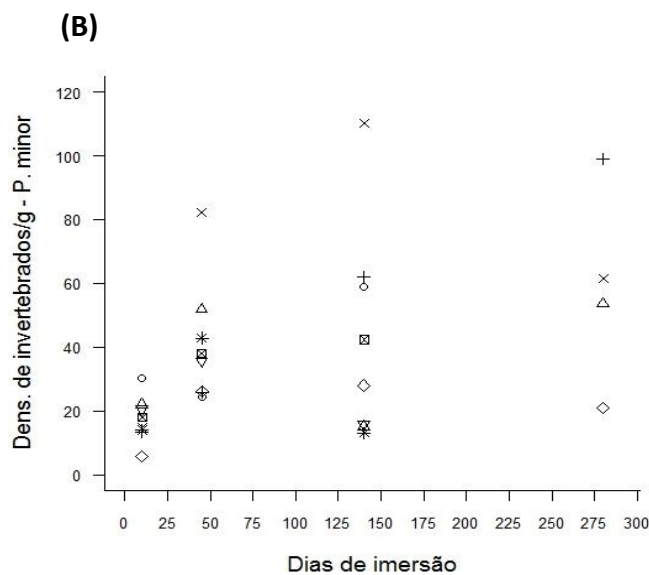
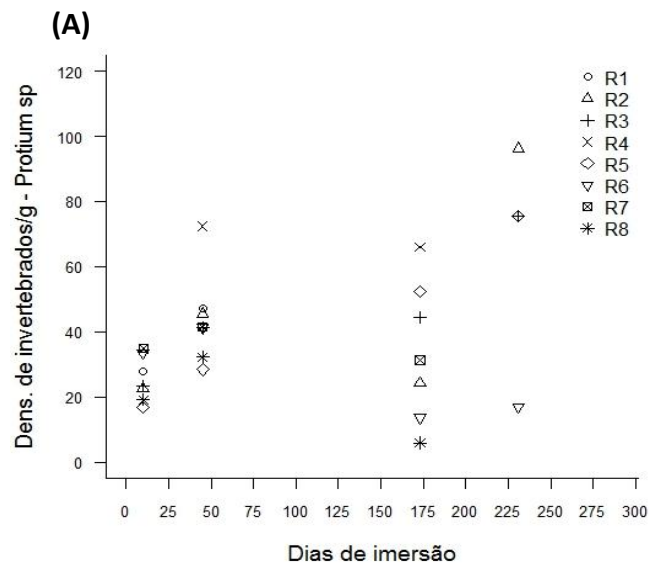
378 do tempo de retirada dos pacotes e da espécie vegetal. Por exemplo, após 10 dias de
379 retirada, o R7 e R5 apresentaram, respectivamente, o maior e menor valor de densidade
380 de invertebrados para *Protium* sp. (R7 = 35 ind./g PSLC; R5 = 16,8 ind./g PSLC). Em
381 contraste, para esse mesmo tempo amostral, os riachos R1 e R5, respectivamente,
382 apresentaram o maior valor de densidade de organismos para *P. minor* (R1 = 30,4 ind./g
383 PSLC; R5 = 5,9 ind./g PSLC). No último tempo amostral, R7 apresentou a maior
384 densidade de organismos com 212 ind./g PSLC para *Protium* sp. enquanto R6 a menor
385 (17 ind./g PSLC). Em contraste, no último tempo de retirada dos pacotes de *P. minor*, o
386 riacho R1 apresentou a maior densidade média (341,1 ind./g PSLC) e novamente o R5
387 apresentou a menor densidade (20,8 ind./g PSLC). Essas diferenças encontradas para a
388 densidade média de invertebrados aquáticos foram estatisticamente diferentes somente
389 para os riachos e para os tempos amostras. Dessa forma, não houve diferenças
390 significativas entre as espécies de vegetais e a interação entre espécie vegetal x tempo
391 de retirada (Tabela 4; Figura 6).

392

393 Tabela 4. Estatísticas dos modelos lineares generalizados (GLM) utilizados para comparar a
 394 concentração de ergosterol, abundância média, densidade média e riqueza média de invertebrados
 395 aquáticos em termos de espécie vegetal, tempo, a interação entre esses fatores (Tipo de detrito x
 396 Tempo) e riachos. Significância (p), graus de liberdade (gl), grau residual e desvio residual. (Nota:
 397 valores de p negrito significativos a 0,05).

	Gl	gl Residual	Desv. Residual	p
Ergosterol µg/g PSLC				
Espécie vegetal	1	6614	1442297	0,562
Tempo	1	105047	1337250	0,021
Riacho	7	320221	1017030	0,023
Espécie vegetal x Tempo	1	308418	708612	<0,001
Abundância média de invertebrados				
Espécie vegetal	1	55,5	54002	0,769
Tempo	1	282,4	53720	0,507
Riacho	7	18376,6	35343	<0,001
Espécie vegetal x Tempo	1	1314,8	34029	0,152
Riqueza média de invertebrados				
Espécie vegetal	1	0,766	1011,09	0,831
Tempo	1	18,823	992,27	0,290
Riacho	7	89,484	902,79	0,621
Espécie vegetal x Tempo	1	11,521	891,27	0,408
Densidade média de invertebrados				
Espécie vegetal	1	1139	442232	0,643
Tempo	1	90399	351833	<0,001
Riacho	7	87315	264518	0,021
Espécie vegetal x Tempo	1	37	264481	0,934

398



399

400

401 **Figura 6. Densidade média de invertebrados aquáticos encontrados no detrito foliar de (A) *Protium***
 402 **sp. e (B) *Pourouma minor* ao longo dos dias de imersão em riachos da Reserva Florestal Ducke,**
 403 **Manaus (AM).**

404

405 Quando considerada a composição de invertebrados representada pelo primeiro
 406 eixo da NMDS, houve diferenças significativas entre os tempos de incubação e a
 407 interação entre espécie vegetal e tempos de incubação (Tabela 5). Em relação às

408 espécies vegetais, Nematoda e os Insecta Collembola, Ephydriidae (Diptera), Aeshnidae
409 (Odonata), Philopotamidae (Trichoptera), Dicteriadidae (Odonata), Megapodagrionidae
410 (Odonata), Sialidae (Megaloptera), Veliidae (Heteroptera) e Diptera (morfotipo II)
411 foram exclusivos de *Protium* sp. Os detritos de *P. minor* apresentaram como táxons
412 exclusivos as seguintes famílias de Insecta: Psychodidae, Phoridae, Corduliidae,
413 Lutrochidae, Scirtidae e Blabbaridae. Em relação ao tempo amostral, as famílias de
414 Insecta Megapodagrionidae (Odonata) e Veliidae (Heteroptera) ocorreram somente no
415 primeiro estágio de colonização na espécie *Protium* sp. enquanto para *P. minor* apenas
416 Hirudina ocorreu exclusivamente no primeiro tempo de imersão. Por outro lado, para
417 *Protium* sp. foi registrada a ocorrência dos táxons Nematoda, Collembola,
418 Euthyplociidae (Ephemeroptera) e Coenagrionidae (Odonata) somente no último tempo
419 de decomposição. *P. minor* apresentou como táxons exclusivos do último tempo
420 amostral Psychodidae, Gyrinidae, Crambidae e Euthyplociidae (Figuras 7 e 8).

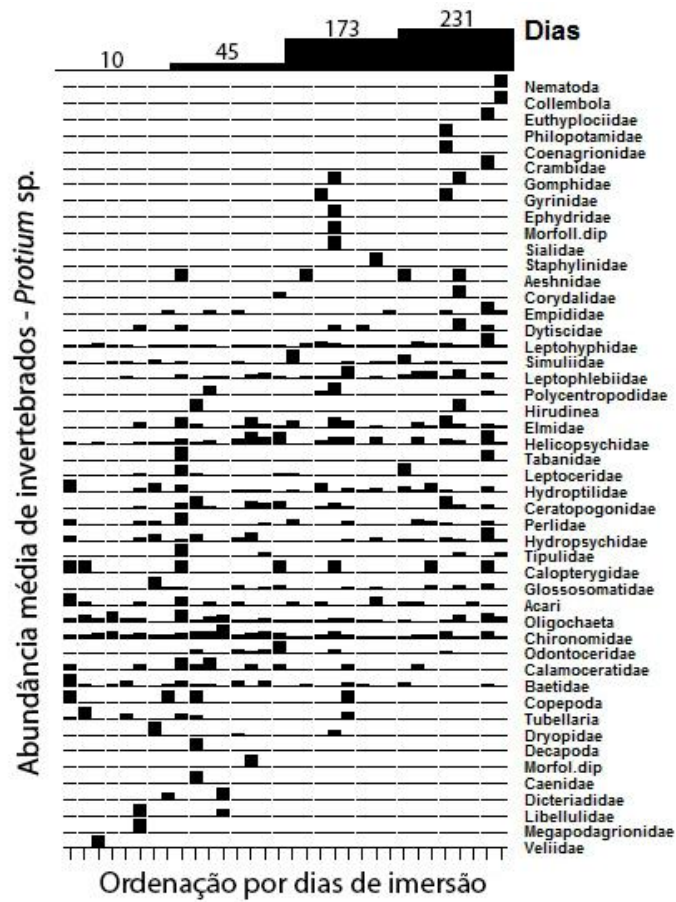
421

422 Tabela 5. Estatística das análises de covariância utilizada para comparar a composição de
 423 invertebrados aquáticos em termos de espécie vegetal, tempo, a interação entre esses fatores (Tipo
 424 de detrito x Tempo) e riachos. Valores de significância (p), graus de liberdade (gl), Soma dos
 425 quadrados (SQ), Quadrado médio (MQ) e F calculado (F). (Nota: Valores de p em negrito
 426 significativo a 0,05; ¹ – Considerando os valores dos scores do eixo único da NMDS.).

	Gl	SQ	MQ	Valor F	P
Composição de invertebrados aquáticos¹					
Espécie vegetal	1	0,118	0,1176	0,528	0,471
Tempo	1	1,473	1,4732	6,614	0,013
Riacho	7	6,391	0,913	4,099	0,001
Espécie vegetal x Tempo	1	1,408	1,4082	6,322	0,015
Resíduos	53	11,805	0,2227		

427

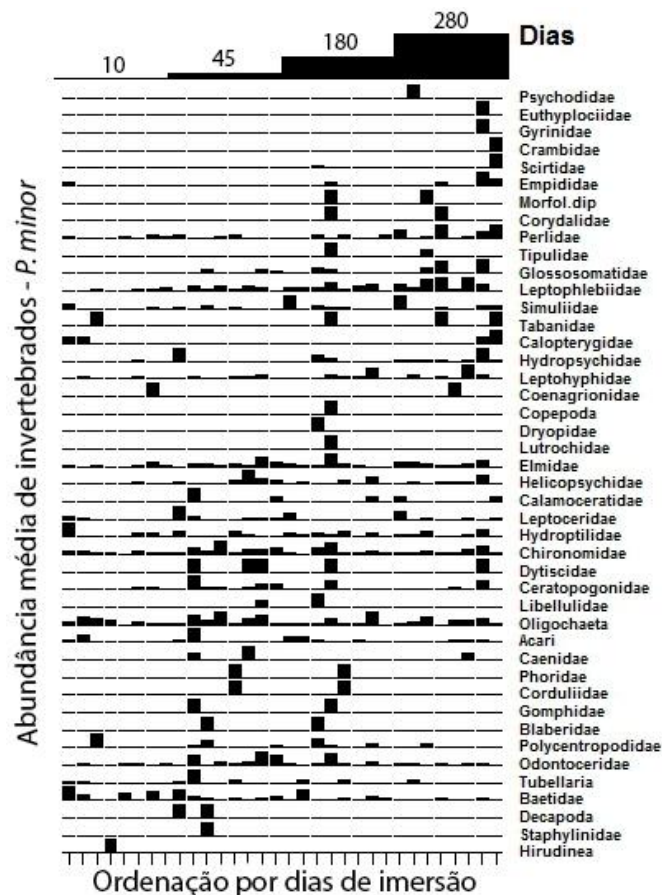
428



429

430 **Figura 7. Abundância média de invertebrados aquáticos em detritos foliares de *Protium* sp.**

431 **ordenada pelo número de dias de imersão.**



432

433 **Figura 8. Abundância média de invertebrados aquáticos em detritos foliares de *P. minor* ordenada**
 434 **pelo número de dias de imersão.**

435

436 A análise de táxons indicadores, que considera frequência de ocorrência e
 437 abundância de cada táxon, não demonstrou nenhum invertebrado como sendo indicador
 438 de uma das espécies vegetais. No entanto, ao analisarmos o período, a análise
 439 evidenciou os táxons Ceratopogonidae (valor indicador 48,1; $p = 0,0344$),
 440 Chironomidae (valor indicador 40,1; $p = 0,007$), Calamoceratidae (valor indicador 39,8;
 441 $p = 0,0248$) e Odontoceridae (valor indicador 52,7; $p = 0,0318$) como indicadores do
 442 segundo tempo de retirada para a espécie *Protium* sp. Para a espécie *P. minor*, a análise
 443 mostrou que Ceratopogonidae (valor indicador 46,4; $p = 0,0506$) foi indicador do

444 segundo tempo amostral enquanto os táxons Leptophlebiidae (valor indicador 41,7; p =
445 0,0488) e Perlidae (valor indicador 47,1; p = 0,0166) foram indicadores para o último
446 tempo de retirada desse experimento.

447

448 **Discussão**

449

450 **Taxa de decomposição**

451 O tempo requerido para atingir aproximadamente 25% de massa remanescente
452 divergiu entre as duas espécies vegetais estudadas. Nossos resultados podem ser
453 explicados pelas diferenças intrínsecas na composição química (LeRoy e Marks 2006;
454 König *et al.* 2014; Rezende *et al.* 2014) e nas propriedades físicas das folhas (Ardón e
455 Pringle 2008; Graça e Cressa 2010). Detritos foliares com altas quantidades de
456 compostos secundários tais como polifenóis e taninos, tendem a ter uma rápida
457 decomposição, uma vez que esses compostos sendo hidrofílicos são rapidamente
458 lixiviados, acelerando a decomposição do detrito (Gomes 2015). No entanto, aqueles
459 detritos vegetais que apresentam maiores concentrações de compostos estruturais (p. ex.
460 lignina e celulose) e assim com maior dureza foliar, levam mais tempo para se
461 decompor uma vez que possuem uma cutícula externa difícil de remover (Ardón e
462 Pringle 2008), dificultando a lixiviação dos compostos hidrofílicos. Isso pode explicar
463 as diferenças encontradas nas taxas de decomposição das espécies *Protium* sp. e *P.*
464 *minor*, visto que elas possuem diferenças significativas nos seus teores iniciais de
465 compostos secundários e compostos estruturais.

466 Com relação aos coeficientes de decomposição, embora as espécies vegetais
467 tenham apresentado valores significativamente diferentes, ambas foram classificadas

468 com velocidades intermediárias de decomposição foliar (Gonçalves *et al.* 2014). Esses
469 valores dos coeficientes de decomposição também decorrem de características dos
470 riachos onde as espécies vegetais se decompõem (Landeiro *et al.* 2010; Gonçalves *et al.*
471 2012b). Assim, uma mesma espécie vegetal poderá apresentar valores de coeficiente de
472 decomposição diferentes quando submetida à ambientes diferentes. Por exemplo,
473 Moretti *et al.* (2007) estudando a decomposição *Protium heptaphyllum* March
474 (Burseraceae) em um riacho no sudeste do Brasil, encontraram valores de decomposição
475 diferentes dos obtidos por Gonçalves *et al.* (2012b), ao estudar a decomposição da
476 mesma espécie em um riacho de Mata Atlântica.

477

478 **Biomassa de fungos**

479 Os valores de biomassa fúngica encontrados para as espécies vegetais estudadas
480 foram considerados altos quando comparados aos estudos anteriores em regiões
481 tropicais (Capps *et al.* 2011; Gonçalves *et al.* 2012b; Rezende *et al.* 2014). Gonçalves *et*
482 *al.* (2012b) ao longo de seu estudo, encontraram valores de concentração de ergosterol
483 abaixo de 400 µg/g peso seco livre de cinzas (PSLC) para a espécie *Protium*
484 *heptaphyllum*. Nesse trabalho, *Protium* sp. atingiu valores acima de 800 µg/g PSLC.
485 Provavelmente isto está relacionado às condições ambientais dos riachos estudados que
486 favorecem a colonização por fungos aquáticos (Pascoal *et al.* 2005; Gonçalves *et al.*
487 2012b; Graça *et al.* 2015). Esse argumento pode ser confirmado uma vez que neste
488 estudo não houve diferenças significativas entre as concentrações de biomassa de
489 fungos quando considerada a espécie vegetal estudada.

490

491

492 **Invertebrados aquáticos**

493 As altas abundâncias de Chironomidae (Diptera) seguiram os padrões de outros
494 trabalhos realizados em riachos amazônicos (Rueda-Delgado *et al.* 2006; Landeiro *et al.*
495 2008; 2010). Segundo Gonçalves *et al.* (2007) Chironomidae, embora sejam um grupo
496 tipicamente coletor, possuem um papel importante na decomposição foliar pois
497 participam da ciclagem de nutrientes e das interações tróficas envolvidas nesse processo
498 ecológico. Além disso, eventualmente podem assumir o papel de fragmentador (Callisto
499 *et al.* 2007).

500 A condição generalista de alguns fragmentadores tropicais foi proposto por
501 Graça *et al.* (2015). Porém, o mesmo autor discute que em sistemas tropicais, a
502 definição dos grupos tróficos funcionais em invertebrados aquáticos ainda não está clara
503 devido à escassez de estudos que analisem o conteúdo alimentar desses organismos ou
504 que realizem análises com isótopos estáveis.

505 Nesta pesquisa, houve similaridade das abundâncias médias e da riqueza de
506 invertebrados aquáticos entre as espécies vegetais estudadas e os tempos amostrais. A
507 exceção foi para abundância média e a densidade média de invertebrados com relação
508 aos riachos. Segundo o conceito da Imparidade com o Descontínuo Fluvial proposto por
509 Poole (2002), os riachos são constituídos de segmentos descontínuos. Nesses
510 segmentos, a comunidade biológica irá responder às características locais da paisagem
511 fluvial e esses segmentos não são necessariamente mais semelhantes estrutural e
512 funcionalmente com as comunidades de segmentos adjacentes. Assim, Poole (2002)
513 assumiu que os rios e riachos são sistemas únicos, ímpares em suas estruturas e funções
514 dentro da escala de bacia hidrográfica. Esse conceito pode explicar as diferenças
515 significantes encontradas entre os riachos para a maioria dos fatores analisados nessa

516 pesquisa (biomassa de fungos, abundância média e densidade de invertebrados
517 aquáticos e mesmo o processo de decomposição dos pacotes de folhas).

518 As maiores densidades média de invertebrados aquáticos foram registradas para
519 os últimos tempos amostrais para ambos os tipos de folhas. Essa tendência foi
520 demonstrada em estudos anteriores em zonas tropicais (Ligeiro *et al.* 2010; Oliveira *et*
521 *al.* 2014). Isso pode ser devido ao avanço do condicionamento dos detritos realizado
522 pelos micro-organismos (Gonçalves *et al.* 2012a,b).

523 De acordo com os nossos resultados, as duas espécies vegetais evidenciaram um
524 padrão similar de composição de invertebrados aquáticos. Por exemplo, Oligochaeta,
525 Chironomidae e Baetidae foram encontrados nos primeiros tempos amostrais e
526 persistiram até o final do experimento em ambas as espécies vegetais. Provavelmente
527 esses táxons apresentam boa capacidade de dispersão e utilizam os detritos de folhas
528 como substratos e/ou abrigos. Landeiro *et al.* (2010), em seu trabalho sobre o efeito do
529 “Litter patch” discute que as espécies da família Baetidae, por exemplo, têm boas
530 habilidades de dispersão. As espécies de Baetidae geralmente utilizam a deriva para se
531 dispersarem e, dessa forma, estão entre os primeiros colonizadores de novos substratos
532 (Melo e Froehlich 2004).

533 A composição dos invertebrados aquáticos mudou durante o tempo de
534 decomposição de cada espécie vegetal. Esses dados seguem o padrão geral da “sucessão
535 ecológica degradativa” onde uma sequência de mudanças provocadas pela colonização
536 de alguns organismos, gera alterações nas propriedades físicas e químicas dos substratos
537 habitados e dessa forma, torna o substrato foliar mais atrativo para outros colonizadores
538 (Begon *et al.* 2006). Assim, o tempo de exposição do detrito foliar pode ser uns dos

539 principais fatores que influenciam a estabilidade da comunidade de invertebrados
540 aquáticos associada ao processo de decomposição foliar (Ligeiro *et al.* 2010).

541 Em síntese, os dados obtidos evidenciaram que a qualidade do detrito inicial
542 influencia as taxas de decomposição das espécies vegetais. No entanto, nossos
543 resultados indicaram que a abundância média, riqueza e densidade média de
544 invertebrados aquáticos, bem como a biomassa de fungos não foram significativamente
545 maiores em detritos foliares com menor dureza, refutando nossa hipótese. Logo, as
546 características físicas e químicas iniciais das espécies vegetais estudadas aqui não foram
547 determinantes na colonização de invertebrados aquáticos e na biomassa de fungos
548 aquáticos.

549 Nossos resultados demonstram que atributos das comunidades biológicas
550 (fungos e invertebrados aquáticos) são influenciados pelo tempo de decomposição e
551 pelo riacho em que os detritos vegetais estão se decompondo. Dessa forma, esse estudo
552 foi essencial para compreender a importância que o riacho pode apresentar sobre o
553 processo de decomposição foliar, sobretudo, na região amazônica brasileira. Nossos
554 resultados levam a conclusão que mudanças na vegetação ripária e modificações
555 ambientais nos riachos podem gerar alterações no processamento de matéria orgânica
556 foliar, e conseqüentemente, atingir o fluxo de energia nesses ecossistemas. Porém,
557 estudos futuros onde as características físicas e químicas dos riachos possam ser
558 incorporadas às análises devem ser realizados para confirmar com nosso trabalho.

559

560 **Agradecimentos**

561 Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) (proc.
562 BIONORTE 142014/2011-7 e Nº 141494/2014-0) pela bolsa de doutorado concedida à

563 primeira autora e ao projeto PRONEX-CNPq/FAPEAM pelo recurso financeiro
564 disponibilizado. Nós também agradecemos a Rafael Boldrini pelo suporte logístico
565 disponibilizado em laboratório e a Pedro Pequeno pelo auxílio nas análises estatísticas.

566

567 **Bibliografia Citada**

568

569 Abelho, M. 2001. From litterfall to breakdown in streams: a review. *The scientific*
570 *world*, 1: 656-680.

571 Alvim, E.A.C.C.; Medeiros, A.O.; Rezende, R.S.; Gonçalves, J.F.Jr. 2014. Small leaf
572 breakdown in a Savannah headwater stream. *Limnologica (Jena)*, 1: xx-xx.

573 Ardón, M.; Pringle, C.M. 2008. Do secondary compounds inhibit microbial-and insect-
574 mediated leaf breakdown in a tropical rainforest stream, costa rica? *Oecologia*, 155:
575 311-323.

576 Baccaro, F.B.; Drucker, D.P.; Vale, J.; Oliveira, M.L.O.; Magalhães, C.; Lepsch-Cunha,
577 N.E; Magnusson, W.E. 2008. A Reserva Florestal Ducke. In: Oliveira, M.L.; Baccaro,
578 F.B.; Braga-Neto, R.; Magnusson, W.E. (Ed.). *Reserva Florestal Ducke: a*
579 *biodiversidade amazônica através de uma grade*. Áttema Design Editorial, Manaus,
580 Amazonas, p.11-20.

581 Begon, M.; Townsend, C. R.; Harper, J. L. 2006. *Ecology: From Individuals to*
582 *Ecosystems*. Ed. Oxford. 752 p.

583 Boyero, L.; Pearson, L.G.; Dudgeon, D.; Graça, M.A.S.; Gessner, M.O.; Albarino, R.J.;
584 Ferreira, V.; Yule, C.M.; Boulton, A.J.; Arunachalam, M.; Callisto, M.; Chauvet, E.;
585 Ramírez, A.; Chara, J.; Moretti, M.S.; Gonçalves, J.F.Jr.; Helson, J.E.; Chará-Serra, A.

586 M.; Encalada, A.C.; Davies, J.N.; Lamothe, S.; Cornejo, A.; Li, A.O.Y.; Buria, L.M.;
587 Villanueva, V.D.; Zúñiga, M.C.; Pringle, C.M. 2011. Global distribution of a key
588 trophic guild contrasts with common latitudinal diversity patterns. *Ecology* 92(9): 1839-
589 1842.

590 Boyero, L.; Pearson, R.G.; Dudgeon, D.; Gessner, M.O.; Boulton, A.J.; Chauvet, E.;
591 Yule, C.M.; Albariño, R.J.; Ramírez, A.; Helson, J.E.; Callisto, M.; Arunachalam, M.;
592 Chará, J.; Figueroa, R.; Mathooko, J.M.; Gonçalves, J.F.Jr.; Moretti, M.S.; Chará-Serna,
593 A.M.; Davies, J.N.; Encalada, A.; Lamothe, S.; Buria, L.M.; Castela, J.; Cornejo, A.; Li,
594 A.O.Y.; M'Erumba, C.; Villanueva, V.D.; del Carmen Zúñiga, M.; Swan, C.M.;
595 Barmuta, L.A. 2012. Global patterns of stream detritivore distribution: implications for
596 biodiversity loss in changing climates. *Global Ecology and Biogeography*, 21: 134-141.

597 Brasil. 1978. *Levantamento de recursos naturais. Ministério das minas e energia,*
598 *departamento nacional da produção mineral, rio de janeiro, Projeto Radam Brasil. V.*
599 *17, P. SB-20.*

600 Callisto, M.; Gonçalves, J.F.Jr.; Graça, M.A.S. 2007. Leaf litter as a possible food
601 source for chironomids (Diptera) in Brazilian and Portuguese headwater streams.
602 *Revista Brasileira de Zoologia*, v.24, 442-448.

603 Capps, K.A.; Graça, M.A.S.; Encalada, A.C.; Flecker, A.S. 2011. Leaf-litter
604 decomposition across three flooding regimes in a seasonally flooded Amazonian
605 watershed. *Journal of Tropical Ecology*, 27, 205-210.

606 Gessner, M.O. 2005. Ergosterol as a measure of fungal biomass. In: Graça, M.A.S.;
607 Bärlocher, F.; Gessner, F.E.M. (Ed.). *Methods to study litter decomposition: a practical*
608 *guide*. Springer-verlag, Dordrecht, 189-195.

609 Gessner, M.O.; Chauvet, E.; Dobson, M. 1999. A perspective on leaf litter breakdown
610 in stream. *Oikos*, 85 (2): 377-384.

611 Gomes, P.P. 2015. Influência da química do detrito foliar e da água sobre a comunidade
612 de hifomicetos aquáticos. Tese de Doutorado. Programa de Pós-Graduação em
613 Ecologia/UnB, Brasília-DF. 109p.

614 Gonçalves, J.F.Jr.; França, J.S.; Medeiros, A.O.; Rosa, C.A.; Callisto, M. 2006a. Leaf
615 breakdown in a tropical stream. *International Review of Hydrobiology*, 91(2): 164-177.

616 Gonçalves, J.F.Jr.; Graça, M.A.S.; Callisto, M. 2006b. Leaf-litter breakdown in 3
617 streams in temperate, mediterranean, and tropical cerrado climates. *Journal of The*
618 *North American Benthological Society*, 25(2): 344-355.

619 Gonçalves, J.F.Jr.; Graça, M.A.S.; Callisto, M. 2007. Litter decomposition in a cerrado
620 savannah stream is retarded by leaf toughness, low dissolved nutrients and a low density
621 of shredders. *Freshwater Biology*, 52(8): 1440-1451.

622 Gonçalves, J.F.Jr.; Rezende, R.S.; França, J.; Callisto, M. 2012a. Invertebrate
623 colonisation during leaf processing of native, exotic and artificial detritus in a tropical
624 stream. *Marine and Freshwater Research*, 63: 428-439.

625 Gonçalves, J.F.Jr.; Rezende, R.S.; Martins, N.M.; Gregório, R.S. 2012b. Leaf
626 breakdown in an Atlantic Rain Forest stream. *Austral Ecology*, 37: 807-815.

627 Gonçalves, J.F.Jr.; Martins, R.T.; Ottoni, B.M.P.; Couceiro, S.R.M. 2014. Uma visão
628 sobre a decomposição foliar em sistemas aquáticos brasileiros. In: Hamada, N.;
629 Nessimian, J.L.; Querino, R.B. (Org.). *Insetos Aquáticos na Amazônia Brasileira:*
630 *taxonomia, biologia e ecologia*. Editora do INPA, Manaus, 89-116.

631 Graça, M.A.S. 2001. The role of invertebrates on leaf litter decomposition in streams –
632 a review. *International Revue Hydrobiologie*, 86 (4-5): 383-393.

633 Graça, M.A.S.; Barlocher, F.; Gessner, M.O. 2005. *Methods to study litter*
634 *decomposition*. Netherlands: springer. 319 p.

635 Graça, M.A.S.; Cressa, C. 2010. Leaf quality of some tropical and temperate tree
636 species as food resource for stream shredders. *International Review Hydrobiology*, 1:
637 27-41.

638 Graça, M.A.S.; Ferreira, V.; Canhoto, C.; Encalada, A.C.; Guerrero-Bolaño, F.;
639 Wantzen, K.M.; Boyero, L. 2015. A conceptual model of litter breakdown in low order
640 streams. *International Review of Hydrobiology*, 100: 1-12.

641 Hamada, N.; Ferreira-Kepler, R.L. 2012. *Guia Ilustrado de insetos aquáticos e*
642 *semiaquáticos da Reserva Florestal Ducke*. Manaus: Editora Universidade Federal do
643 Amazonas, v.1. 198p.

644 Hamada, N.; Nessimian, J.L.; Querino, R.B. 2014. *Insetos aquáticos na Amazônia*
645 *brasileira: taxonomia, biologia e ecologia*. Manaus: Editora do INPA. 724 p.

646 Junk, W.J., Bayley, P.B., Sparks, R.E. 1989. The flood pulse concept in river-floodplain
647 systems. in: Dodge, P.D. (Ed). *Proceedings of the international large river symposium*.
648 Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 106: 110-127.

649 König, R.; Hepp, L.U.; Santos, S. 2014. Colonisation of low- and high-quality detritus
650 by benthicmacroinvertebrates during leaf breakdown in a subtropical stream.
651 *Limnologica*, 45: 61-68.

652 Landeiro, V.L.; Hamada, N., Melo, A.S. 2008. Responses of aquatic invertebrate
653 assemblages and leaf breakdown to macroconsumer exclusion in amazonian "terra
654 firme" streams. *Fundamental and Applied Limnology / Archiv Für Hydrobiologie*,
655 172(1): 49-58.

656 Landeiro, V.L.; Hamada, N.; Godoy, B.S.; Melo, A.S. 2010. Effects of litter patch area
657 on macroinvertebrate assemblage structure and leaf breakdown in central amazonian
658 streams. *Hydrobiologia*, 649(1): 355-363.

659 LeRoy, C.J.; Marks, J.C. 2006. Litter quality, stream characteristics and litter diversity
660 influence decomposition rates and macroinvertebrates. *Freshwater Biology*, 51: 605-
661 617.

662 Ligeiro, R.; Moretti, M.S., Gonçalves, J.F.Jr., Callisto, M. 2010. What is more
663 important for invertebrate colonization in a stream with low-quality litter inputs:
664 exposure time or leaf species? *Hydrobiologia*, 654:125-136.

665 Martins, R.T.; Melo, A.S.; Gonçalves, J.F.Jr.; Hamada, N. 2015. Leaf-litter breakdown
666 in urban streams of Central Amazonia: direct and indirect effects of physical, chemical,
667 and biological factors. *Freshwater Science*, 34(2): 716-726.

668 McCune, B.; Mefford, M.J. 2006. *PC-ORD*, version 5.0, Multivariate analysis of
669 ecological data. MjM Software Desing, Glaneden Beach. 40p.

670 Melo, A.S.; Froehlich, C.G. 2004. Colonization by macroinvertebrates of
671 experimentally disturbed stones in three tropical streams differing in size. *International*
672 *Review of Hydrobiology*, 89: 317-325.

673 Moretti, M.S.; Gonçalves, J.F.Jr.; Ligeiro, R.; Callisto, M. 2007. Invertebrates
674 colonization on tree leaves in a Neotropical stream (Brazil). *International Review of*
675 *Hydrobiology*, 92: 199-210.

676 Oliveira, V.C.; Gonçalves, E.A.; Alves, R.G. 2014. Colonisation of leaf litter by aquatic
677 invertebrates in an atlantic forest stream. *Brazilian Journal of Biology*, 2014, vol. 74,
678 no. 2, p. 267-273.

679 Pascoal, C.; Cássio, F.; Marcotegui, A.; Sanz, B.; Gomes, P. 2005. Role of fungi,
680 bacteria, and invertebrates in leaf litter breakdown in a polluted river. *The Journal of*
681 *The North American Benthological Society*, 24: 784-97.

682 Pereira, D.L.V.; Melo, A.L.; Hamada, N. 2007. Chaves de identificação de adultos para
683 famílias e gêneros de heterópteros aquáticos e semi aquáticos na amazônia central,
684 brasil. *Neotropical Entomology*, 36: 210-228.

685 Pes, A.M.O.; Hamada, N.; Nessimian, J.L. 2005. Chaves de identificação de larvas para
686 famílias e gêneros de trichoptera (insecta) da amazônia central, brasil. *Revista*
687 *Brasileira de Entomologia*, 49: 181-204.

688 Petersen, R.C.; Cummins, K.W. 1974. Leaf processing in a woodland stream.
689 *Freshwater Biology*, 4: 343-368.

690 Pettit, N.E.; Davies, T.; Fellman, J.B.; Grierson, P.F.; Warfe, D.M.; Daies, P.M. 2012.
691 Leaf litter chemistry, decomposition and assimilation by macroinvertebrates in two
692 tropical streams. *Hydrobiologia*, 680: 63-77.

693 Poole, G.C. 2002. Fluvial landscape ecology: Addressing uniqueness within the river
694 discontinuum. *Freshwater Biology*, 47: 641-660.

- 695 R Core Team, 2013. *R: a language and environment for statistical computing*. R
696 Foundation for Statistical Computing, Vienna.
- 697 Rezende, C.F. 2007. Estrutura da comunidade de macroinvertebrados associados ao
698 folhiço submerso de remanso e correnteza em igarapés da Amazônia Central. *Biota*
699 *Neotropica*, 7 (2): 301-306.
- 700 Rezende, R.S.; Petrucio, MM.; Gonçalves, J.F.Jr. 2014. The effects of spatial scale on
701 breakdown of leaves in a tropical watershed. *Plos One*, 9 (5): e97072.
- 702 Rueda-Delgado, G.; Wantzen, K. M.; Tolosa, M. B. 2006. Leaf-litter decomposition in
703 an amazonian floodplain stream: effects of seasonal hydrological changes. *Journal of*
704 *Northe American Benthological Society*, 25(1): 233-249.
- 705 Strahler, A.N. 1952. Hypsometric (area–altitude) analysis of erosional topography.
706 *Geological Society of American Bulletin*, 63: 1117-1142.

Capítulo II

Bianca Maíra de Paiva Ottoni Boldrini^{1,3*}, Sheyla Regina Marques Couceiro², Neusa Hamada³. A influência da densidade de invertebrados aquáticos na velocidade de decomposição foliar em riachos amazônicos.

Manuscrito formatado para a *Acta Amazônica*

1 **Influência da densidade de invertebrados aquáticos na velocidade de decomposição**
2 **foliar em riachos amazônicos**

3

4 **Influence of density of aquatic invertebrates in the leaf decomposition rate in**
5 **Amazonian streams**

6

7 B. M. P. OTTONI-BOLDRINI^{1,3*}, S.R.M. COUCEIRO² e N. HAMADA³

8

9 ¹*Universidade Federal de Roraima (UFRR), Campus Paricarana, Colégio de Aplicação/ Centro de*
10 *Educação (CAP/CEDUC), CEP 69310-000, Boa Vista, RR, Brasil. E-mail: biancaottoni@gmail.com*

11

12 ²*Universidade do Oeste do Pará (UFOPA), Instituto de Ciências e Tecnologia das Águas, Laboratório de*
13 *Ecologia de Ictioplâncton e Invertebrados Aquáticos, CEP 68.040-470, Santarém, Pará, Brasil. E-mail:*
14 *sheylacouceiro@yahoo.com.br*

15

16 ³*Coordenação de pesquisa em Entomologia (CPEN), Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia*
17 *(INPA), CEP 69060-001, Manaus, AM, Brazil. E-mail: nhamada@inpa.gov.br*

18 **Abstract**

19 The aim of this study was to evaluate the influence of the aquatic invertebrates' density
20 in the leaf decomposition rate in Amazonian streams. It has also been suggested a
21 classification for the decomposition rate based on the values of the coefficients of
22 decomposition (k). Therefore, from November 2012 to January 2013, packages of
23 senescent foliage of thirty vegetal species were installed in three streams of Ducke
24 Forest Reserve (Manaus/AM - Brazil). In each stream six leaves packages were
25 installed which were made with a mesh aperture of 1 cm². After 15, 30 and 60 days, the
26 packages were removed and the collected material was taken to the laboratory for the
27 invertebrates' screening, acquisition of the detritus final mass and the calculation of k
28 values for each vegetal species. Simple linear regression analysis was performed
29 between the average density of aquatic invertebrates and k values. The categorization of
30 the leaf decomposition speed (slow, medium, fast) was performed from the k quartile
31 ranges. The quartile analysis of the K values rated speeds into: slow ($k < 0.0049$),
32 intermediate ($0.0049 < k < 0.0098$) and fast ($k > 0.0098$). Although many studies
33 mention the little importance of invertebrates in the leaf decomposition process in
34 tropical regions, the results of this research indicate that decomposition rate is
35 dependent on the average density of aquatic invertebrates, regardless if they are
36 chippers or not. This effect can be associated with Chironomidae (Diptera, Insecta),
37 because these had the highest average density.

38 **Keywords:** insect aquatic, leaf decay coefficients, organic detritus, tropical florest.

39 **Resumo**

40 O objetivo desse trabalho foi avaliar a influência da densidade de invertebrados
41 aquáticos na velocidade de decomposição foliar em riachos amazônicos. Também foi
42 sugerida uma classificação para a velocidade de decomposição baseado nos valores dos
43 coeficientes de decomposição (k). Para tanto, entre novembro de 2012 a janeiro de
44 2013, foram instalados pacotes de folhas senescentes de trinta espécies vegetais em três
45 riachos da Reserva Florestal Ducke (Manaus/AM – Brasil). Em cada riacho, foram
46 instalados seis pacotes de folhas confeccionados com abertura de malha de 1 cm². Após
47 15, 30 e 60 dias, houve a retirada dos pacotes, sendo material coletado levado ao
48 laboratório para a triagem dos invertebrados, obtenção da massa final dos detritos e os
49 cálculos dos valores de k para cada espécie vegetal. Análise de regressão linear simples
50 foi realizada entre a densidade média de invertebrados aquáticos e os valores de k. A
51 categorização da velocidade de decomposição foliar (lenta, média e rápida) foi realizada
52 a partir dos intervalos de quartil dos k. A análise dos quartis dos valores de k classificou
53 as velocidades em: lenta ($k \leq 0,0049$), intermediária ($0,0049 < k < 0,0098$) e rápida (k
54 $\geq 0,0098$). Embora muitos trabalhos cite a pouca importância dos invertebrados no
55 processo de decomposição foliar em regiões tropicais, os resultados dessa pesquisa
56 indicam que velocidade de decomposição é dependente da densidade média de
57 invertebrados aquáticos, independente se são fragmentadores ou não. Esse efeito pode
58 está associado aos Chironomidae (Diptera, Insecta), pois esses apresentaram as maiores
59 densidade média.

60 **Palavras-chave:** coeficiente de decomposição foliar, detrito orgânico, floresta tropical,
61 inseto aquático.

62 **Introdução**

63 A matéria orgânica alóctone em riachos de pequena ordem é constituída
64 principalmente por folhas que advém da zona ripárias desses ecossistemas (França *et al.*
65 2009). Esse recurso foliar é importante para a manutenção desses riachos porque
66 constitui a principal fonte de biomassa e de nutrientes para a sustentabilidade energética
67 das cadeias tróficas (Cummins 1973). As folhas que ingressam nesses sistemas lóticos
68 passam pelo processo de decomposição foliar que consiste basicamente de três fases: (i)
69 rápida perda inicial de compostos solúveis devido à lixiviação; (ii) período de
70 colonização e degradação microbiana, que é conhecido como “condicionamento”; (iii)
71 fragmentação resultante da abrasão física e consumo por invertebrados (Webster e
72 Benfield 1986). No entanto, essas fases não são consideradas independentes uma vez
73 que podem se sobrepor temporalmente ao longo do processo (Gessner *et al.* 1999).

74 Diferentes fatores podem influenciar o processo de decomposição e
75 consequentemente, a velocidade de processamento do detrito (Tank *et al.* 2010; Graça *et*
76 *al.* 2015). Entre os fatores está o tamanho da abertura da malha dos pacotes de folhas
77 (litter bags), comumente utilizados em estudos de decomposição foliar. Pacotes de folha
78 confeccionados com malha fina, em geral, diminuem o coeficiente de decomposição das
79 folhas por impedir a ação dos invertebrados aquáticos e de macroconsumidores, como
80 camarões e caranguejos (Rincón e Santelloco 2009). Além disso, os valores dos
81 coeficientes de decomposição dependem do tipo de ambientes em que os pacotes de
82 folhas foram incubados e do modelo matemático pelo qual foi obtido (Pascoal *et al.*
83 2005; Gimenes *et al.* 2010; Martins *et al.* 2015).

84 A comunidade de invertebrados aquáticos também influencia as taxas de
85 decomposição da matéria orgânica, pois participam diretamente da dinâmica de

86 nutrientes, transformação de matéria e fluxo de energia (Callisto e Esteves 1995),
87 reduzindo o tamanho das partículas (Cummins 1973; Rosenberg e Resh 1993; Esteves
88 1998) e compondo a dieta alimentar de outros organismos aquáticos (Perrow *et al.*
89 1996; Callisto *et al.* 2001) e terrestres (Roque *et al.* 2003). Os invertebrados aquáticos
90 são representados, principalmente, por Insecta (Plecoptera, Ephemeroptera, Trichoptera,
91 Odonata, Diptera, Megaloptera, Hemiptera, Coleoptera e Lepidoptera), Mollusca,
92 Annelida e Crustacea, e menos representativos, como Nematoda e Porifera (Esteves
93 1998; Roque 2006). Entre eles, insetos aquáticos e crustáceos são apontados como os
94 principais consumidores da matéria orgânica particulada grossa (Boyero *et al.* 2012;
95 Gonçalves *et al.* 2014).

96 Os invertebrados aquáticos podem ser classificados em grupos de alimentação
97 funcional de acordo com as adaptações para a aquisição de alimento. Assim, eles podem
98 ser distribuídos em cinco grupos tróficos funcionais: coletor-filtrador, coletor-catador,
99 predador, fragmentador e raspador (Merritt e Cummins 1996). Dentre esses, os
100 fragmentadores (aqueles que se alimentam de folhas, gravetos e outros detritos
101 orgânicos que caem nos riachos) se destacam no processo de decomposição foliar uma
102 vez que se alimentam diretamente do tecido vegetal, transformando a matéria orgânica
103 particulada grossa em matéria orgânica particulada fina (Cummins *et al.* 1989; Graça
104 2001). Pesquisas indicam que quando invertebrados aquáticos são removidos, as folhas
105 submersas deixam de ser fragmentadas (Wallace e Webster 1996; Dangles *et al.* 2001;
106 Konishi *et al.* 2001).

107 Apesar de diversos estudos de decomposição foliar em regiões tropicais reportar
108 a colonização por invertebrados aquáticos (e.g. Dudgeon e Wu, 1999; Callisto *et al.*
109 2004; Gonçalves *et al.* 2006a; 2012a; Moretti *et al.* 2007a; Oliveira *et al.* 2014), os

110 fatores que influenciam a dinâmica desses organismos nesse processo não são bem
111 compreendidos. A atratividade que os detritos foliares exercem sobre os invertebrados
112 aquáticos tem sido relacionada à composição química, estrutura física, níveis de
113 decomposição e condicionamento microbiano das folhas (Abelho 2001; Graça *et al.*
114 2001a). Outros estudos demonstram que o tempo de exposição das folhas no riacho
115 parece ser mais importante que as características da espécie vegetal para a colonização
116 de invertebrados aquáticos (e.g. Ligeiro *et al.* 2010).

117 Insetos fragmentadores não são abundantes em muitos riachos tropicais (Dobson
118 *et al.* 2002; Gonçalves *et al.* 2006a). As razões para a abundância baixa de
119 fragmentadores em regiões tropicais são, sobretudo, as altas temperaturas dos rios
120 tropicais, a dureza das folhas, seu alto teor de taninos e baixa qualidade nutricional
121 (Irons *et al.* 1994; Wantzen *et al.* 2002; Dobson *et al.* 2002). No entanto, em riachos da
122 Amazônia Central (altitude média 92 m), foi encontrada uma abundância alta de
123 *Triplectides* sp. e *Phylloicus* sp. (fragmentadores) correlacionada positivamente com a
124 taxa de decomposição de folhas após 19 dias de imersão (Landeiro *et al.* 2010).

125 De acordo com as informações disponíveis na literatura, as relações entre as
126 taxas de decomposição foliar e os invertebrados aquáticos ainda precisam ser
127 esclarecidas. Vários questionamentos sobre esse processo ecológico precisam ser
128 contextualizados para as características da região amazônica. Por exemplo, diante da
129 alta diversidade biológica encontrada na região amazônica, isso inclui a diversidade de
130 insetos aquáticos, será que as taxas de decomposição foliar não são influenciadas pela
131 comunidade de invertebrados aquáticos? Diante desse questionamento, o objetivo desse
132 trabalho foi avaliar a influência da densidade de invertebrados aquáticos na velocidade
133 de decomposição foliar em riachos amazônicos. Para alcançar esse objetivo, foram

134 propostos os seguintes objetivos específicos: i. estimar os coeficientes de decomposição
135 foliar (k); ii. categorizar as taxas de decomposição das espécies vegetais estudadas; e iii.
136 avaliar a dependência da velocidade de decomposição foliar em relação à densidade de
137 invertebrados aquáticos colonizadores do detrito foliar submerso. Além disso, nesse
138 trabalho foi proposta uma classificação regional para as categorias de velocidades do
139 coeficiente de decomposição foliar baseada no conjunto de espécies vegetais estudadas.

140 Nossa hipótese é que as taxas de decomposição foliar em riachos amazônicos
141 são dependentes da densidade de invertebrados aquáticos. Assim, folhas com altos
142 coeficientes de decomposição foliar possuirão maiores densidades de invertebrados
143 aquáticos do que aquelas com coeficientes de decomposição classificados como lento.

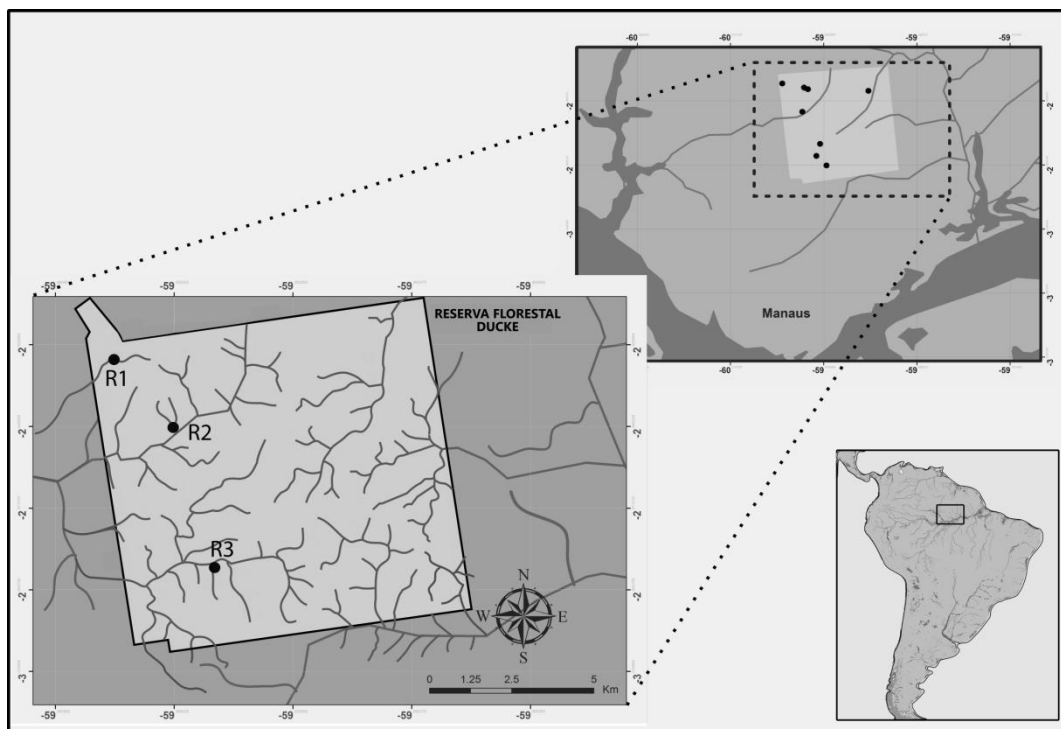
144

145 **Material e Métodos**

146

147 **Área de estudo**

148 O experimento foi desenvolvido no período de novembro de 2012 a janeiro de
149 2013, em três riachos de pequena ordem (Strahler 1952) denominados de R1, R2 e R3
150 (Figura 1). Todos os riachos estão localizados na Reserva Florestal Ducke (RFD) -
151 Manaus/AM, sendo que cada riacho está inserido em uma microbacia hidrográfica
152 conforme descrito na Tabela 1.



153

154 **Figura 1.** Mapa da Reserva Florestal Ducke/Manaus(AM) e localização dos riachos selecionados
 155 para condução do experimento de decomposição foliar entre o período de dezembro de 2012 e
 156 janeiro de 2013.

157

158 **Tabela 1.** Riachos da Reserva Florestal Ducke, em Manaus-AM, selecionados para condução do
 159 experimento de decomposição foliar.

Código do riacho	Coordenadas Geográficas	Microbacia Hidrográfica
R1	S 02° 55' 48,7" - W 059° 58' 26,4"	Barro Branco
R2	S 02° 57' 10,8" - W 059° 57' 27,5"	Acará
R3	S 02° 59' 46,4" - W 059° 56' 18,4"	Bolívia

160

161 **Procedimento experimental**

162 Considerando a ocorrência na vegetação ripária dos riachos selecionados e
163 também a disponibilidade de folhas senescentes no período do estudo, foram
164 selecionadas folhas senescentes de 30 espécies vegetais para serem utilizadas no
165 experimento (Tabela 2). Todas as folhas utilizadas foram coletadas na vegetação ripária
166 da RFD e no Bosque da Ciência (INPA) e identificadas por parobotânicos experientes
167 na identificação de material vegetal oriundo da área de estudo. Porém, para algumas
168 espécies vegetais, não foi possível a identificação em nível de espécie.

169 Em laboratório, as folhas foram selecionadas evitando aquelas que
170 apresentassem algumas rupturas de tecido foliar e colônias de micro-organismos pré-
171 estabelecidas. Em seguida, todas as folhas foram armazenadas em recipientes plásticos
172 abertos para secar naturalmente, em ambiente climatizado (~ 72h e 18°C).

173 Para cada espécie vegetal foram confeccionados 18 pacotes de folhas,
174 totalizando 540 pacotes. Os pacotes de folhas foram confeccionados em malha plástica
175 medindo 10 x 20 cm, com abertura entre nós de 1 cm² e contendo aproximadamente
176 2,13 g (\pm 0,33 g) de folhas. Todos os pacotes foram submersos nos riachos em único
177 período, sendo atados a cordões de náilon, presos por varas ao leito do riacho com uma
178 distância entre pacotes de cerca de 10 cm; em cada riacho foram instalados seis pacotes
179 de folhas de cada espécie vegetal.

180

181 **Tabela 2. Relação das espécies vegetais utilizadas no experimento de decomposição foliar realizado**
 182 **em três riachos localizados na Reserva Florestal Ducke, Manaus (AM) durante o período de**
 183 **dezembro de 2012 e janeiro de 2013.**

Família	Nome da espécie/espécime
Annonaceae	<i>Xylopia aromatica</i> (Lam.) Mart.
Apocynaceae	<i>Himatanthus sucuuba</i> (Spruce) Woodson
Bombacaceae	<i>Scleronema micranthum</i> (Ducke) Ducke
Burseraceae	<i>Protium hebetatum</i> Daly <i>Protium</i> sp.
Cecropiaceae	<i>Cecropia hololeuca</i> Miq.
Chrysobalanaceae	Chrysobalanaceae <i>Licania</i> sp.
Clusiaceae	<i>Clusia</i> sp.
Dilleniaceae	<i>Davilla rugosa</i> Poir.
Euphorbiaceae	Euphorbiaceae <i>Hevea brasiliensis</i> Müll. Arg. <i>Croton lanjouwensis</i> Jabl.
Fabaceae	<i>Dipteryx odorata</i> (Aubl.) Willd. <i>Eperua glabriflora</i> (Ducke) R.S.Cowan <i>Clitoria racemosa</i> Benth.
Goupiaceae	<i>Goupia glabra</i> Aubl.
Lauraceae	<i>Ocotea nigrescens</i> Vicent.
Lecythidaceae	<i>Lecythis pisonis</i> Cambess
Meliaceae	<i>Carapa guianensis</i> Aubl.
Moraceae	<i>Brosimum rubescens</i> Taub. <i>Sorocea</i> sp. <i>Ficus</i> sp. <i>Helicostylis tomentosa</i> (Poepp. & Endl.) Rusby
Myrtaceae	<i>Eugenia stipitata</i> McVaugh
Rhizophoraceae	<i>Anisophyllea manausensis</i> Pires & W.A.Rodrigues
Sapotaceae	<i>Manilkara cf. Cavalcante</i> <i>Chrysophyllum sanguinolentum</i> (Pierre) Baehni <i>Pouteria</i> sp.
Urticaceae	<i>Pourouma ovata</i> Trécul

184

185

186 Após 15, 30 e 60 dias de incubação, houve a remoção de seis pacotes de folhas
 187 de cada espécie vegetal, sendo dois por riacho. Os pacotes retirados dos riachos foram
 188 inseridos imediatamente em sacos plásticos individualizados e transportados em caixas

189 térmicas com gelo para o Laboratório de Citotaxonomia e Insetos Aquáticos do Instituto
190 Nacional de Pesquisas da Amazônia. No laboratório, sobre peneira com abertura de
191 malha de 120 μm , as folhas de cada pacote foram cuidadosamente lavadas com água
192 destilada. De cada pacote de folha removido do riacho, foi retirado um conjunto de
193 cinco discos de folhas com 1,2 cm de diâmetro para estimar a massa seca livre de cinzas
194 (MSLC) (Graça *et al.* 2005). Não foi possível executar esse procedimento para todos os
195 pacotes de folhas em todos os tempos, pois não havia material vegetal remanescente
196 suficiente para a realização desse procedimento devido ao avançado estado de
197 decomposição das folhas.

198

199 **Decomposição foliar e categorização do coeficiente de decomposição folhas (k)**

200 A percentagem de massa remanescente foi estimada a partir do peso inicial e do
201 peso final do material remanescente. O coeficiente de decomposição (k) dos pacotes de
202 folhas foi obtido através do modelo exponencial negativo da percentagem de peso dos
203 pacotes de folhas ao longo do tempo ($W_t = W_0 \cdot e^{-kt}$, onde W_t = peso final; W_0 = peso
204 inicial; $-k$ = taxa de decaimento e t = tempo). Posteriormente, os coeficientes de
205 decomposição obtidos foram utilizados para estabelecer uma classificação regional para
206 as velocidades de decomposição.

207 Para a estimativa do MSLC, o conjunto de disco de folhas foi seco em estufa
208 bacteriológica (50°C durante 72 h), pesado em balança analítica de precisão (0,0001 g)
209 e, posteriormente, calcinado em forno mufla (500 °C durante 4 h). Ao final da
210 calcinação, o material remanescente foi novamente pesado em balança analítica de
211 precisão e os valores do MSLC foram extrapolados para o peso total da massa do detrito
212 remanescente (ver Gonçalves *et al.* 2014).

213 **Invertebrados aquáticos**

214 Todos os invertebrados aquáticos retidos na peneira após a lavagem das folhas
215 foram separados em frascos plásticos contendo álcool etílico (80%) e devidamente
216 etiquetados. Posteriormente, os invertebrados aquáticos foram triados, quantificados e
217 identificados em nível de família utilizando microscópio estereoscópico e chaves
218 taxonômicas como, por exemplo: Pes *et al.* (2005); Pereira *et al.* (2007); Hamada e
219 Ferreira-Keppler (2012) e Hamada *et al.* (2014).

220

221 **Análises dos dados**

222 Análise de regressão linear simples entre a densidade média de invertebrados
223 aquáticos (variável preditora) e os coeficientes de decomposição foliar obtidos (variável
224 resposta) foi realizada para avaliar a influência da densidade média de invertebrados
225 aquáticos na taxa de decomposição foliar em riachos amazônicos.

226 A proposta de categorização regional dos coeficientes de decomposição foi
227 realizada através dos intervalos de quartil dos valores de k obtidos utilizando o modelo
228 exponencial simples. Os valores abaixo do quartil de 25% foram classificados como
229 lentos; valores entre o intervalo de quartil 25% e 75% foram categorizados como
230 intermediários e valores acima do quartil 75%, foram classificados como rápidos.

231 As análises estatísticas consideraram como nível de significância $p = 0,05$. Os
232 gráficos e análises foram realizados por meio dos programas Minitab Express e R (R
233 Core Team 2013).

234

235

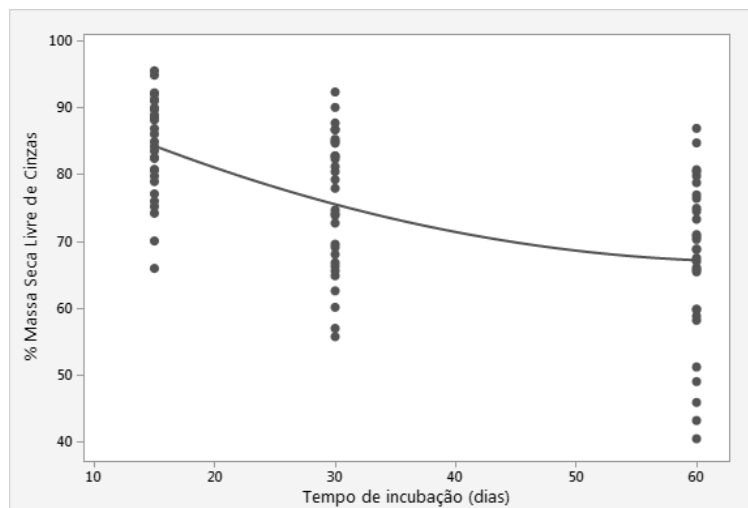
236 **Resultados**

237

238 **Decomposição foliar e classificação dos coeficientes de decomposição (k)**

239 Após 60 dias de incubação, a percentagem de peso seco remanescente variou de
240 40,47 - 86,95% (média = 67, 21%; desvio padrão = 12,20) (Figura 1). Os coeficientes
241 de decomposição (k) obtidos para as espécies vegetais estudadas variaram entre 0,0027
242 a 0,0170 (k/dia), tendo média de $k = 0,0077$ e desvio padrão = 0,0038. O menor e o
243 maior valor de k, respectivamente, foram encontrados para *C. sanguinolentum* e *G.*
244 *glabra* (Apêndice 1).

245



246

247 **Figura 2. Dinâmica geral da perda de massa foliar de 30 espécies vegetais em três riachos da**
248 **Reserva Florestal Ducke (Manaus, AM), em experimento realizado entre novembro de 2012 a**
249 **janeiro de 2013.**

250

251 A análise dos intervalos interquartis (25% e 75%) a partir dos valores obtidos
252 para k categorizou as velocidades de decomposição foliar para riachos amazônicos em:
253 lenta com $k \leq 0,0049$ (k/dia); intermediária $0,0049 < k < 0,0098$ (k/dia); e rápida $k \geq$
254 $0,0098$ (k/dia).

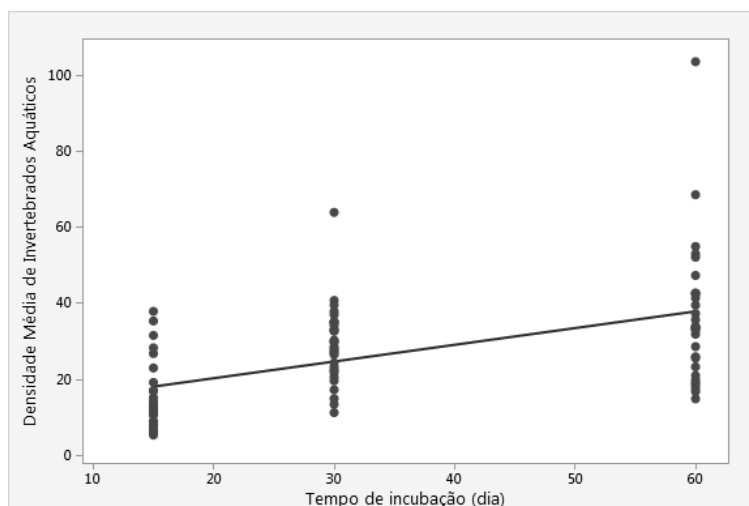
255 A categorização proposta nesse trabalho classificou a maior parte das espécies
256 vegetais como de decomposição média (n = 16; 53,33%), 23,3% foram classificadas
257 como de decomposição rápida (n = 7) e os mesmos valores foram encontrados para
258 espécies classificadas como lenta (n = 7; 23,3%). Contudo, segundo a classificação de
259 Gonçalves *et al.* (2014), 20% das espécies vegetais estudadas foram categorizadas como
260 lentas (n = 6) e 80% categorizadas como de decomposição média (n = 24), não havendo
261 espécies classificadas como de decomposição rápida (Apêndice 1).

262 **Invertebrados aquáticos**

263 A comunidade de invertebrados aquáticos foi composta de um total de 18.160
264 organismos distribuídos em 48 táxons. A menor abundância de invertebrados aquáticos
265 foi registrada após 15 dias de incubação (n = 4.401) e a maior, após 30 dias (n = 7.337).
266 Nos três tempos amostrais os insetos aquáticos foi o grupo mais abundante, sendo que
267 Chironomidae (Diptera, Insecta), Simuliidae (Diptera, Insecta) e Hydroptilidae
268 (Trichoptera, Insecta) foram os táxons mais abundantes. Ao todo, os três táxons
269 apresentaram juntos aproximadamente 86% da abundância geral. Calamoceratidae
270 (Trichoptera, Insecta), que contém indivíduos classificados como fragmentadores,
271 apresentou menos de 0,5 % da abundância geral registrada (Apêndice 2).

272 Ao longo do tempo de incubação dos pacotes, houve um aumento na densidade
273 média de invertebrados aquáticos. Com 15 dias de incubação foi registrada uma
274 densidade média de 15 (DP = ± 8,8) indivíduos/g MSLC, em 30 dias foi registrada
275 densidade média de 29 (DP = ± 10,2) indivíduos/g MSLC e no final do experimento, a
276 densidade média atingiu 36 (DP = ±18,0) indivíduos/g MSLC (Figura 2).

277



278

279 **Figura 3. Densidade média de invertebrados aquáticos (indivíduos/MSLC) ao longo do processo de**
 280 **decomposição foliar de 30 espécies vegetais em três riachos da Reserva Florestal Ducke, Manaus,**
 281 **AM, no período de novembro de 2012 a janeiro de 2013.**

282

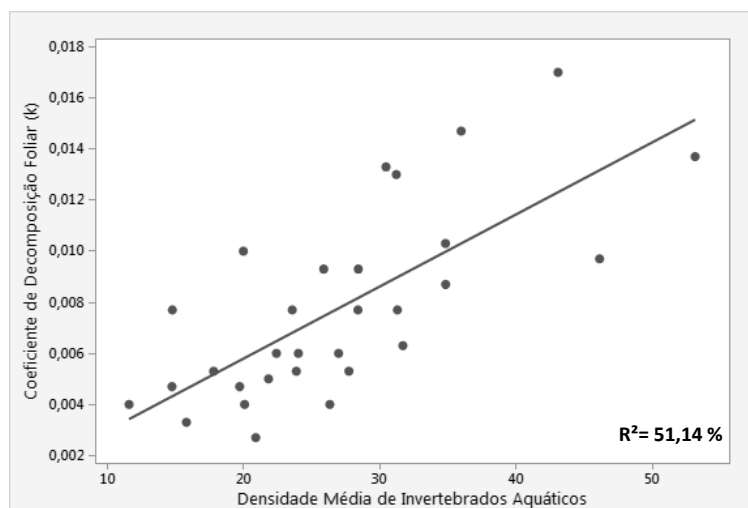
283 **Densidade média de invertebrados x coeficiente de decomposição foliar**

284 A análise de regressão linear simples demonstrou que os coeficientes de
 285 decomposição foliar e, conseqüentemente, a velocidade de decomposição foliar é
 286 dependente da densidade média de invertebrados aquáticos ($F = 31,35$; $gl = 28$; $p <$
 287 $0,0001$; $R^2 = 51,14$) (Figura 3).

288 A equação de regressão obtida foi $k = 0,0002 + 0,0003*(\text{densidade média de}$
 289 $\text{invertebrados aquáticos})$. Dessa forma, para cada acréscimo de indivíduos/g MSLC na
 290 densidade média de invertebrados aquáticos, espera-se que o valor de k aumente
 291 aproximadamente 0,0003 k/dia.

292

293



294

295 **Figura 4. Relação entre a densidade média de invertebrados aquáticos (indivíduos/g MSLC) e os**
 296 **valores dos coeficientes de decomposição foliar (k/dia) obtidos para 30 espécies vegetais utilizadas**
 297 **em experimento de decomposição foliar realizado em três riachos da Reserva Florestal Ducke,**
 298 **Manaus, AM, no período de novembro de 2012 a janeiro de 2013.**

299

300 **Discussão**

301

302 **Coefficientes de decomposição foliar**

303 A percentagem de massa remanescente diminuiu ao longo do tempo de
 304 incubação dos pacotes de folha, seguindo o padrão de perda de massa encontrado em
 305 trabalhos anteriormente realizados (p. ex. Oliveira *et al.* 2014; Gonçalves *et al.* 2012a;
 306 Martins *et al.* 2015). Entre todas as espécies vegetais, apenas quatro alcançaram a perda
 307 de 50% de massa em 60 dias de incubação e isso, possivelmente, está relacionado com
 308 as características físicas e químicas de suas folhas (Moretti *et al.* 2007; Alvim *et al.*
 309 2015; Gomes 2015).

310 A maior parte das espécies vegetais foi classificada com velocidade de
 311 decomposição intermediária. Esses dados foram idênticos aos encontrados quando os
 312 valores obtidos para k foram classificados a partir do trabalho de Petersen e Cummins
 313 (1974). Contudo, espécies vegetais que na categorização dessa pesquisa foram

314 classificadas com velocidade rápida, quando considerada a proposta de Gonçalves *et al.*
315 (2014), essas espécies foram categorizadas como de velocidade intermediária.

316 Embora o coeficiente de decomposição foliar seja considerado um bom
317 estimador da taxa de decomposição foliar (Webster *et al.* 2001), os valores obtidos para
318 k e, conseqüentemente, a taxa de decomposição foliar são dependentes de diversos
319 fatores, por exemplo: escala espacial (Rezende *et al.* 2014), tamanho da malha do
320 pacote de folha (Rincón e Santelloco 2009); qualidade ambiental dos riachos (Martins *et*
321 *al.* 2015) e modelo matemático utilizado (Gimenes *et al.* 2010). Dessa forma, apesar de
322 Gonçalves *et al.* (2014) terem sido cautelosos em estabelecer diferenças para macrófitas
323 e plantas terrestres, os trabalhos de decomposição foliar que fundamentaram seus
324 resultados foram realizados com diferentes metodologias (riachos x lagos; campo x
325 laboratório). Assim, as diferenças encontradas entre as faixas de categorias de
326 decomposição foliar entre as propostas citadas aqui, podem ser atribuídas aos diferentes
327 métodos aplicados para obter os valores de k nas pesquisas utilizadas por Gonçalves *et*
328 *al.* (2014). Afinal, folhas de mesma espécie vegetal podem apresentar valores diferentes
329 para k , sendo essas diferenças resultados do método aplicado para obtê-lo (Gimenes *et*
330 *al.* 2010).

331 A nova classificação da velocidade de decomposição a partir dos coeficientes de
332 decomposição foliar obtidos nessa pesquisa constitui uma ferramenta mais realista para
333 avaliar a decomposição foliar em sistemas amazônicos. Principalmente porque foi
334 fundamentada em um estudo que envolveu experimentos de decomposição de trinta
335 espécies vegetais que ocorrem na zona ripária da Reserva Florestal Ducke, uma área de
336 floresta amazônica brasileira. Porém, ressalva-se que a utilização dessas categorias para
337 comparações entre estudos dever ser realizada com prudência (Gimenes *et al.* 2010).

338 Afinal, os experimentos de decomposição foliar podem ser desenvolvidos aplicando-se
339 diferentes metodologias e ocorrer em regiões com diferenças ambientais acentuadas.

340

341 **Velocidade de decomposição foliar x densidade de invertebrados aquáticos**

342 A alta densidade da família Chironomidae registrada nessa pesquisa foi
343 reportada em outros estudos desenvolvidos na região amazônica (Rueda e Delgado
344 2006; Paula 2007; Landeiro *et al.* 2008; 2010; Couceiro 2009; Martins *et al.* 2015). Essa
345 dominância numérica de Chironomidae pode estar relacionada com sua ampla
346 diversidade funcional, possuindo organismos classificados em diferentes grupos tróficos
347 (Merritt e Cummins 1996). No entanto, a capacidade desses organismos em utilizar as
348 folhas em decomposição, sobretudo como fonte alimentar, dependerá de suas
349 densidades, qualidade foliar e da presença de outros consumidores como demonstrado
350 por Callisto *et al.* (2007).

351 Os invertebrados fragmentadores, principalmente famílias de Trichoptera, são
352 considerados fundamentais por converterem a matéria orgânica grossa em matéria
353 orgânica fina, seja para alimentação ou construção de abrigos (Graça 2001; Graça *et al.*
354 2015). No entanto, muitos estudos em zonas tropicais consideram os fragmentadores
355 como escassos (Gonçalves *et al.* 2006a; Boyero *et al.* 2012) e propõem que os
356 principais organismos decompositores de detritos alóctones em zonas tropicais são os
357 fungos aquáticos (Gonçalves *et al.* 2006a; Boyero *et al.* 2011; Martins *et al.* 2015). Essa
358 pesquisa indicou que a velocidade de decomposição foliar em riachos amazônicos é
359 dependente da densidade média de invertebrados aquáticos, sem distinção entre os
360 grupos de alimentação funcional, corroborando a hipótese principal do nosso trabalho.

361 A maior parte dos estudos em zonas tropicais classificam os invertebrados em
362 grupos tróficos funcionais (GTF) baseados em referências de zonas temperadas
363 (Camacho *et al.* 2009). Dessa forma, possivelmente alguns invertebrados com hábitos
364 fragmentadores podem estar sendo categorizados erroneamente uma vez que poucos
365 estudos tentaram classificar os invertebrados aquáticos de zonas tropicais em grupos
366 tróficos funcionais a partir de análises de conteúdo estomacal (Graça *et al.* 2015).

367 Em síntese, os dados obtidos demonstraram que há uma forte relação entre os
368 invertebrados aquáticos e as taxas de decomposição. Dessa forma, essa pesquisa não
369 corrobora com estudos desenvolvido em regiões tropicais (p.ex. Gonçalves *et al.* 2006a;
370 Moretti *et al.* 2007) que consideram os invertebrados aquáticos pouco influentes no
371 processo de decomposição foliar em riachos. Estudos futuros, que também possam
372 categorizar os invertebrados aquáticos em GTF e também analisar a relação da biomassa
373 de invertebrados aquáticos com as taxas de decomposição, podem corroborar com
374 nossos resultados uma vez que a biomassa expressa melhor as relações entre esses
375 organismos e o processo de decomposição foliar em riachos (Tonin *et al.* 2014).

376

377 **Agradecimentos**

378 Parte do financiamento foi fornecido pelo Conselho Nacional de Desenvolvimento
379 Científico e Tecnológico (CNPq) (573976/2008-2) e pela Fundação de Amparo à
380 Pesquisa do Estado do Amazonas (FAPEAM) (3159/2008) para INCT ADAPTA
381 (Instituto Nacional de Pesquisa e Tecnologia). A primeira autora agradece ao CNPq
382 (proc. BIONORTE 142014/2011-7 e N° 141494/2014-0) pela bolsa de doutorado
383 concedida e ao projeto PRONEX-CNPq/FAPEAM pelo recurso financeiro
384 disponibilizado. Os autores também agradecem aos pesquisadores Dr. Renato Tavares

385 Martins, Dr. Adriano Sanches Melo e Dr. José Francisco Gonçalves Jr. pelas sugestões
386 e participações no desenho amostral desse trabalho.

387

388 **Bibliografia citada**

389 Abelho, M. 2001. From litterfall to breakdown in streams: a review. *The scientific*
390 *world*, 1: 656-680.

391 Alvim, E.A.C.C.; Medeiros, A.O.; Rezende, R.S.; Gonçalves, J.F.Jr. 2015. Leaf
392 breakdown in a natural open tropical stream. *Journal of Limnology (Online)*, v. 74, p.
393 248-260.

394 Baccaro, F.B.; Drucker, D.P.; Vale, J.; Oliveira, M.L.O.; Magalhães, C.; Lepsch-Cunha,
395 N.E; Magnusson, W.E. 2008. A Reserva Florestal Ducke. In: Oliveira, M.L.; Baccaro,
396 F.B.; Braga-Neto, R.; Magnusson, W.E. (Ed.). *Reserva Florestal Ducke: a*
397 *biodiversidade amazônica através de uma grade*. Áttema design editorial, Manaus,
398 Amazonas, p.11-20.

399 Boyero, L.; Pearson, R.G.; Dudgeon, D.; Gessner, M.O.; Boulton, A.J.; Chauvet, E.;
400 Yule, C.M.; Albariño, R.J.; Ramírez, A.; Helson, J.E.; Callisto, M.; Arunachalam, M.;
401 Chará, J.; Figueroa, R.; Mathooko, J.M.; Gonçalves, J.F.Jr.; Moretti, M.S.; Chará-Serna,
402 A.M.; Davies, J.N.; Encalada, A.; Lamothe, S.; Buria, L.M.; Castela, J.; Cornejo, A.; Li,
403 A.O.Y.; M'Erimba, C.; Villanueva, V.D.; del Carmen Zúñiga, M.; Swan, C.M.;
404 Barmuta, L.A. 2012. Global patterns of stream detritivore distribution: implications for
405 biodiversity loss in changing climates. *Global Ecology and Biogeography*, 21: 134-141.

406 Brasil. 1978. *Levantamento de recursos naturais. Ministério das minas e energia,*
407 *departamento nacional da produção mineral, rio de janeiro, projeto radam brasil. V. 17,*
408 *P. SB-20.*

409 Callisto, M.; Esteves, F.A. 1995. *Distribuição da comunidade de macroinvertebrados*
410 *bentônicos em um lago amazônico impactado por rejeito de bauxita, Lago Batata*
411 *(Pará, Brasil). Oecologia Brasiliensis. v. 1. Estrutura, Funcionamento e Manejo de*
412 *Ecossistemas Brasileiros. F. A. Esteves (ed.), pp. 28-91, Programa de Pós-graduação em*
413 *Ecologia, Instituto de Biologia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.*

414 Callisto, M.; Moreno, P.; Barbosa, F.A.R. 2001. Habitat diversity and benthic functional
415 trophic groups at Serra do Cipó, southeast Brazil. *Revista Brasileira de Biologia*, 61:
416 259-266.

417 Callisto, M.; Goulart, M.; Medeiros, A.O.; Moreno, P.; Rosa, C.A. 2004. Diversity
418 assessment of benthic macroinvertebrates, yeasts, and microbiological indicators along
419 a longitudinal gradient in Serrado Cipó. *Brazilian Journal of Biology*, 64:1-12.

420 Callisto, M.; Gonçalves, J.F.Jr.; Graça, M.A.S. 2007. Leaf litter as a possible food
421 source for chironomids (Diptera) in Brazilian and Portuguese headwater streams.
422 *Revista Brasileira de Zoologia*, v.24, 442-448.

423 Camacho, R.; Boyero, L.; Cornejo, A.; Ibanez, A.; Pearson, R.G. 2009. Local variation
424 in shredder distribution can explain their oversight in tropical streams. *Biotropica*, 41:
425 625-632.

426 Carvalho, E.M.; Uieda, V.S. 2009. Diet of invertebrates sampled in leaf-bags incubated
427 in a tropical headwater stream. *Zoologia (Curitiba)*, vol. 26, no. 4, p. 694-704.

428 Couceiro, S.R.M. 2009. *Sedimentos antropogênicos em igarapés da Base de Operações*
429 *Geólogo Pedro Moura, Coari-AM: efeito sobre macroinvertebrados e degradação de*
430 *folhas*. Tese de doutorado, Brasília, Universidade de Brasília, 122 p.

431 Couceiro, S.R.M.; Hamada, N.; Forsberg, B.R.; Pimentel, T.P.; Luz, S.B.L. 2012. A
432 macroinvertebrate multimetric index to evaluate the biological condition of streams in
433 the Central Amazon region of Brazil. *Ecological Indicators*, 18: 118-125.

434 Cummins, K.W. 1973. Trophic relations of aquatic insects. *Annual Review of*
435 *Entomology*, 18: 183-206.

436 Cummins, K.W.; Wilzbach, M.A.; Gates, D.M.; Perry, J.B.; Taliaferro, W.B. 1989.
437 Shredders and riparian vegetation. *Bioscience*, 39: 24-30.

438 Dangles, O.; Guerold, F.; Usseglio-Polatera, P. 2001. Role of transported particulate
439 organic matter in the macroinvertebrate colonization of litter bags in streams.
440 *Freshwater Biology*, 46: 575-586.

441 Dobson, M.; Magana, A.; Mathooko, J.M.; Ndegwa, F.D. 2002. Detritivores in Kenyan
442 highland streams: more evidence for the paucity of shredders in the tropics? *Freshwater*
443 *Biology*, 47: 909-919.

444 Dudgeon, D.; Wu, K.K.Y. 1999. Leaf litter in a tropical stream: food or substrate for
445 macroinvertebrates? *Archiv Für Hydrobiologie*, 146: 65-82.

446 Esteves, F.A. 1998. *Fundamentos de Limnologia*. 2a Ed. Rio de Janeiro: Interciência/
447 FINEP. 602 p.

448 França, J.S.; Gregório, R.S.; D'Arc, J.P.; Goncalves, J.F.Jr.; Ferreira, F.A.; Callisto, M.
449 2009. Composition and dynamics of allochthonous organic matter inputs and benthic
450 stock in a Brazilian stream. *Marine and Freshwater Research*, 60: 990-998.

451 Gessner, M.O.; Chauvet, E.; Dobson, M. 1999. A perspective on leaf litter breakdown
452 in stream. *Oikos*, 85 (2): 377-384.

453 Gimenes, K.Z.; Cunha-Santino, M.B.; Bianchini, Jr., I. 2010. Decomposição de matéria
454 orgânica alóctone e autóctone em ecossistemas aquáticos. *Oecologia Australis*, 14,
455 1036-1073.

456 Gomes, P.P. 2015. *Influência da química do detrito foliar e da água sobre a*
457 *comunidade de hifomicetos aquáticos*. Tese de Doutorado. Programa de Pós-Graduação
458 em Ecologia/UnB, Brasília-DF. 109p.

459 Gonçalves, J.F.Jr.; França, J.S.; Medeiros, A.O.; Rosa, C.A.; Callisto, M. 2006a. Leaf
460 breakdown in a tropical stream. *International Review of Hydrobiology*, 91(2): 164-177.

461 Gonçalves, J.F.Jr.; Rezende, R.S.; França, J.; Callisto, M. 2012a. Invertebrate
462 colonisation during leaf processing of native, exotic and artificial detritus in a tropical
463 stream. *Marine and Freshwater Research*, 63: 428-439.

464 Gonçalves, J.F.Jr.; Martins, R.T.; Ottoni, B.M.P.; Couceiro, S.R.M. 2014. Uma visão
465 sobre a decomposição foliar em sistemas aquáticos brasileiros. In: Hamada, N.;
466 Nessimian, J.L.; Querino, R.B. (Org.). *Insetos Aquáticos na Amazônia Brasileira:*
467 *taxonomia, biologia e ecologia*. Editora do INPA, Manaus, 89-116.

468 Graça, M.A.S. 2001. The role of invertebrates on leaf litter decomposition in streams –
469 a review. *International Revue Hydrobiologie*, 86 (4-5): 383-393.

470 Graça, M.A.S.; Cressa, C.; Gessner, M.O.; Feio, M.J.; Callies, K.A.E.; Barrios, C.
471 2001a. Food quality, feeding preferences, survival and growth of shredders from tem-
472 perate and tropical streams. *Freshwater Biology*, 46: 947-957.

473 Graça, M.A.S.; Ferreira, V.; Canhoto, C.; Encalada, A.C.; Guerrero-Bolaño, F.;
474 Wantzen, K.M.; Boyero, L. 2015. A conceptual model of litter breakdown in low order
475 streams. *International Review of Hydrobiology*, 100: 1-12.

476 Hamada, N.; Ferreira-Keppeler, R.L. 2012. *Guia Ilustrado de insetos aquáticos e*
477 *semiaquáticos da Reserva Florestal Ducke*. Manaus: Editora Universidade Federal do
478 Amazonas, v.1. 198p.

479 Hamada, N.; Nessimian, J.L.; Querino, R.B. 2014. *Insetos aquáticos na Amazônia*
480 *brasileira: taxonomia, biologia e ecologia*. Manaus: Editora do INPA. 724 p.

481 Irons, J.G.; Oswood, M.W.; Stout, J.R.; Pringle, C.M. 1994. Latitudinal patterns in leaf
482 litter breakdown: is temperature really important? *Freshwater Biology*, 32: 401-411.

483 Konishi, M.; Nakano, S.; Iwata, T. 2001. Trophic cascading effects of predatory fish on
484 leaf litter processing in a Japanese stream. *Ecological Research*, 16: 415-422.

485 Landeiro, V.L.; Hamada, N., Melo, A.S. 2008. Responses of aquatic invertebrate
486 assemblages and leaf breakdown to macroconsumer exclusion in amazonian "terra
487 firme" streams. *Fundamental and Applied Limnology/ Archiv Für Hydrobiologie*,
488 172(1): 49-58.

489 Landeiro, V.L.; Hamada, N.; Godoy, B.S.; Melo, A.S. 2010. Effects of litter patch area
490 on macroinvertebrate assemblage structure and leaf breakdown in central amazonian
491 streams. *Hydrobiologia*, 649(1): 355-363.

492 Ligeiro, R.; Moretti, M.S., Gonçalves, J.F.Jr., Callisto, M. 2010. What is more
493 important for invertebrate colonization in a stream with low-quality litter inputs:
494 exposure time or leaf species? *Hydrobiologia*, 654:125-136.

495 Martins, R.T.; Melo, A.S.; Gonçalves, J.F.Jr.; Hamada, N. 2015. Leaf-litter breakdown
496 in urban streams of Central Amazonia: direct and indirect effects of physical, chemical,
497 and biological factors. *Freshwater Science*, 34(2): 716-726.

498 Merritt, R.W.; Cummins, K.W. 1996. *Introducion to Aquatic Insects of North America*.
499 Kendall/Hunt Publishing Company, Dubuque. 758p.

500 Moretti, M.S.; Gonçalves, J.F.Jr.; Ligeiro, R.; Callisto, M. 2007. Invertebrates
501 colonization on tree leaves in a Neotropical stream (Brazil). *International Review of*
502 *Hydrobiology*, 92: 199-210.

503 Mugnai, R.; Oliveira, R.B.; Carvalho, A.L.; Baptista, D.F. 2008. Adaptation of the
504 Indice Biotico Esteso (IBE) for water quality assessment in rivers of Serra do Mar, Rio
505 de Janeiro State. Brazil. *Tropical Zoology*, 21: 57-74.

506 Oliveira, R.B.S., Castro, C.M., Baptista, D.F., 2008. Desenvolvimento de índices
507 multimétricos para utilização em programas de monitoramento biológico da integridade
508 de ecossistemas aquáticos. *Oecologia Brasiliensis*, 12: 487-505.

509 Oliveira, V.C.; Gonçalves, E.A.; Alves, R.G. 2014. Colonisation of leaf litter by aquatic
510 invertebrates in an atlantic forest stream. *Brazilian Journal of Biology*, (74) 2: 267-273.

511 Pascoal, C.; Cássio, F.; Marcotegui, A.; Sanz, B.; Gomes, P. 2005. Role of fungi,
512 bacteria, and invertebrates in leaf litter breakdown in a polluted river. *The Journal of the*
513 *North American Benthological Society*, 24: 784-97.

514 Paula, J.D.A. 2007. Decomposição da Liteira em Igarapé sob Floresta e Área Alterada
515 na Amazônia Central. Dissertação de Mestrado, Instituto Nacional de Pesquisas da
516 Amazônia, Manaus, Amazonas. 92p.

517 Pereira, D.L.V.; Melo, A.L.; Hamada, N. 2007. Chaves de identificação de adultos para
518 famílias e gêneros de heterópteros aquáticos e semi aquáticos na Amazônia Central,
519 Brasil. *Neotropical Entomology*, 36: 210-228.

520 Perrow, M.R.; Jowitt, A.J.D.J.; Zambrano Gonzalez, L. 1996. Sampling fish
521 communities in shallow lowland lakes: point sample electricfishing versus
522 electricfishing within stop-nets. *Fisheries Management and Ecology*, 3(4): 303-313.

523 Pes, A.M.O.; Hamada, N.; Nessimian, J.L. 2005. Chaves de identificação de larvas para
524 famílias e gêneros de Trichoptera (Insecta) da Amazônia Central, Brasil. *Revista*
525 *Brasileira de Entomologia*, 49: 181-204.

526 Petersen, R.C.; Cummins, K.W. 1974. Leaf processing in a woodland stream.
527 *Freshwater Biology*, 4: 343-368.

528 R Core Team, 2013. *R: a language and environment for statistical computing*. R
529 Foundation for Statistical Computing, Vienna.

530 Rezende, C.F. 2007. Estrutura da comunidade de macroinvertebrados associados ao
531 folhiço submerso de remanso e correnteza em igarapés da Amazônia Central. *Biota*
532 *Neotropica*, 7 (2): 301-306.

533 Rezende, R.S.; Petrucio, MM.; Gonçalves, J.F.Jr. 2014. The effects of spatial scale on
534 breakdown of leaves in a tropical watershed. *Plos One*, 9 (5): e97072.

- 535 Rincón, J., Santelloco, R. 2009. Aquatic fungi associated with decomposing *Ficus* sp.
536 leaf litter in a neotropical stream. *Journal of the North American Benthological Society*,
537 28(2): 416-425.
- 538 Roque, F.O. 2006. Tópicos Especiais Macroinvertebrados Bentônico. In: *Boletim da*
539 *Sociedade Brasileira de Limnologia*. Nº 35(2).
- 540 Roque, F.O.; Pepinelli, M.; Fragoso, N.E.; Ferreira, W.A.; Barillari, P.R.; Yoshinaga,
541 M.Y.; Trivino-Strixino, S.; Verani, N.F.; Lima, M.I.S. 2003. *Ecologia de*
542 *macroinvertebrados, peixes e vegetação ripária de um córrego de primeira ordem em*
543 *região de cerrado do Estado de São Paulo (São Carlos, SP)*. In: Raoul Henry (coord.).
544 *Ecótonos nas Interfaces dos Ecossistemas Aquáticos*. RiMa, São Paulo, p. 313-338.
- 545 Rosenberg, D.M.; Resh, V.H. 1993. *Freshwater Biomonitoring and benthic*
546 *macroinvertebrates*. Chapman and Hall, New York, 488 p.
- 547 Rueda-Delgado, G.; Wantzen, K. M.; Tolosa, M. B. 2006. Leaf-litter decomposition in
548 an amazonian floodplain stream: effects of seasonal hydrological changes. *Journal of*
549 *Northe American Benthological Society*, 25(1): 233-249.
- 550 Silveira, P.M.; Braz, A.J.B.P.; Kliemann, H.J.; Zimmermann, J.P. 2005. Acumulação de
551 nutrientes no limbo foliar de guandu e estiolantes. *Pesquisa Agropecuária Tropical*, 35
552 (3): 133-138.
- 553 Strahler, A.N. 1952. Hypsometric (area–altitude) analysis of erosional topography.
554 *Geological Society of American Bulletin*, 63: 1117-1142.

555 Tonin, A.M.; Hepp, L.U.; Restello, R.M.; Gonçalves, J.F.Jr. Understanding of
556 colonization and breakdown of leaves by invertebrates in a tropical stream is enhanced
557 by using biomass as well as count data. *Hydrobiologia*, doi:10.1007/s10750-014-1939-
558 9.

559 Webster, J.R.; Benfield, E.F.; Hutchens, J.J.; Tank, J.L.; Golladay, S.W.; Adams, J.C.;
560 2001. Do leaf breakdown rates actually measure leaf disappearance from streams?
561 *International Review of Hydrobiology*, 86: 417-427.

Apenêndice 1 – Classificação da velocidade de decomposição foliar de acordo com os valores registrados para os coeficientes de decomposição das 30 espécies vegetais estudadas em três riachos da Reserva Florestal Ducke (Manaus/AM) no período de novembro de 2012 a janeiro de 2013.

Família	Espécie	K	Velocidade de Decomposição		
			Petersen e Cummins (1974)	Gonçalves et al. (2014)	Otoni-Boldrini et al. 2015
Annonaceae	<i>Xilophia aromática</i>	0,0133	Rápida	Intermediária	Rápida
Apocynaceae	<i>Himatanthus sucuuba</i>	0,0060	Média	Intermediária	Média
Bombacaceae	<i>Scleronema micranthum</i>	0,0040	Lenta	Lenta	Lenta
Burseraceae	<i>Protium hebetatum</i>	0,0077	Média	Intermediária	Média
Burseraceae	<i>Protium sp</i>	0,0047	Lenta	Intermediária	Lenta
Cecropiaceae	<i>Cecropia hololeuca</i>	0,0077	Média	Intermediária	Média
Chrysobalanaceae	<i>Licania sp</i>	0,0147	Rápida	Intermediária	Rápida
Chrysobalanaceae	Chrysobalanaceae	0,0033	Lenta	Lenta	Lenta
Clusiaceae	<i>Clusia sp.</i>	0,0047	Lenta	Intermediária	Lenta
Dilleniaceae	<i>Davilla rugosa</i>	0,0097	Média	Intermediária	Média
Euphorbiaceae	<i>Hevea brasiliensis</i>	0,0137	Rápida	Intermediária	Rápida
Euphorbiaceae	Euphorbiaceae	0,0060	Média	Intermediária	Média
Euphorbiaceae	<i>Croton lanjouwensis</i>	0,0093	Média	Intermediária	Média
Fabaceae	<i>Dipteryx odorata</i>	0,0093	Média	Intermediária	Média
Fabaceae	<i>Eperua glabriflora</i>	0,0040	Lenta	Lenta	Lenta
Fabaceae	<i>Clitoria racemosa</i>	0,0077	Média	Intermediária	Média
Goupiaceae	<i>Goupia glabra</i>	0,0170	Rápida	Intermediária	Rápida
Lauraceae	<i>Ocotea nigrescens</i>	0,0130	Rápida	Lenta	Rápida
Lecythidaceae	<i>Lecythis pisonis</i>	0,0060	Média	Intermediária	Média
Meliaceae	<i>Carapa guianensis</i>	0,0087	Média	Intermediária	Média
Moraceae	<i>Ficus sp</i>	0,0103	Rápida	Intermediária	Rápida
Moraceae	<i>Helicostylis tomentosa</i>	0,0063	Média	Intermediária	Média

Continuação Apêndice 1.

Moraceae	<i>Sorocea</i> sp.	0,0053	Média	Intermediária	Média
Moraceae	<i>Brosimum rubescens</i>	0,0077	Média	Intermediária	Média
Myrtaceae	<i>Eugenia stipitata</i>	0,0100	Rápida	Intermediária	Rápida
Rhizophoraceae	<i>Anisophyllea manausensis</i>	0,0040	Lenta	Lenta	Lenta
Sapotaceae	<i>Pouteria</i> sp.	0,0050	Média	Intermediária	Média
Sapotaceae	<i>Maniukara</i> cf. <i>cavalnte</i>	0,0053	Média	Intermediária	Média
Sapotaceae	<i>Chrycophyllum sanguinolentum</i>	0,0027	Lenta	Lenta	Lenta
Urticaceae	<i>Pouroma ovata</i>	0,0053	Média	Intermediária	Média

Apêndice 2 – Abundância média e desvio padrão de invertebrados aquáticos associados a decomposição de folhas de 30 espécies vegetais utilizadas em experimento de decomposição desenvolvido em tres riachos da Reserva Florestal Ducke, Manaus (AM) no periodo de novembro de 2012 a janeiro de 2013.

Táxons		Tempo de Incubação					
		15 dias		30 dias		60 dias	
Malacostraca	Decapoda	0,00	± 0,00	0,00	± 0,00	0,01	± 0,12
Maxillopoda	Copepoda	0,06	± 0,31	0,04	± 0,20	0,02	± 0,14
Clitellata	Oligochaeta	0,41	± 0,94	0,52	± 1,26	0,32	± 1,10
	Hirudina	0,00	± 0,00	0,00	± 0,00	0,01	± 0,08
Turbellaria	Planaria	0,04	± 0,22	0,05	± 0,28	0,04	± 0,28
Entognatha	Collembola	0,01	± 0,11	0,01	± 0,11	0,01	± 0,08
Megaloptera	Corydalidae	0,02	± 0,15	0,01	± 0,11	0,01	± 0,12
Ledidoptera	Crambidae	0,00	± 0,00	0,01	± 0,08	0,01	± 0,08
Plecoptera	Perlidae	0,05	± 0,24	0,23	± 0,65	0,28	± 0,76
Diptera	Chironomidae	20,24	± 18,92	33,03	± 25,25	30,07	± 20,74
	Ceratopogonidae	0,16	± 0,49	0,39	± 1,06	0,74	± 1,98
	Dolichopodidae	0,01	± 0,08	0,00	± 0,00	0,00	± 0,00
	Empididae	0,00	± 0,00	0,03	± 0,18	0,05	± 0,27
	Simuliidae	1,12	± 4,12	2,57	± 6,17	6,04	± 22,72
	Tabanidae	0,00	± 0,00	0,01	± 0,08	0,01	± 0,08
	Tipulidae	0,01	± 0,11	0,00	± 0,00	0,04	± 0,28
Ephemeroptera	MorfoI-dip	0,01	± 0,08	0,01	± 0,08	0,00	± 0,00
	Baetidae	0,06	± 0,24	0,25	± 0,65	0,20	± 0,69
	Caenidae	0,00	± 0,00	0,01	± 0,08	0,00	± 0,00
	Leptohyphidae	0,10	± 0,30	0,80	± 1,43	1,27	± 2,13
Trichoptera	Leptophlebiidae	0,15	± 0,46	0,41	± 1,03	0,83	± 1,73
	Calamoceratidae	0,02	± 0,13	0,06	± 0,27	0,05	± 0,22
	Glossosomatidae	0,19	± 0,60	0,15	± 0,46	0,39	± 1,01
	Helicopsychidae	0,14	± 0,65	0,24	± 0,74	0,28	± 0,70
	Hydropsychidae	0,07	± 0,34	0,25	± 0,93	0,44	± 1,76
	Hydroptilidae	0,69	± 0,94	1,36	± 1,96	1,45	± 1,97
	Leptoceridae	0,17	± 0,62	0,14	± 0,42	0,11	± 0,35
	Odontoceridae	0,45	± 0,77	0,32	± 0,69	0,33	± 0,65
	Philopotamidae	0,00	± 0,00	0,03	± 0,20	0,08	± 0,56
	Polycentropodidae	0,03	± 0,24	0,04	± 0,22	0,08	± 0,48
	Dytiscidae	0,05	± 0,24	0,08	± 0,63	0,17	± 0,61
	Dryopidae	0,00	± 0,00	0,01	± 0,08	0,00	± 0,00
Elmidae	0,40	± 1,21	0,74	± 1,80	1,42	± 3,93	

Continuação Apêndice 2.

	Scirtidae	0,01 ± 0,08	0,02 ± 0,17	0,13 ± 0,90
	Staphilynidae	0,01 ± 0,11	0,02 ± 0,13	0,00 ± 0,00
	Aeshnidae	0,00 ± 0,00	0,01 ± 0,15	0,00 ± 0,00
	Calopterygidae	0,02 ± 0,13	0,09 ± 0,34	0,03 ± 0,17
	Coenagrionidae	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,01 ± 0,08
	Corduliidae	0,03 ± 0,20	0,05 ± 0,21	0,06 ± 0,38
	Dicteriadidae	0,01 ± 0,08	0,01 ± 0,11	0,00 ± 0,00
	Gomphidae	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,01 ± 0,12
	Libellulidae	0,03 ± 0,17	0,07 ± 0,34	0,11 ± 0,44
	Polythoridae	0,00 ± 0,00	0,01 ± 0,11	0,00 ± 0,00
	Mesovelidae	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,01 ± 0,08
	Naucoridae	0,00 ± 0,00	0,01 ± 0,08	0,00 ± 0,00
	Veliidae	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,01 ± 0,08
Arachnida	Acari	0,12 ± 0,42	0,11 ± 0,33	0,13 ± 0,56

Capítulo III

Bianca Máira de Paiva Ottoni-Boldrini^{1,3*}, Sheyla Regina Marques Couceiro², Neusa Hamada³. Diferenças na decomposição de folhas verdes e senescentes em riachos da Reserva Florestal Ducke (Amazonas, Brasil).

Manuscrito formatado para a *Acta Amazônica*

1 **Diferenças na decomposição de folhas verdes e senescentes em riachos da Reserva**
2 **Florestal Ducke (Amazonas, Brasil)**

3 **Differences in the decomposition of green and senescent leaves in streams of**
4 **Reserva Florestal Ducke (Amazonas, Brazil)**

5 B. M. P. OTTONI-BOLDRINI^{1,3*}, S.R.M. COUCEIRO² e N. HAMADA³

6

7 ¹*Universidade Federal de Roraima (UFRR), Campus Paricarana, Colégio de Aplicação/ Centro de*
8 *Educação (CAP/CEDUC), CEP 69310-000, Boa Vista, RR, Brasil. E-mail: biancaottoni@gmail.com*

9

10 ²*Universidade do Oeste do Pará (UFOPA), Instituto de Ciências e Tecnologia das Águas, Laboratório de*
11 *Ecologia de Ictioplâncton e Invertebrados Aquáticos, CEP 68.040-470, Santarém, Pará, Brasil. E-mail:*
12 *sheylacouceiro@yahoo.com.br*

13

14 ³*Coordenação de pesquisa em Entomologia (CPEN), Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia*
15 *(INPA), CEP 69060-001, Manaus, AM, Brazil. E-mail: nhamada@inpa.gov.br*

16

17 **Abstract**

18 This study aimed to analyze the differences in the decomposition process of green and
19 senescent leaves in Amazonian streams. From November 2012 to January 2013 were
20 installed leaves packages from fourteen plant species in three streams of Reserva
21 Florestal Ducke (Manaus / AM - Brazil). In each stream, 12 leaves packets were
22 installed (6 senescent and 6 green). After 15, 30 and 60 days the packages were
23 removed and the collected material taken to the laboratory for invertebrates screening
24 and of the final mass of the debris obtained. The physical and chemical composition of
25 the leaf debris was evaluated with the initial litter by measuring: specific mass,
26 hardness, organic matter, carbon, nitrogen, phosphorus, polyphenol, tannin, cellulose
27 and lignin. Paired t-test was performed to verify if the coefficients of decomposition and
28 the initial characteristics of the leaves differ. Covariance analysis were performed to
29 compare: the remaining mass (%), abundance, richness and density of aquatic
30 invertebrates, biomass of fungi between the leaves states (green x senescent) through
31 time. Baseline characteristics of the leaves were different in relation to nutrient content
32 (phosphorus and nitrogen) and structural compounds (hardness and lignin). Both the
33 average decomposition coefficients were classified as intermediate. The state of the
34 leaves influenced only the average biomass densities of invertebrates and fungi. Our
35 results confirm that the use of green leaves does not invalidate the research. However, it
36 should be made on the objective, because there were differences in key factors of the
37 decomposition process.

38 **Keywords:** aquatic insects, ergosterol, leave chemical quality, leaf state.

39

40 **Resumo**

41 O objetivo desse trabalho foi analisar as diferenças no processo de decomposição de
42 folhas verdes e senescentes em riachos amazônicos. Entre novembro de 2012 a janeiro
43 de 2013, foram instalados pacotes de folhas de quatorze espécies vegetais em três
44 riachos da Reserva Florestal Ducke (Manaus/AM – Brasil). Em cada riacho, foram
45 instalados 12 pacotes de folhas (6 senescentes e 6 verdes). Após 15, 30 e 60 dias, houve
46 a retirada dos pacotes e o material coletado foi levado ao laboratório para a triagem dos
47 invertebrados e obtenção da massa final dos detritos. A composição física e química das
48 folhas foi realizada com os detritos foliares iniciais através da medida de: massa
49 específica, dureza, matéria orgânica, carbono, nitrogênio, fósforo, polifenóis, tanino,
50 celulose e lignina. Teste-t pareado foi realizado para verificar se os coeficientes médios
51 de decomposição (k) e as características iniciais das folhas diferem. Análises de
52 Covariâncias foram realizadas para comparar: a massa remanescente (%), abundância,
53 riqueza e densidade de invertebrados aquáticos, a biomassa de fungos entre os estados
54 de folhas (verde x senescente) ao longo do tempo. As características iniciais das folhas
55 foram diferentes em relação aos teores de nutrientes (fósforo e nitrogênio) e aos
56 compostos estruturais (dureza e lignina). Ambos os coeficientes médios de
57 decomposição foram classificados como intermediários. O estado da folha influenciou
58 somente as densidades médias de invertebrados e biomassa de fungos. Nossos
59 resultados confirmam que o uso de folhas verdes não inviabiliza a pesquisa. Porém,
60 deve ser realizado considerando o objetivo, pois houve diferenças em fatores
61 importantes do processo de decomposição.

62 **Palavras-chave:** estado foliar, ergosterol, insetos aquáticos, qualidade química foliar.

63 **Introdução**

64 O conceito de energética ecológica, especialmente em sistemas aquáticos, foi
65 descrito pela primeira vez no clássico artigo de Lindeman (1942). Desde aquele
66 momento, muitos estudos científicos tentam descrever os processos ecológicos de
67 transferência de energia e matéria entre os sistemas biológicos em riachos (p. ex.
68 Dudgeon *et al.* 2010; Boyero *et al.* 2011; Boyero *et al.* 2012; Frainer *et al.* 2015).

69 Em pequenos riachos sombreados pela vegetação ripária, a produtividade
70 primária bruta é limitada pela quantidade de radiação solar que entra no sistema
71 aquático e por nutrientes presentes na lâmina de água (Vannote *et al.* 1980; Allan 1995;
72 Royer e Minshall 2003). Dessa forma, o principal recurso energético é a matéria
73 orgânica morta advinda da vegetação terrestre, conhecida por material alóctone (Esteves
74 e Gonçalves, 2011; Gonçalves *et al.* 2014). Esse material é composto por restos de
75 madeira, frutos, flores e folhas. Porém, entre toda a matéria orgânica alóctone
76 disponibilizada para os riachos, as folhas são consideradas o principal recurso
77 energético (França *et al.* 2009).

78 O processamento do material vegetal foliar pelos sistemas biológicos pode ser
79 limitado pelas características físicas e químicas das folhas que ingressam nos riachos
80 (Rincón e Santelloco, 2009; Ligeiro *et al.* 2010; Bruder *et al.* 2013). Folhas com alta
81 qualidade nutricional, por exemplo, podem ser mais rapidamente colonizadas e
82 consumidas pelos organismos associados ao processo de decomposição foliar. Já os
83 recursos foliares que apresentem altas concentrações de compostos estruturais (lignina e
84 celulose), podem permanecer no sistema aquático por mais tempo (Moretti *et al.* 2007a,
85 b) uma vez que essas características dificultam a colonização desse recurso e,
86 conseqüentemente, o processamento desse recurso pela comunidade decompositora
87 aquática (Ardón e Pringle 2008; Moretti *et al.* 2009). De qualquer modo, o

88 processamento do material foliar envolve a participação de dois grandes grupos de
89 organismos: os decompositores (bactérias e fungos) e os detritívoros (animais que
90 consomem matéria morta) (Townsend *et al.* 2006; Graça *et al.* 2001a,b; 2015).

91 As bactérias e os fungos são responsáveis pelo condicionamento do material
92 vegetal incorporado ao sistema aquático (Gonçalves *et al.* 2006a, b; Alvim *et al.* 2015).
93 O condicionamento é a fase do processo de decomposição foliar onde os
94 microrganismos atuam sobre matéria orgânica morta deixando-a mais palatável para a
95 comunidade detritívora, especialmente os invertebrados aquáticos (Graça 2001;
96 Gonçalves *et al.* 2014). São esses organismos os responsáveis por transformar a matéria
97 orgânica particulada grossa em matéria orgânica particulada fina (Abelho 2001). Dessa
98 forma, invertebrados aquáticos são considerados o elo energético entre os níveis tróficos
99 basais e os superiores (Graça *et al.* 2015).

100 A grande maioria dos estudos de decomposição foliar utilizam folhas
101 senescentes em seus experimentos, na tentativa de representar da melhor forma possível
102 os processos naturais de decomposição foliar (Gonçalves *et al.* 2014). No entanto,
103 algumas pesquisas também têm sido desenvolvidas com o uso de folhas verdes
104 (Landeiro *et al.* 2008; Ferreira *et al.* 2012; Martins *et al.* 2015), justificadas pelos
105 objetivos da pesquisa e pela inviabilidade da coleta de folhas senescentes em alguns
106 ecossistemas. Atualmente, se considera que folhas senescentes são menos nutritivas que
107 folhas verdes uma vez que os nutrientes contidos nas folhas são reabsorvidos antes de
108 sua senescência (Kochi e Yanai 2006). Dessa forma, a utilização de folhas verdes, quase
109 sempre implica em uma maior disponibilidade nutricional que permite a maior
110 atratividade para os organismos associados à decomposição, e assim, pressupõe que
111 suas taxas de decomposição sejam maiores do que as de sua correspondente no estado
112 de senescência.

113 Os objetivos desse trabalho foram: i. avaliar a diferença nos coeficientes de
114 decomposição entre detritos foliares verdes e senescentes; ii. avaliar a biomassa de
115 fungos aquáticos encontrada em detritos foliares verdes e senescentes e ao longo do
116 tempo; iii. diferenciar a estrutura e a composição de invertebrados aquáticos entre
117 detritos foliares verdes e senescentes e ao longo do tempo. Nossa hipótese é que a
118 decomposição de folhas verdes ocorre mais rapidamente do que em folhas senescentes,
119 porque as folhas verdes possuem melhor qualidade nutricional e assim, são mais
120 atrativas para a colonização das comunidades biológicas associadas ao processo de
121 decomposição foliar. Portanto, folhas verdes devem apresentar uma maior biomassa de
122 fungos e conseqüentemente, maiores abundâncias, riquezas e densidades de
123 invertebrados aquáticos.

124

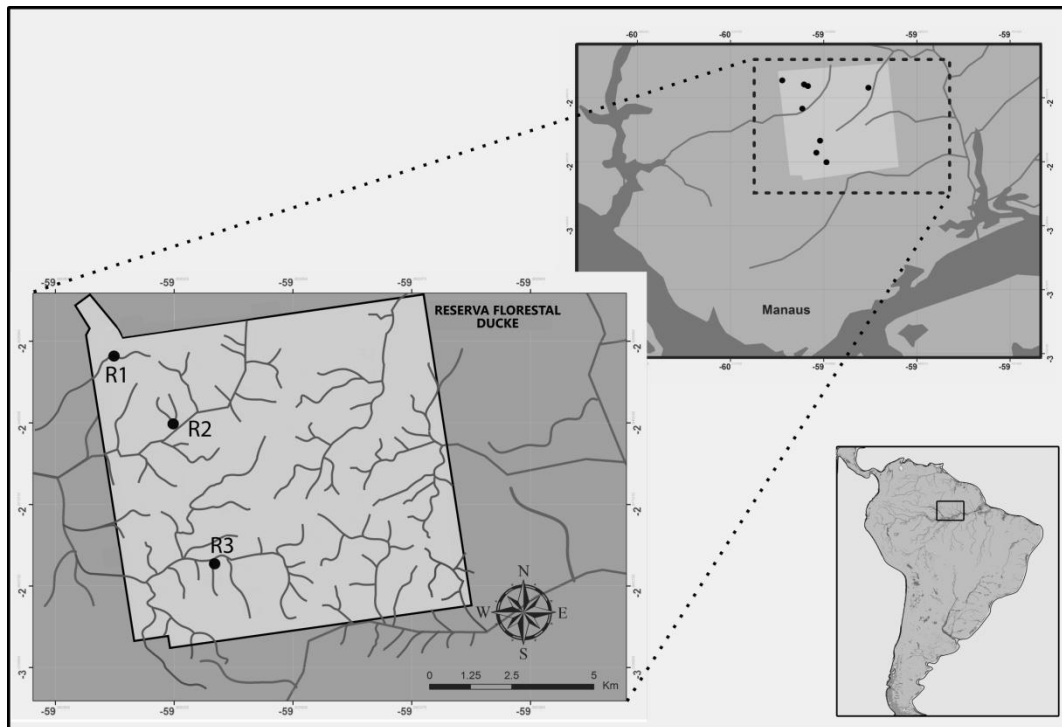
125 **Materiais e Métodos**

126

127 **Área de estudo**

128 O experimento foi desenvolvido no período de dezembro de 2012 a janeiro de
129 2013 em três riachos de pequena ordem (primeira ou segunda) da Reserva Florestal
130 Ducke (RFD), Manaus/AM (Figura 1).

131



132

133 **Figura 1. Localização dos três riachos selecionados para condução do experimento de**
 134 **decomposição foliar localizados na Reserva Florestal Ducke, Manaus(AM).**

135

136 **Procedimento experimental**

137 Foram selecionadas 14 espécies vegetais para serem utilizadas no experimento
 138 (Tabela 1). As espécies vegetais foram selecionadas considerando a sua ocorrência na
 139 vegetação ripária dos riachos selecionados e disponibilidade de suas folhas. Para cada
 140 espécie vegetal foram coletadas tanto folhas senescentes como folhas verdes (folhas
 141 coletadas manualmente antes de sua abscisão natural). Todas as folhas utilizadas foram
 142 coletadas na vegetação ripária da Reserva Florestal Ducke e do Bosque da Ciência,
 143 localizado no Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA). Em laboratório, as
 144 folhas foram selecionadas descartando aquelas que apresentaram rupturas de tecido
 145 foliar e colônias de micro-organismos pré-estabelecidas. Em seguida, todas as folhas
 146 foram armazenadas em recipientes plásticos abertos visando uma secagem natural em
 147 ambiente climatizado (~ 72h e 18°C).

148 Para a caracterização química e física inicial de cada espécie vegetal foram
149 obtidas as concentrações de polifenóis, tanino, celulose, lignina e a dureza de suas
150 folhas (Graça *et al.* 2005). Essas análises foram realizadas no laboratório do
151 AquaRiparia da Universidade de Brasília (UNB). No laboratório de Análise de Planta/
152 Departamento de Solos da Universidade Federal de Viçosa, também foram realizadas
153 análises para estimar as concentrações de carbono orgânico a partir de 46,5% da massa
154 seca livre de cinza (Wetzel e Likens 1991); de nitrogênio, obtida por meio de
155 combustão seca e análise em cromatógrafo gasoso; e de fósforo através de digestão
156 nítrico-perclórica (Malavolta *et al.* 1997).

157 Para cada espécie vegetal e para cada estado de folha – verde e senescente –
158 foram confeccionados 18 pacotes de folhas (litter bags), totalizando 504 pacotes. Os
159 pacotes de folhas foram confeccionados em malha plástica medindo 10 x 20 cm, com
160 abertura entre nós de 1 cm² e contendo aproximadamente 2,13 g (\pm 0,33 g) de folhas.
161 Todos esses pacotes de folha foram submersos nos riachos em um único período, sendo
162 atados a cordões de náilon, presos por varas ao leito do riacho com uma distância entre
163 pacotes de cerca de 10 cm. Em cada riacho foram instalados seis pacotes de folhas de
164 cada espécie vegetal e de cada tipo de detrito.

165 **Tabela 1. Relação das espécies vegetais utilizadas no experimento de decomposição foliar**
 166 **desenvolvido em três riachos da Reserva Florestal Ducke, Manaus (AM) durante o período de**
 167 **dezembro de 2012 e janeiro de 2013.**

Família	Espécie
Cecropiaceae	<i>Cecropia hololeuca</i> Miq.
Chrysobalanaceae	<i>Licania</i> sp.
Clusiaceae	<i>Clusia</i> sp.
Dilleniaceae	<i>Davilla rugosa</i> Poir.
Euphorbiaceae	<i>Hevea brasiliensis</i> Müll.Arg. <i>Croton lanjouwensis</i> Jabl.
Fabaceae	<i>Dipteryx odorata</i> (Aubl.)Willd. <i>Eperua glabriflora</i> (Ducke) R.S.Cowan
Lauraceae	<i>Ocotea nigrescens</i> Vicent.
Lecythidaceae	<i>Lecythis pisonis</i> Cambess
Meliaceae	<i>Carapa guianensis</i> Aubl.
Moraceae	<i>Ficus</i> sp. <i>Helicostylis tomentosa</i> (Poepp. & Endl.) Rusby
Myrtaceae	<i>Eugenia stipitata</i> McVaugh

168

169

170 **Remoção e processamento dos pacotes de folhas**

171 A remoção dos pacotes de folhas dos riachos e o processamento do material
 172 foliar coletado foram realizados como apresentado no Capítulo II.

173 **Decomposição foliar**

174 A percentagem de material remanescente, o peso seco livre de cinzas (PSLC) e o
175 coeficiente de decomposição foliar (k) foram estimados conforme metodologia
176 apresentada no Capítulo II.

177

178 **Biomassa de fungos aquáticos (concentração de Ergosterol)**

179 A quantificação da biomassa fúngica presente nas folhas foi estimada conforme
180 descrito no Capítulo II.

181

182 **Invertebrados aquáticos**

183 A triagem, identificação e contagem dos invertebrados aquáticos coletados
184 foram realizadas conforme descrito nos Capítulos I e II.

185

186 **Análise dos dados**

187 Teste-t pareado foi realizado para verificar se os coeficientes de decomposição
188 (k) e também das variáveis de caracterização física e química das folhas, entre os
189 estados das folhas estudadas (verdes x senescentes) apresentavam diferenças
190 significativas.

191 Para comparar a massa remanescente (%) entre os tipos de folhas, tempo e a
192 interação desses dois fatores, foram realizadas análises de covariância (ANCOVA)
193 considerando o tempo como covariável.

194 Também foram utilizadas análises de covariância (ANCOVA) para comparar as
195 variáveis bióticas (abundância, riqueza e densidade) de invertebrados aquáticos, assim
196 como a biomassa de fungos entre os tipos de folhas utilizadas (folhas verdes e
197 senescentes) ao longo do tempo (covariável). Ainda foi testada a interação entre as

198 variáveis preditoras (estado da folha x tempo de incubação) com relação às variáveis
199 respostas. Antes dessas análises, os dados foram transformados utilizando $\log_{(x+1)}$ (Zar,
200 1996).

201 As análises estatísticas consideraram a média amostral por tipo de detrito e por
202 tempo de incubação para cada espécie vegetal. Todas as análises estatísticas
203 consideraram como nível de significância $p = 0,05$ e foram realizadas por meio do
204 programa R (R Core Team 2013).

205

206 **Resultados**

207 **Caracterização inicial dos tipos de folha**

208 Comparando os dois estados das folhas (verde x senescentes), as folhas
209 senescentes apresentaram maior dureza foliar e percentagem médias de lignina enquanto
210 as folhas verdes apresentaram maiores percentagens médias de celulose, tanino,
211 nitrogênio e fósforo. As diferenças entre os tipos de folhas não foram significativas para
212 a percentagem de polifenóis e de carbono (Tabela 2).

213

214 **Tabela 2. Comparação dos valores médios e os respectivos desvios padrão obtidos para as**
215 **características físicas e químicas das folhas senescentes e verdes. (Nota: Teste-t pareado com**
216 **valores significativos a 0,05; gl – graus de liberdade).**

Características	Senescente	Verde	T	Gl	P
Dureza (g)	415 ± 256	274 ± 175	2,43	13	< 0,05
Lignina (%)	45 ± 7	29 ± 8	6,76	13	<0,05
Celulose (%)	25 ± 5	30 ± 5	-2,38	13	<0,05
Tanino (%)	3 ± 1	5 ± 2	-3,74	13	<0,05
Polifenóis (%)	8 ± 5	14 ± 13	-1,54	13	0,15
Carbono (%)	0,42 ± 0,03	0,43 ± 0,02	-1,96	13	0,07
Nitrogênio (%)	1 ± 0,42	2 ± 0,74	-4,15	13	<0,05
Fósforo (%)	0,03 ± 0,02	0,12 ± 0,05	-5,74	13	<0,05

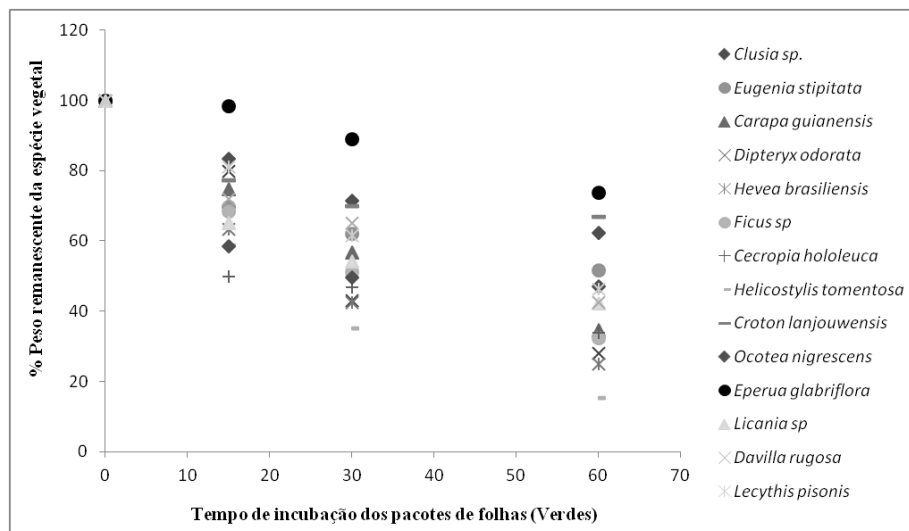
217

218 **Massa remanescente e coeficiente de decomposição foliar**

219 Após 60 dias de incubação, a porcentagem de peso seco remanescente variou de
220 43,2 – 80,4% para folhas senescentes e 15,5 – 73,0% para conjunto de folhas verdes. A
221 porcentagem de peso seco remanescente dos detritos foliares apresentou diferenças entre
222 folhas senescentes e verdes (ANCOVA: $F = 31,66$; $p < 0,05$) e entre os tempos
223 analisados (ANCOVA: $F = 52,56$; $p < 0,05$). Entretanto, não foi encontrada diferença na
224 interação do estado da folha e tempo (ANCOVA: $F = 2,32$; $0,13$).

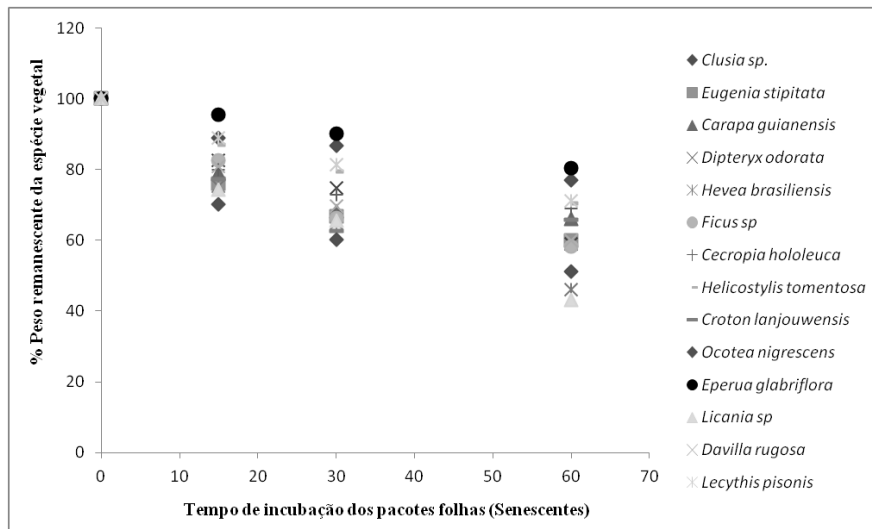
225 Entre as folhas verdes, *E. glabriflora* apresentou a maior porcentagem média de
226 massa remanescente ($73,9\% \pm 6,6$) e *H. tomentosa* a menor porcentagem ($15,53\% \pm$
227 $1,44$). Entre folhas senescentes, *E. glabriflora* apresentou maior porcentagem média de
228 massa remanescente ($80,4\% \pm 5,4$), enquanto o menor valor foi encontrado para *Licania*
229 *sp.* ($43,21\% \pm 9,53$) (Figuras 1 e 2).

230



231

232 **Figura 2. Dinâmica de perda de peso de folhas verdes ao longo de 60 dias de incubação em três**
233 **riachos da Reserva Florestal Ducke, Manaus, AM.**



234

235 **Figura 3. Dinâmica de perda de peso de folhas senescentes ao longo de 60 dias de incubação em três**
 236 **riachos da Reserva Florestal Ducke, Manaus, AM.**

237

238 Os valores do coeficiente de decomposição (k) das folhas verdes foram maiores
 239 do que os valores encontrados para as folhas senescentes (Teste-t pareado: $t = -4,2107$;
 240 $p = 0,001$) (Tabela 3). Dessa forma, 60 dias de incubação foram suficientes para que o
 241 processo de decomposição de massa das folhas verdes ultrapassassem 50% de
 242 decomposição de massa. Por outro lado, aproximadamente 78 dias seriam necessários
 243 para que isso ocorresse com as folhas senescentes.

244

245

246 **Tabela 3. Coeficientes de decomposição estimados para espécies vegetais utilizadas no experimento**
 247 **de decomposição foliar em três riachos da Reserva Florestal Ducke, Manaus (AM).**

Espécie vegetal	Estado das Folhas	
	Senescente (k/dia)	Verde (k/dia)
<i>Clusia</i> sp.	0,005	0,009
<i>Eugenia stipitata</i>	0,010	0,013
<i>Carapa guianensis</i>	0,008	0,018
<i>Dipteryx odorata</i>	0,009	0,022
<i>Hevea brasiliensis</i>	0,014	0,024
<i>Ficus</i> sp.	0,010	0,020
<i>Cecropia hololeuca</i>	0,007	0,021
<i>Helicostylis tomentosa</i>	0,006	0,032
<i>Croton lanjouwensis</i>	0,009	0,008
<i>Ocotea nigrescens</i>	0,013	0,016
<i>Eperua glabriflora</i>	0,004	0,005
<i>Licania</i> sp.	0,014	0,016
<i>Davilla rugosa</i>	0,009	0,015
<i>Lecythis pisonis</i>	0,006	0,015
Média e Desvio Padrão	0,0089 ± 0,0032	0,0167 ± 0,0070

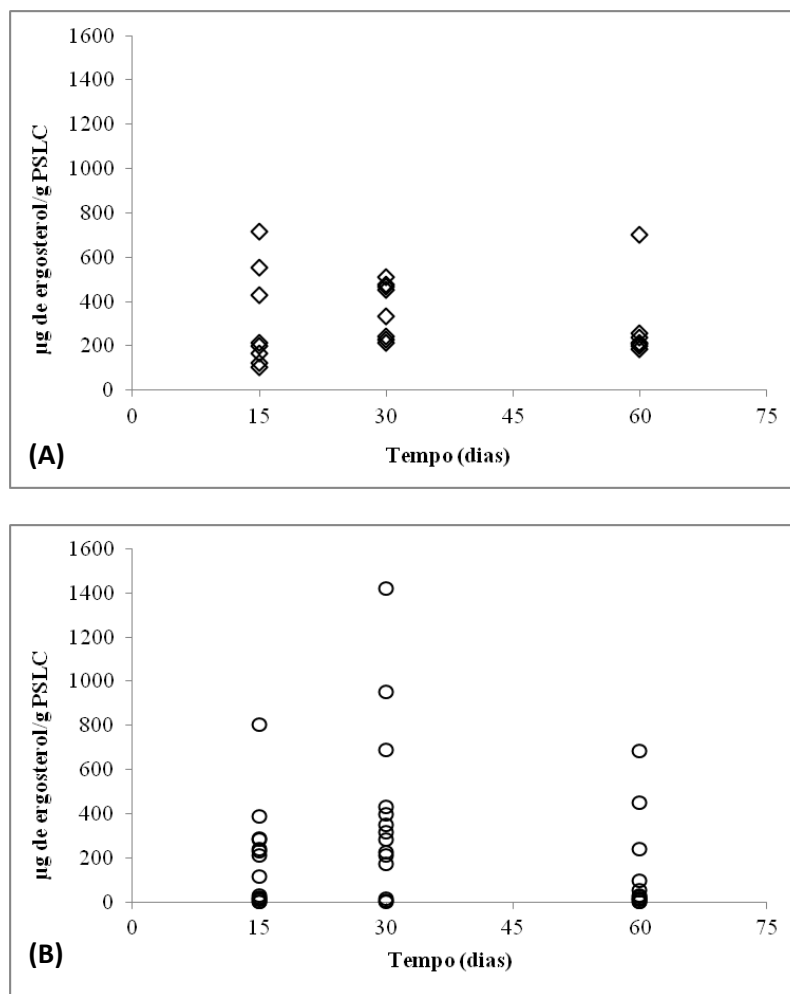
248

249

250 **Biomassa de fungos aquáticos**

251 As concentrações médias de ergosterol foram menores em folhas senescentes em
 252 relação às estimadas para folhas verdes (ANCOVA: $F = 9,73$; $p < 0,05$). Não houve
 253 efeito dos tempos amostrais de incubação sobre as concentrações de ergosterol, mesmo
 254 considerando o estado das folhas, se senescentes ou verdes (Tabela 4). Tanto para as
 255 folhas verdes como para folhas senescentes, as maiores concentrações médias de
 256 ergosterol foram observadas após 30 dias de incubação (senescentes = $363,84 \pm 124,73$
 257 μg de ergosterol/g PSLC e verdes = $391,88 \pm 391,66$ μg de ergosterol/g PSLC). Após
 258 60 dias de incubação houve um decréscimo nos valores de ergosterol para folhas verdes
 259 e senescentes (senescente = $284,52 \pm 184,55$ μg de ergosterol/g PSLC e verde = $135,50$
 260 $\pm 218,10$ μg de ergosterol/g PSLC) (Figura 3).

261 Entre as folhas estudadas, foi verificado que tanto no conjunto de folhas verdes
262 como nas folhas senescentes, as maiores concentrações de ergosterol foram registradas
263 para *D. odorata* e *H. tomentosa*. Essas espécies chegaram a apresentar picos de
264 concentrações de ergosterol maiores que 800 µg de ergosterol/g PSLC ao longo dos
265 tempos de incubação.
266



267

268

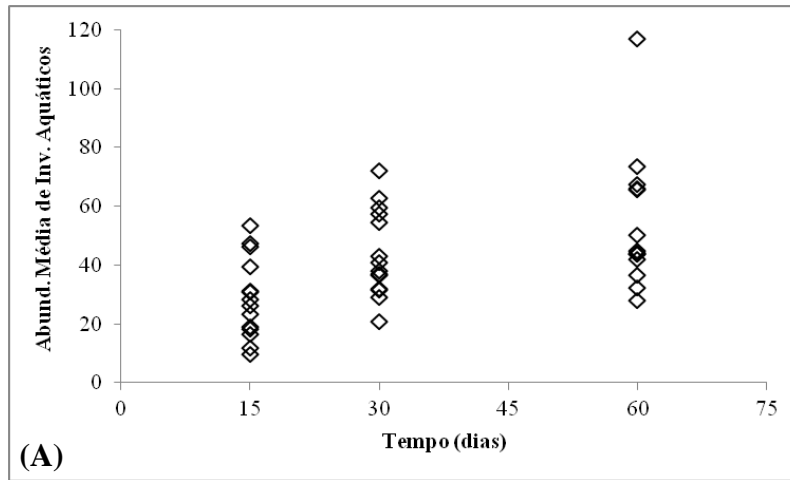
269 **Figura 4. Concentração de biomassa de fungos aquáticos (Ergosterol) encontrada nas folhas**
270 **analisadas ao longo dos dias de imersão em experimento de decomposição realizado em três riachos**
271 **da Reserva Florestal Ducke, Manaus (AM). (A) Folhas senescentes - (B) Folhas verdes.**

272 **Comunidade de invertebrados aquáticos**

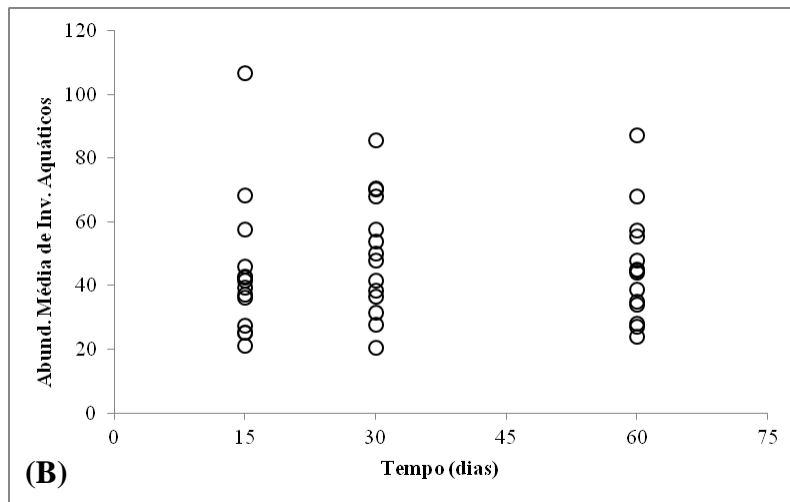
273 Foram coletados 18.617 organismos distribuídos em 45 táxons associado à
274 decomposição foliar. A maior abundância de organismos foi encontrada em folhas
275 senescentes (n = 9.572 indivíduos) do que em folhas verdes (n = 9.045 ind.). Para
276 ambos os estados de folhas, o tempo de 30 dias de incubação dos pacotes de folhas
277 registrou as maiores abundâncias (senescente = 3.631 ind. e verdes = 3.550 ind.).

278 As folhas senescentes apresentaram as menores abundâncias médias de
279 organismos com 15 dias de incubação enquanto as folhas verdes apresentaram as
280 menores abundâncias com 60 dias (Figura 4; Anexo 1). Contudo, para as abundâncias
281 médias de invertebrados aquáticos, as diferenças foram registradas com relação ao
282 tempo de incubação dos pacotes (ANCOVA: $F = 8,90$; $p < 0,05$) e em relação à
283 interação entre o tempo de incubação e estado da folha (ANCOVA: $F = 7,11$; $p < 0,05$)
284 (Tabela 4).

285 A riqueza média de táxons não diferiu entre os tipos de detritos estudados, entre
286 os tempos e na interação desses dois fatores (Tabela 4). A composição da comunidade
287 também foi similar entre os tipos de folhas estudados (Figuras 5 e 6). Por exemplo,
288 ambas os estados das folhas apresentaram como táxons predominantes Chironomidae
289 (Diptera, Insecta), Simuliidae (Diptera, Insecta) e Hydroptilidae (Trichoptera, Insecta).
290 Quando analisada a abundância média de cada conjunto de folha (verde e senescente),
291 Chironomidae e Simuliidae foram os táxons mais abundantes em ambos os estados das
292 folhas e, representaram juntos, mais de 80% do número total de organismos encontrados
293 (Apêndice 1).

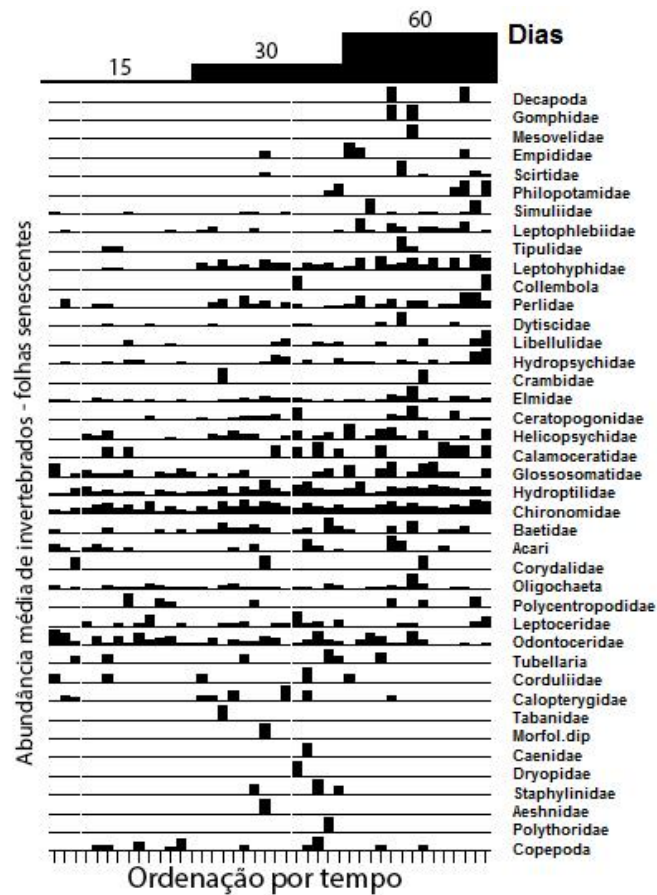


294



295

296 **Figura 5. Abundâncias de invertebrados aquáticos coletados nas folhas analisadas ao longo dos dias**
 297 **de imersão em experimento de decomposição realizado em três riachos da Reserva Florestal Ducke,**
 298 **Manaus (AM). (A) Folhas senescentes - (B) Folhas verdes.**

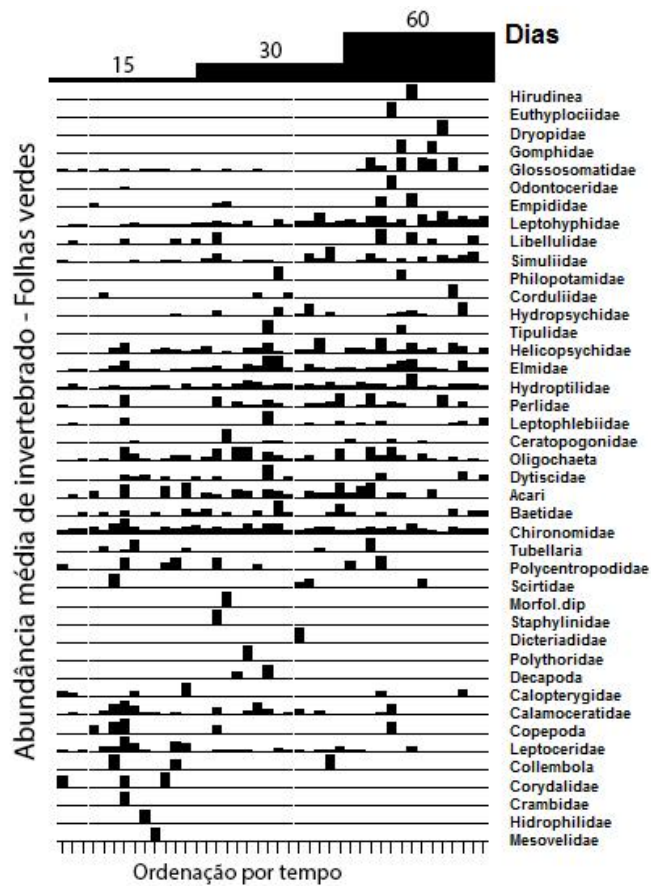


299

300 **Figura 6. Abundância média de invertebrados aquáticos encontrada em folhas senescentes,**
 301 **ordenada pelo número de dias de incubação em experimento de decomposição foliar realizado em**
 302 **três riachos da Reserva Florestal Ducke, Manaus(AM). Táxons foram ordenados no eixo y.**

303

304



305

306 **Figura 7. Abundância média de invertebrados aquáticos encontrada em folhas verdes, ordenada**
 307 **pelo número de dias de incubação em experimento de decomposição foliar realizado em três riachos**
 308 **da Reserva Florestal Ducke, Manaus(AM).**

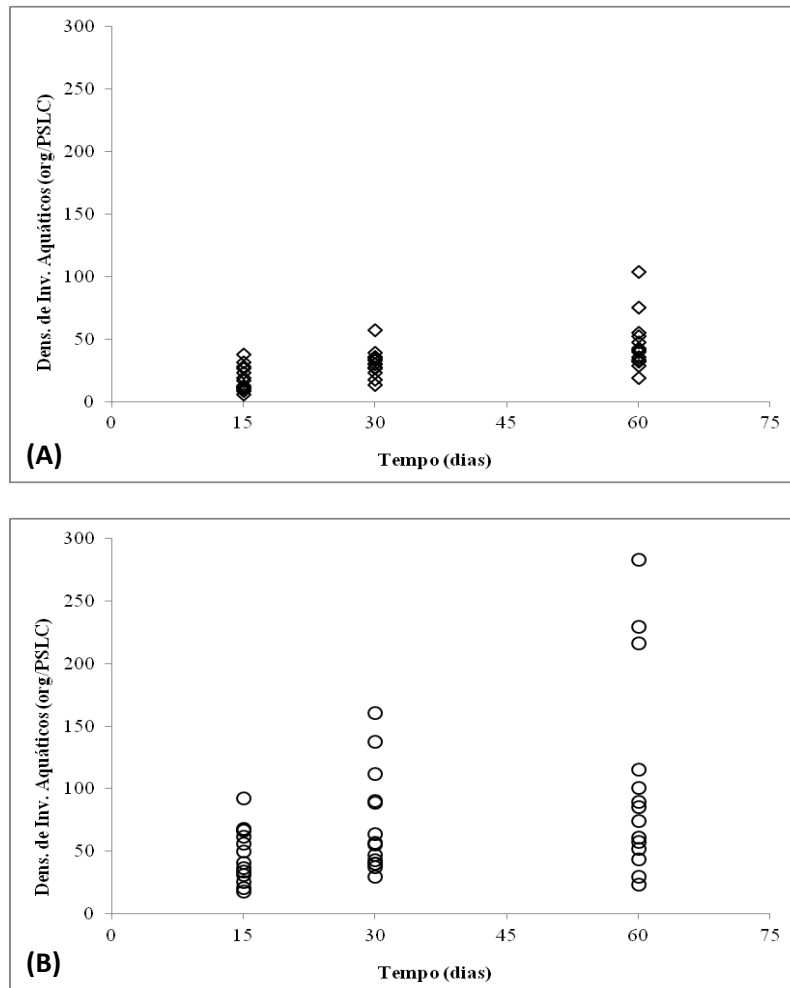
309

310 As densidades médias de invertebrados aquáticos, em ambos os estados de
 311 folhas, exibiram um aumento regular ao longo do tempo de decomposição. Em todos os
 312 tempos amostrais, as folhas verdes exibiram as maiores densidades médias. Após 15
 313 dias de incubação, as folhas verdes apresentaram $48,08 \pm 21,75$ ind./g PSLC atingindo
 314 $104,65 \pm 80,50$ ind./g PSLC no último tempo amostral. As folhas senescentes
 315 apresentaram, após 15 dias de experimento, aproximadamente $18,18 \pm 9,83$ ind./g PSLC
 316 e atingiram $45,59 \pm 21,58$ ind./g PSLC de densidade média de invertebrados após 60
 317 dias de incubação (Figura 7). Esses valores de densidade média de invertebrados

318 apresentaram diferenças entre os estados de folha (ANCOVA: $F = 49,55$; $p < 0,05$) e ao
319 longo dos tempos amostrais (ANCOVA: $F = 28,91$; $p < 0,05$) (Tabela 4).

320

321



322

323

324 **Figura 8. Densidade de invertebrados aquáticos coletados nas folhas analisadas ao longo dos dias de**
325 **imersão em experimento de decomposição realizado em três riachos da Reserva Florestal Ducke,**
326 **Manaus (AM). (A) Folhas senescentes - (B) Folhas verdes.**

327

328

329

330

331

332 Tabela 4. Análises de Covariância (ANCOVA) utilizadas para avaliar se a porcentagem de perda de massa, a concentração de biomassa fúngica (ergosterol) e as
 333 variáveis bióticas da comunidade de invertebrados aquáticos apresentaram diferenças entre os estados de folhas, o tempo de incubação e a interação desses dois
 334 fatores em experimento de decomposição foliar realizado em três riachos da Reserva Florestal Ducke, Manaus (AM).

Variável repostada	Variáveis preditoras	Grau de Liberdade	Soma dos Quadrados	Média dos Quadrados	F	p
% Massa remanescente	Estado da folha	1	4524,5	4524,5	31,7	<0,05
	Tempo	1	7511,6	7511,6	52,6	<0,05
	Estado da folha x Tempo	1	330,9	330,9	2,3	0,13
	Resíduos	80	11433,8	142,9		
Ergosterol (Biomassa Fúngica)	Estado da folha	1	26,8	26,8	9,7	<0,05
	Tempo	1	4,8	4,8	1,7	0,19
	Estado da folha x Tempo	1	2,5	2,5	0,9	0,35
	Resíduos	59	162,2	2,8		
Abundância de Inv. Aquáticos	Estado da folha	1	0,3	0,3	2,0	0,16
	Tempo	1	1,4	1,4	8,9	<0,05
	Estado da folha x Tempo	1	1,2	1,2	7,1	<0,05
	Resíduos	80	13,0	0,2		
Riqueza de Inv. Aquáticos	Estado da folha	1	0,1	0,01	0,1	0,83
	Tempo	1	0,1	0,09	1,9	0,18
	Estado da folha x Tempo	1	0,2	0,2	3,7	0,06
	Resíduos	80	3,4	0,0		
Densidade de Inv. Aquáticos	Estado da folha	1	13,2	13,2	49,6	<0,05
	Tempo	1	7,7	7,7	28,9	<0,05
	Estado da folha x Tempo	1	0,3	0,3	1,1	0,29
	Resíduos	80	21,3	0,3		

335 **Discussão**

336

337 **Caracterização física e química das folhas e perda de massa**

338 O processo de decomposição foliar pode ser influenciado por diversos fatores,
339 entre eles as características físicas e químicas do detrito (Hoorens *et al.* 2003; Tank *et*
340 *al.* 2010; Alvim *et al.* 2014). Nesse estudo, características iniciais das folhas verdes e
341 senescentes foram claramente diferentes, tanto em relação aos teores de nutrientes
342 (fósforo e nitrogênio) como em relação aos compostos estruturais (p.ex. lignina).

343 No geral, as folhas verdes apresentaram maiores taxas de decomposição quando
344 comparadas com as folhas senescentes. Possivelmente, isso foi reflexo de sua melhor
345 qualidade química (nitrogênio e fósforo), ainda que suas percentagens de celulose e
346 tanino tenham sido maiores do que as registradas nas folhas senescentes. Estudos em
347 outros ambientes tropicais relataram que alguns componentes secundários como taninos
348 não afetam a decomposição dos detritos foliares, uma vez que são rapidamente
349 lixiviados (Ardón *et al.* 2006; Ardón e Pringle 2008). Por exemplo, o estudo realizado
350 por Alvim *et al.* (2014) comparando as taxas de decomposição de duas espécies vegetais
351 em um riacho na Serra do Cipó (Minas Gerais, Brasil), observaram que a lixiviação de
352 grande parte do conteúdo de tanino ocorreu nos primeiros três dias de experimento.

353 O conjunto de folhas senescente apresentou menor proporção de celulose, maior
354 proporção de lignina e maior dureza foliar que as folhas verdes. Esses resultados podem
355 ter refletido em suas menores taxas de decomposição foliar. Estudos anteriores
356 demonstraram que altas percentagens de lignina e dureza podem restringir a colonização
357 dos detritos foliares pelos micro-organismos (Gonçalves *et al.* 2007; Ardón e Pringle
358 2008), em especial de fungos hifomicetos aquáticos (Alvim *et al.* 2015) e,

359 consequentemente diminuir atratividade dos invertebrados aquáticos (Gonçalves *et al.*
360 2007; König *et al.* 2014).

361 Ambos os tipos de folhas apresentaram coeficientes médios de decomposição
362 classificados como intermediários de acordo com classificação proposta por Gonçalves
363 *et al.* (2014). No entanto, o valor de k das folhas verdes foi aproximadamente duas
364 vezes maior que o encontrado para folhas senescentes, de modo que as folhas verdes
365 tiveram uma perda de massa de mais de 50% em 60 dias de incubação do detrito
366 enquanto as senescentes necessitariam de um tempo maior para isso. Esses resultados
367 corroboram com a nossa hipótese que folhas verdes são mais atrativas e susceptíveis a
368 colonização de fungos e invertebrados aquáticos associados ao processo de
369 decomposição foliar por apresentarem características químicas e físicas que favorecem a
370 colonização desses organismos.

371

372 **Biomassa de fungos aquáticos**

373 Vários estudos vêm demonstrando a importância da biomassa de fungos, em
374 especial dos hifomicetos aquáticos (Krauss *et al.* 2011) e para as taxas de decomposição
375 (Findlay 2010; Martins *et al.* 2015). Entre os fatores que influenciam essa comunidade
376 está a qualidade do detrito foliar, onde esses organismos exercem suas atividades
377 decompositoras (Mathuriau e Chauvet 2002; Gonçalves *et al.* 2007). Nossos resultados
378 indicam que a biomassa de fungos foi influenciada pelo estado da folha, se senescentes
379 ou verdes e, dessa forma, pelas características físicas e químicas do mesmo (Ferreira *et*
380 *al.* 2012).

381 Tanto para folhas verdes e como para senescentes, os maiores valores de
382 ergosterol foram observados após 30 dias de incubação e discordam do padrão
383 encontrado no trabalho desenvolvido por Ferreira *et al.* (2012) onde em riachos

384 tropicais, a biomassa fúngica decresceu ao longo do tempo. Alguns valores registrados
385 para a concentração de ergosterol foram superiores aos encontrados em estudos
386 realizados em outras regiões brasileiras (Gonçalves *et al.* 2012a, b; Rezende *et al.* 2014;
387 Sales *et al.* 2014; Alvim *et al.* 2015; Frainer *et al.* 2015). Possivelmente, esses
388 resultados são reflexos das condições ambientais favoráveis ao desenvolvimento das
389 comunidades fúngicas. Os riachos onde foi desenvolvido esse experimento são
390 caracterizados por possuírem águas com temperaturas acima de 25°C. Temperaturas
391 superiores a 25°C podem favorecer a colonização e a atividade dos micro-organismos e,
392 conseqüentemente, aceleram o processo de decomposição foliar (Petersen e Cummins
393 1974; Swan e Palmer 2004; Gonçalves *et al.* 2012 a, b).

394

395 **Comunidade de invertebrados aquáticos**

396 Os invertebrados aquáticos participam do processo de decomposição foliar
397 fragmentando e/ou reduzindo a matéria orgânica particulada grossa em partes menores
398 (Graça 2001). Além disso, alguns invertebrados como as larvas de tricópteros podem
399 utilizar os recursos foliares não apenas como fonte alimentar, mais também como
400 abrigos e artifício de defesa contra a predação (Moretti *et al.* 2007). Entre os fatores que
401 influenciam a colonização dessa comunidade em detritos foliares submersos, estão a
402 característica química do detrito (Motomori *et al.* 2001; König *et al.* 2014), o grau de
403 condicionamento das folhas (Gonçalves *et al.* 2006a) e o tempo de exposição do detrito
404 (Ligeiro *et al.* 2010). Nesse estudo, foram registradas diferenças significativas entre os
405 tempos de incubação e entre a interação do estado da folha com o tempo de incubação.
406 Essas diferenças podem estar relacionadas com o tempo de condicionamento requerido
407 para cada detrito (Ligeiro *et al.* 2010).

408 A riqueza e a composição de invertebrados foram similares entre os estados de
409 folhas analisados (verde x senescente). Segundo König *et al.* (2014) a riqueza
410 taxonômica não é um fator influenciado pela qualidade nutricional devido à adaptação
411 que diferentes grupos de invertebrados possuem para explorar distintos recursos
412 foliares. Dessa forma, talvez a riqueza não seja um bom preditor para estudos de
413 decomposição foliar. Porém, infelizmente, os dados não permitiram testar essa
414 suposição.

415 A alta dominância da família Chironomidae em folhas verdes e senescentes
416 concorda com outros estudos realizados em zonas tropicais (p. ex. Martins *et al.* 2015).
417 Os Chironomidae foram encontrados colonizando todas as folhas estudadas nesse
418 estudo. Isso pressupõe sua habilidade plástica de colonizadores e assim, podem atuar
419 como agentes importantes nos primeiros estágios de decomposição quando poucos
420 organismos são capazes de agir sobre a matéria vegetal submersa. No entanto, o estudo
421 realizado por Martins *et al.* (2015) destacou que esses organismos apresentaram pouca
422 importância para a decomposição de duas espécies vegetais (*Coussapoa trinervia* e
423 *Mabea speciosa*) em riachos urbanos localizados na cidade de Manaus (Amazonas).
424 Rezende (2007) ao estudar a comunidade macroinvertebrados associados ao folhicho
425 submerso de remanso e correnteza em riachos também na Amazônia Central, não
426 registrou a ocorrência de Chironomidae em seu experimento.

427 Os dados obtidos demonstraram que as densidades médias de invertebrados
428 aquáticos foram influenciadas pelo estado das folhas e pelo tempo de retirada. Nesse
429 estudo, os padrões encontrados para densidade média de invertebrados foram similares
430 aos registrados em outros estudos, onde as maiores densidades são encontradas nos
431 últimos tempos amostrais (Kochi e Yanai 2006; Ligeiro *et al.* 2010; König *et al.* 2014).
432 König *et al.* (2014), por exemplo, discute que as maiores densidades de invertebrados

433 encontradas nos últimos tempos de incubação (28 dias) resulta da agregação dos
434 indivíduos em menores quantidades de folhas disponíveis. Nossos dados corroboram
435 com essa ideia porque no último tempo amostral, tanto em folhas verdes como em
436 senescentes, muito do detrito incubado já havia sido degradado.

437 Em síntese, em sistemas tropicais, em especial na região amazônica, há diversos
438 tipos de detritos encontrados nos leitos dos pequenos riachos. Entre esses detritos, estão
439 folhas verdes que embora sejam encontradas em menor quantidade possuem uma
440 melhor qualidade nutricional quando comparada com as folhas senescentes. Em nosso
441 estudo, as taxas de decomposição foliar foram maiores em folhas verdes do que em
442 folhas senescentes, corroborando com nossa hipótese. No entanto, ambos os
443 coeficientes de decomposição foram classificados com velocidade intermediária.

444 Nesse estudo, o estado da folha (verde x senescente) não influenciou a estrutura
445 da comunidade de invertebrados aquáticos (abundância média, riqueza e composição).
446 Porém, o estado da folha teve efeito sobre as densidades médias de invertebrados
447 aquáticos e biomassa de fungos. Os resultados obtidos nesse estudo aumentam o
448 entendimento sobre o processo de decomposição foliar em sistemas tropicais, em
449 especial na região amazônica brasileira porque constitui um dos poucos estudos que
450 acompanharam a decomposição foliar de diferentes espécies vegetais em riachos
451 florestados da Amazônia brasileira. Além disso, confirma-se que em estudos de
452 decomposição foliar o uso de folhas verdes deve ser realizado com cautela, uma vez que
453 há diferenças entre o processo de decomposição de folhas verdes e senescentes. Desse
454 modo, em pesquisas futuras, a escolha pelo tipo de estado foliar (se verde ou
455 senescente) deverá estar muito bem justificada pelos objetivos do trabalho.

456

457

458 **Agradecimentos**

459 Parte do financiamento para essa pesquisa foi fornecido pelo Conselho Nacional de
460 Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) (573976/2008-2) e pela Fundação
461 de Amparo à Pesquisa do Estado do Amazonas (FAPEAM) (3159/2008) para INCT
462 ADAPTA (Instituto Nacional de Pesquisa e Tecnologia). A primeira autora agradece ao
463 CNPq (proc. BIONORTE 142014/2011-7 e Nº 141494/2014-0) pela bolsa de doutorado
464 concedida e ao projeto PRONEX-CNPq/FAPEAM pelo recurso financeiro
465 disponibilizado. Os autores também agradecem aos pesquisadores Dr. Renato Tavares
466 Martins, Dr. Adriano Sanches Melo e Dr. José Francisco Gonçalves Jr. pelas sugestões
467 e participações no desenho amostral desse trabalho.

468

469 **Bibliografia citada**

470 Abelho, M. 2001. From litterfall to breakdown in streams: a review. *The Scientific*
471 *World*, 1: 656-680.

472 Allan, J.D. 1995. *Stream Ecology: Structure and function of running waters*. Chapman e
473 Hall. Londres. 388 p.

474 Alvim, E.A.C.C.; Medeiros, A.O.; Rezende, R.S.; Gonçalves, J.F.Jr. 2014. Small leaf
475 breakdown in a Savannah headwater stream. *Limnologica (Jena)*, v.1: xx-xx.

476 Alvim, E.A.C.C.; Medeiros, A.O.; Rezende, R.S.; Gonçalves, J.F.Jr. 2015. Leaf
477 breakdown in a natural open tropical stream. *Journal of Limnology (Online)*, v. 74, p.
478 248-260.

479 Ardón, M; Stallcup, L.A.; Pringle, C.M. 2006. Does leaf quality mediate the stimulation
480 of leaf breakdown by phosphorus in Neotropical streams? *Freshwater Biology*, 51: 618-
481 633.

482 Ardón, M.; Pringle, C.M. 2008. Do secondary compounds inhibit microbial-and insect-
483 mediated leaf breakdown in a tropical rainforest stream, Costa Rica? *Oecologia*, 155:
484 311-323.

485 Baccaro, F.B.; Drucker, D.P.; Vale, J.; Oliveira, M.L.O.; Magalhães, C.; Lepsch-Cunha,
486 N.E; Magnusson, W.E. 2008. A Reserva Florestal Ducke. In: Oliveira, M.L.; Baccaro,
487 F.B.; Braga-Neto, R.; Magnusson, W.E. (Ed.). *Reserva Florestal Ducke: a*
488 *biodiversidade amazônica através de uma grade*. Áttema design editorial, manaus,
489 Amazonas, p.11-20.

490 Boyero, L.; Pearson, L.G.; Dudgeon, D.; Graça, M.A.S.; Gessner, M.O.; Albarino, R.J.;
491 Ferreira, V.; Yule, C.M.; Boulton, A.J.; Arunachalam, M.; Callisto, M.; Chauvet, E.;
492 Ramírez, A.; Chara, J.; Moretti, M.S.; Gonçalves, J.F.Jr.; Helson, J.E.; Chará-Serra, A.
493 M.; Encalada, A.C.; Davies, J.N.; Lamothe, S.; Cornejo, A.; Li, A.O.Y.; Buria, L.M.;
494 Villanueva, V.D.; Zúñiga, M.C.; Pringle, C.M. 2011. Global distribution of a key
495 trophic guild contrasts with common latitudinal diversity patterns. *Ecology* 92(9): 1839-
496 1842.

497 Boyero, L.; Pearson, R.G.; Dudgeon, D.; Gessner, M.O.; Boulton, A.J.; Chauvet, E.;
498 Yule, C.M.; Albariño, R.J.; Ramírez, A.; Helson, J.E.; Callisto, M.; Arunachalam, M.;
499 Chará, J.; Figueroa, R.; Mathooko, J.M.; Gonçalves, J.F.Jr.; Moretti, M.S.; Chará-Serna,
500 A.M.; Davies, J.N.; Encalada, A.; Lamothe, S.; Buria, L.M.; Castela, J.; Cornejo, A.; Li,
501 A.O.Y.; M'Erumba, C.; Villanueva, V.D.; del Carmen Zúñiga, M.; Swan, C.M.;

502 Barmuta, L.A. 2012. Global patterns of stream detritivore distribution: implications for
503 biodiversity loss in changing climates. *Global Ecology and Biogeography*, 21: 134-141.

504 Brasil. 1978. *Levantamento de recursos naturais. Ministério das minas e energia,*
505 *departamento nacional da produção mineral*, Rio de Janeiro, Projeto Radam Brasil. V.
506 17, P. SB-20.

507 Bruder, A; Schindler, M.H.; Moretti, M.S.; Gessner, M.O. 2013. Litter decomposition
508 in a temperate and a tropical stream: the effects of species mixing, litter quality and
509 shredders. *Freshwater Biology*, 59: 438-449.

510 Dudgeon, D.; Cheung, F.K.W.; Mantel, S.K. 2010: Foodweb structure in small streams:
511 Do we need different models for the tropics? *Journal of the North American*
512 *Benthological Society*, 29, 395-412.

513 Esteves, F.A.; Gonçalves, J.F.Jr. 2011. Etapas do Metabolismo Aquático. In: Francisco
514 de Assis Esteves. (Org.). *Fundamentos de Limnologia*. 3ed. Rio de Janeiro: Interciência,
515 v. 1, p. 119-124.

516 Ferreira, S.J.F.; Miranda, S.A.F.; Marques filho, A.O.; Silva, C.C. 2012. Efeito da
517 pressão antrópica sobre igarapés na Reserva Florestal Adolpho Ducke, área de floresta
518 na Amazônia Central. *Acta Amazônica*, 42: 533-540.

519 Findlay, S. 2010. Stream microbial ecology. *Journal of the North American*
520 *Benthological Society*, 29(1): 170-181.

521 Frainer, A.; Moretti, M.S.; Xu, W.; Gessner, M.O. 2015. No evidence for leaf trait
522 dissimilarity effects on litter decomposition, fungal decomposers, and nutrient
523 dynamics. *Ecology*, 96: 550-561.

524 França, J.S.; Gregório, R.S.; D'Arc, J.P.; Goncalves, J.F.Jr.; Ferreira, F.A.; Callisto, M.
525 2009. Composition and dynamics of allochthonous organic matter inputs and benthic
526 stock in a Brazilian stream. *Marine and Freshwater Research*, 60: 990-998.

527 Gessner, M.O. 2005. Ergosterol as a measure of fungal biomass. In: . Graça, M.A.S;
528 Bärlocher, F; Gessner, M.O. *Methods to Study Litter Decomposition: A Practical*
529 *Guide*, Springer-Verlag, Dordrecht, p. 189-195.

530 Gonçalves, J.F.Jr.; França, J.S.; Medeiros, A.O.; Rosa, C.A.; Callisto, M. 2006a. Leaf
531 Breakdown in a Tropical Stream. *International Review of Hydrobiology*, 91(2): 164-
532 177.

533 Gonçalves, J.F.Jr.; Graça, M.A.; Callisto, M. 2006b. Leaf-litter breakdown in 3 streams
534 in temperate, Mediterranean, and tropical Cerrado climates. *Journal of the North*
535 *American Benthological Society*, 25(2): 344-355.

536 Gonçalves, J.F.Jr.; Graça, M.; Callisto, M. 2007. Litter decomposition in a Cerrado
537 savannah stream is retarded by leaf toughness, low dissolved nutrients and a low density
538 of shredders. *Freshwater Biology*, 52(8): 1440-1451.

539 Gonçalves, J.F.Jr.; Rezende, R.S.; França, J.; Callisto, M. 2012a. Invertebrate
540 colonisation during leaf processing of native, exotic and artificial detritus in a tropical
541 stream. *Marine and Freshwater Research*, 63: 428-439.

542 Gonçalves, J.F.Jr.; Rezende, R.S.; Martins, N.M.; Gregório, R.S. 2012b. Leaf
543 breakdown in an Atlantic Rain Forest stream. *Austral Ecology*, 37: 807-815.

544 Gonçalves, J.F.Jr.; Martins, R.T.; Ottoni, B.M.P.; Couceiro, S.R.M. 2014. Uma visão
545 sobre a decomposição foliar em sistemas aquáticos brasileiros. In: Hamada, N.;

546 Nessimian, J.L.; Querino, R.B. (Org.). *Insetos Aquáticos na Amazônia Brasileira:*
547 *taxonomia, biologia e ecologia*. Editora do INPA, Manaus, 89-116.

548 Graça, M.A.S. 2001. The role of invertebrates on leaf litter decomposition in streams –
549 a review. *International Revue Hydrobiologie*, 86 (4-5): 383-393.

550 Graça, M.A.S.; Cressa, C.; Gessner, M.O.; Feio, M.J.; Callies, K.A.E.; Barrios, C.
551 2001a. Food quality, feeding preferences, survival and growth of shredders from tem-
552 perate and tropical streams. *Freshwater Biology*, 46: 947-957.

553 Graça, M.A.S.; Ferreira, R.C.F.; Coimbra, C.N. 2001b. Litter processing along a stream
554 gradient: the role of invertebrates and decomposers. *Journal of the North American*
555 *Benthological Society*, 20: 408-420.

556 Graça, M.A.S.; Barlocher, F., Gessner, M.O. 2005. *Methods to Study Litter*
557 *decomposition*. Netherlands: Springer. 319 p.

558 Graça, M.A.S.; Ferreira, V.; Canhoto, C.; Encalada, A.C.; Guerrero-Bolaño, F.;
559 Wantzen, K.M.; Boyero, L. 2015. A conceptual model of litter breakdown in low order
560 streams. *International Review of Hydrobiology*, 100: 1-12.

561 Hamada, N.; Ferreira-Kepler, R.L. 2012. *Guia Ilustrado de insetos aquáticos e*
562 *semiaquáticos da Reserva Florestal Ducke*. Manaus: Editora Universidade Federal do
563 Amazonas, v.1. 198p.

564 Hamada, N.; Nessimian, J.L.; Querino, R.B. 2014. *Insetos aquáticos na Amazônia*
565 *brasileira: taxonomia, biologia e ecologia*. Manaus: Editora do INPA. 724 p.

566 Hoorens, B.; Aerts, R.; Stroetenga, M. 2003. Does initial litter chemistry explain litter
567 mixture effects on decomposition? *Oecologia*, 137: 578-586.

568 Junk, W.J.; Bayley, P.B.; Sparks, R.E. 1989. The flood pulse concept in river-floodplain
569 systems. In Proceedings of the international large river symposium (P.D. Dodge, ed).
570 *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 106: 110-127.

571 Krauss, G-J; Solé, M.; Krauss, G.; Schlosser, D.; Wesenberg, D.; Bärlocher, F. 2011.
572 Fungi in freshwater: ecology, physiology and biochemical potential. *Microbiology*
573 *Reviews*, 35(4): 620-651.

574 Kochi, K.; Yanai., S. 2006. Shredder colonization and decomposition of green and
575 senescent leaves during summer in a headwater stream in northern Japan. *Ecological*
576 *Research*, 21:544-550.

577 König, R.; Hepp, L.U.; Santos, S. 2014. Colonisation of low- and high-quality detritus
578 by benthic macroinvertebrates during leaf breakdown in a subtropical stream.
579 *Limnologica*, 45: 61-68.

580 Landeiro, V.L.; Hamada, N.; Melo, A.S. 2008. Responses of aquatic invertebrate
581 assemblages and leaf breakdown to macroconsumer exclusion in Amazonian "terra
582 firme" streams. *Fundamental and Applied Limnology / Archiv für Hydrobiologie*,
583 172(1): 49-58.

584 Ligeiro, R.; Moretti, M.S.; Gonçalves, J.F.Jr.; Callisto, M. 2010. What is more
585 important for invertebrate colonization in a stream with low-quality litter inputs:
586 exposure time of leaf species? *Hydrobiologia*, 654:125-136.

587 Lindeman, R.L. 1942. The Trophic-Dynamic Aspect of Ecology. *Ecology*, 23(4): 399-
588 417.

589 Malavolta, E; Vitti, G.C.; Oliveira, S.A. *Avaliação do estado nutricional das plantas*.
590 Princípios e aplicações, 2ª ed. Piracicaba: POTAFOS, 1997, 319p.

591 Martins, R.T.; Melo, A.S.; Gonçalves, J.F.Jr.; Hamada, N. 2015. Leaf-litter breakdown
592 in urban streams of Central Amazonia: direct and indirect effects of physical, chemical,
593 and biological factors. *Freshwater Science*, 34(2): 716-726.

594 Mathuriau, C.; Chauvet, E. 2002. Breakdown of leaf litter in a neotropical stream.
595 *Journal of the North American Benthological Society*, 21: 384-396.

596 Moretti, M.S.; Gonçalves, J.F. JR.; Ligeiro, R.; Callisto, M. 2007a. Invertebrates
597 colonization on tree leaves in a neotropical stream (Brazil). *International Review of*
598 *Hydrobiology*, 92: 199-210.

599 Moretti, M.S.; Gonçalves, J.F.JR.; Callisto, M. 2007b. Leaf breakdown in two tropical
600 streams: differences between single and mixed species packs. *Limnologica*, 37: 250-
601 258.

602 Moretti, M.; Loyola, R.; Becker, B.; Callisto, M. 2009. Leaf abundance and phenolic
603 concentrations codetermine the selection of case-building materials by *Phylloicus* sp.
604 (Trichoptera, Calamoceratidae). *Hydrobiologia*, 630: 199-206.

605 Motomori, K.; Mitsuhashi, H.; Nakano, S. 2001. Influence of leaf litter quality on the
606 colonization and consumption of stream invertebrate shredders. *Ecological Research*,
607 16 (2): 173-182.

608 Pereira, D.L.V.; Melo, A.L.; Hamada, N. 2007. Chaves de identificação de adultos para
609 famílias e gêneros de heterópteros aquáticos e semi aquáticos na Amazônia Central,
610 Brasil. *Neotropical Entomology*, 36: 210-228.

611 Pes, A.M.O.; Hamada, N.; Nessimian, J.L. 2005. Chaves de identificação de larvas para
612 famílias e gêneros de trichoptera (insecta) da amazônia central, brasil. *Revista*
613 *Brasileira de Entomologia*, 49: 181-204.

614 Petersen, R.C.; Cummins, K.W. 1974. Leaf processing in a woodland stream.
615 *Freshwater Biology*, 4: 343-368.

616 R Core Team, 2013. *R: a language and environment for statistical computing*. R
617 Foundation for Statistical Computing, Vienna.

618 Rezende, C.F. 2007. Estrutura da comunidade de macroinvertebrados associados ao
619 folhiço submerso de remanso e correnteza em igarapés da Amazônia Central. *Biota*
620 *Neotropica*, 7 (2): 301-306.

621 Rezende, R.S.; Petrucio, M.M.; Gonçalves, J.F.Jr. 2014. The effects of spatial scale on
622 breakdown of leaves in a tropical watershed. *Plos One*, 9 (5): e97072.

623 Rincón, J., Santelloco, R. 2009. Aquatic fungi associated with decomposing *Ficus* sp.
624 leaf litter in a neotropical stream. *Journal of the North American Benthological Society*,
625 28(2): 416-425.

626 Royer, T.V.; Minshall, G.W. 2003. Controls on leaf processing in streams from spatial
627 scaling and hierarchical perspectives. *Journal of the North American Benthological*
628 *Society*, 22: 352-358.

629 Sales, M.A.; Gonçalves, J.F.; Dahora, J.S.; Medeiros, A.O. 2014. Influence of Leaf
630 Quality in Microbial Decomposition in a Headwater Stream in the Brazilian Cerrado: a
631 1-Year Study. *Microbial Ecology*, 69(1): 84-94.

- 632 Strahler, A.N. 1952. Hypsometric (area–altitude) analysis of erosional topography.
633 *Geological Society of American Bulletin*, 63: 1117-1142.
- 634 Swan, C.M.; Palmer, M.A. 2004: Leaf diversity alters litter breakdown in a Piedmont
635 stream. *Journal of the North American Benthological Society*, 23, 15-28.
- 636 Tank, J.L.; Rosi-Marshall, E.J.; Griffiths, N.A.; Entekin, S.A.; Stephen, M.L. 2010: A
637 review of allochthonous organic matter dynamics and metabolism in streams. *Journal of*
638 *the North American Benthological Society*, 29, 118-146.
- 639 Townsend, C.R.; Begon, M; Harper, J.P. 2006. Fundamentos em Ecologia. Editora
640 Artmed, Porto Alegre 2ª edição. 592 p.
- 641 Vannote, R.L.; Minshall, G.W.; Cummins, K.W.; Sedell, J.R., Cushing, C.E. 1980. The
642 river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37: 130-
643 137.
- 644 Wetzel, R.G.; Likens, R.G. 1991. *Limnological analyses*. Springer-verlag, New York,
645 391p.
- 646 Zar, J.H. 1996. *Biostatistical analysis*. Third editions, Prentice Hall, Upper Saddle
647 River, New Jersey, USA, 662 p.

Apêndice 1 – Abundâncias média e desvio padrão de invertebrados aquáticos associados a decomposição de folhas senescentes e verdes utilizadas em experimento de decomposição desenvolvido em tres riachos da Reserva Florestal Ducke, Manaus (AM).

Táxons		Folhas Senescentes			Folhas Verdes		
		15 dias	30 dias	60 dias	15 dias	30 dias	60 dias
Malacostraca	Decapoda	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,01 ± 0,12	0,00 ± 0,00	0,04 ± 0,26	0,00 ± 0,00
Maxillopoda	Copepoda	0,06 ± 0,32	0,04 ± 0,20	0,02 ± 0,15	0,05 ± 0,28	0,01 ± 0,12	0,02 ± 0,14
Clitellata	Oligochaeta	0,38 ± 0,85	0,52 ± 1,26	0,33 ± 1,10	0,40 ± 1,14	0,80 ± 1,86	0,54 ± 1,38
	Hirudina	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,01 ± 0,08	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,04 ± 0,28
Turbellaria	Planaria	0,04 ± 0,22	0,05 ± 0,28	0,04 ± 0,28	0,09 ± 0,52	0,01 ± 0,12	0,08 ± 0,55
Entognatha	Collembola	0,01 ± 0,11	0,01 ± 0,11	0,01 ± 0,08	0,03 ± 0,16	0,01 ± 0,12	0,00 ± 0,00
Megaloptera	Corydalidae	0,02 ± 0,15	0,01 ± 0,11	0,01 ± 0,12	0,04 ± 0,20	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00
Lepidoptera	Crambidae	0,00 ± 0,00	0,01 ± 0,08	0,01 ± 0,08	0,01 ± 0,12	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00
Plecoptera	Perlidae	0,05 ± 0,25	0,23 ± 0,65	0,29 ± 0,76	0,12 ± 0,46	0,32 ± 0,71	0,33 ± 0,81
Diptera	Chaoboridae	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00
	Chironomidae	20,26 ± 19,00	33,03 ± 25,25	30,11 ± 20,88	36,99 ± 30,88	36,30 ± 26,57	26,98 ± 19,20
	Ceratopogonidae	0,14 ± 0,43	0,39 ± 1,06	0,71 ± 1,97	0,33 ± 0,70	1,41 ± 6,38	0,81 ± 2,38
	Dolichopodidae	0,01 ± 0,08	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00
	Empididae	0,00 ± 0,00	0,03 ± 0,18	0,05 ± 0,28	0,01 ± 0,12	0,03 ± 0,17	0,06 ± 0,31
	Simuliidae	1,13 ± 4,15	2,57 ± 6,17	6,12 ± 22,87	0,60 ± 1,96	3,80 ± 12,61	4,02 ± 8,51
	Tabanidae	0,00 ± 0,00	0,01 ± 0,08	0,01 ± 0,08	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00
	Tipulidae	0,01 ± 0,11	0,00 ± 0,00	0,04 ± 0,28	0,00 ± 0,00	0,03 ± 0,24	0,02 ± 0,14
Ephemeroptera	Morfótipo I	0,01 ± 0,08	0,01 ± 0,08	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,01 ± 0,12	0,00 ± 0,00
	Baetidae	0,06 ± 0,24	0,25 ± 0,65	0,20 ± 0,69	0,09 ± 0,29	0,23 ± 0,64	0,10 ± 0,30
	Caenidae	0,00 ± 0,00	0,01 ± 0,08	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00
	Euthyplociidae	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,02 ± 0,14

Continuação Apêndice 1.

	Leptohyphidae	0,10 ± 0,30	0,80 ± 1,43	1,28 ± 2,14	0,20 ± 0,43	0,62 ± 1,32	1,31 ± 1,93
	Leptophlebiidae	0,15 ± 0,46	0,41 ± 1,03	0,84 ± 1,74	0,67 ± 1,85	1,20 ± 3,08	1,19 ± 2,21
Trichoptera	Calamoceratidae	0,02 ± 0,13	0,06 ± 0,27	0,05 ± 0,22	0,24 ± 0,59	0,23 ± 0,64	0,08 ± 0,44
	Glossosomatidae	0,19 ± 0,60	0,15 ± 0,46	0,39 ± 1,01	0,11 ± 0,31	0,03 ± 0,17	0,40 ± 0,89
	Helicopsychidae	0,14 ± 0,65	0,24 ± 0,74	0,28 ± 0,70	0,32 ± 1,03	0,52 ± 1,53	0,79 ± 1,64
	Hydropsychidae	0,07 ± 0,34	0,25 ± 0,93	0,44 ± 1,77	0,04 ± 0,26	0,37 ± 1,29	0,29 ± 1,16
	Hydroptilidae	0,70 ± 0,94	1,36 ± 1,96	1,45 ± 1,98	0,68 ± 0,90	1,39 ± 1,51	1,35 ± 1,36
	Leptoceridae	0,17 ± 0,62	0,14 ± 0,42	0,11 ± 0,35	0,41 ± 1,08	0,17 ± 0,38	0,06 ± 0,24
	Odontoceridae	0,44 ± 0,76	0,32 ± 0,69	0,33 ± 0,65	0,75 ± 1,82	0,48 ± 0,79	3,04 ± 19,80
	Philopotamidae	0,00 ± 0,00	0,03 ± 0,20	0,08 ± 0,56	0,00 ± 0,00	0,03 ± 0,24	0,02 ± 0,14
	Polycentropodidae	0,03 ± 0,24	0,04 ± 0,22	0,09 ± 0,49	0,08 ± 0,32	0,04 ± 0,26	0,06 ± 0,31
Coleoptera	Dytiscidae	0,05 ± 0,24	0,08 ± 0,63	0,17 ± 0,61	0,09 ± 0,29	0,10 ± 0,61	0,10 ± 0,36
	Dryopidae	0,00 ± 0,00	0,01 ± 0,08	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,02 ± 0,14
	Elmidae	0,40 ± 1,22	0,74 ± 1,80	1,43 ± 3,96	0,49 ± 1,88	1,42 ± 3,42	1,27 ± 2,31
	Hydrophilidae	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,01 ± 0,12	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00
	Scirtidae	0,01 ± 0,08	0,02 ± 0,17	0,13 ± 0,90	0,03 ± 0,23	0,03 ± 0,17	0,02 ± 0,14
	Staphylinidae	0,01 ± 0,11	0,02 ± 0,13	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,01 ± 0,12	0,00 ± 0,00
Odonata	Aeshnidae	0,00 ± 0,00	0,01 ± 0,15	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00
	Calopterygidae	0,02 ± 0,13	0,09 ± 0,34	0,03 ± 0,17	0,05 ± 0,23	0,00 ± 0,00	0,04 ± 0,19
	Coenagrionidae	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,01 ± 0,08	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00
	Corduliidae	0,03 ± 0,20	0,05 ± 0,21	0,06 ± 0,38	0,01 ± 0,12	0,03 ± 0,17	0,02 ± 0,14
	Dicteriadidae	0,01 ± 0,08	0,01 ± 0,11	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,01 ± 0,12	0,00 ± 0,00
	Gomphidae	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,01 ± 0,12	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,04 ± 0,19
	Libellulidae	0,03 ± 0,17	0,07 ± 0,34	0,11 ± 0,44	0,04 ± 0,20	0,06 ± 0,29	0,12 ± 0,47
	Megapodagrionidae	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00
	Polythoridae	0,00 ± 0,00	0,01 ± 0,11	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,01 ± 0,12	0,00 ± 0,00
Heteroptera	Mesovelidae	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,01 ± 0,08	0,01 ± 0,12	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00
	Naucoridae	0,00 ± 0,00	0,01 ± 0,08	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00

Continuação Apêndice 1.

	Veliidae	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,01 ± 0,08	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00
Arachnida	Acari	0,12 ± 0,42	0,11 ± 0,33	0,13 ± 0,56	0,16 ± 0,66	0,24 ± 0,62	0,21 ± 0,61

SÍNTESE

A decomposição foliar em riachos de pequena ordem é considerada um processo ecossistêmico chave porque possibilita a ciclagem de nutrientes e fornece a energia necessária para a sobrevivência de muitas espécies aquáticas. Em riachos amazônicos, os resultados dessa pesquisa demonstraram que a decomposição foliar é processo ecológico dependente do tempo de decomposição e de características físicas e químicas dos detritos vegetais alóctones. Assim, a colonização das comunidades aquáticas decompositoras, sejam elas fungos ou invertebrados aquáticos, é influenciada por fatores como o tempo de incubação dos pacotes de folhas e as particularidades de cada riacho. Os dados obtidos também demonstraram que há uma forte influência da densidade de invertebrados aquáticos sobre as taxas de decomposição foliar, independente do grupo trófico de alimentação desses invertebrados. Esses resultados contradizem alguns estudos em zonas tropicais que apontam a pouca influência dos invertebrados aquáticos nas taxas de decomposição foliar. Outro fator que influencia a densidade de invertebrados aquáticos e a biomassa de fungos associados à decomposição foliar é o estado das folhas utilizadas nos experimento (folhas verdes x folhas senescentes). As concentrações de nutrientes e as características dessas folhas podem ter contribuído para as diferenças encontradas entre o processo de decomposição desses dois estados foliar. Por exemplo, a velocidade de decomposição foi mais rápida em folhas verdes do que em folhas senescentes. No entanto, aconselha-se que em estudos futuros sejam investigados quais os grupos tróficos funcionais compõem a fauna decompositora e a influência dos fatores preditivos (tempo de decomposição, características foliares, estado foliar e riachos) na biomassa desses invertebrados aquáticos. Assim, será possível compreender melhor o processo de decomposição foliar em riachos amazônicos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abelho, M. 2001. From litterfall to breakdown in streams: a review. *The scientific world*, 1: 656-680.
- Alexopoulos, C.J.; Mims, C.W.; Blackwell, M. 1996. *Introductory Mycology*. 4. ed. New York: John Wiley, Sons, Inc. 869 p.
- Allan, J.D. 1995. *Stream Ecology: Structure and function of running waters*. Chapman e Hall. Londres. 388 p.
- Alvim, E.A.C.C.; Medeiros, A.O.; Rezende, R.S.; Gonçalves, J.F.Jr. 2014. Small leaf breakdown in a Savannah headwater stream. *Limnologica (Jena)*, v.1: xx-xx.
- Alvim, E.A.C.C.; Medeiros, A.O.; Rezende, R.S.; Gonçalves, J.F.Jr. 2015. Leaf breakdown in a natural open tropical stream. *Journal of Limnology (Online)*, v. 74, p. 248-260.
- Ardón, M.; Stallcup, L.A.; Pringle, C.M. 2006. Does leaf quality mediate the stimulation of leaf breakdown by phosphorus in Neotropical streams? *Freshwater Biology*, 51: 618-633.
- Ardón, M.; Pringle, C.M. 2008. Do secondary compounds inhibit microbial-and insect-mediated leaf breakdown in a tropical rainforest stream, costa rica? *Oecologia*, 155: 311-323.
- Artigas, J.; Romani, A.; Sabater, S. 2008. Effect of nutrients on the sporulation and diversity of aquatic Hyphomycetes on submerged substrata in a Mediterranean stream. *Aquatic Botany*, 88: 32-38.
- Baccaro, F.B.; Drucker, D.P.; Vale, J.; Oliveira, M.L.O.; Magalhães, C.; Lepsch-Cunha, N.E; Magnusson, W.E. 2008. A Reserva Florestal Ducke. In: Oliveira, M.L.; Baccaro, F.B.; Braga-Neto, R.; Magnusson, W.E. (Ed.). *Reserva Florestal Ducke: a biodiversidade amazônica através de uma grade*. Áttema design editorial, Manaus, Amazonas, p.11-20.

Barros, B.; Fernades, M.E.B. 2013. *Herbivory*. 86p. (<http://www.intechopen.com/books/herbivory>). Acessado em 27/07/2015.

Begon, M.; Townsend, C. R.; Harper, J. L. 2006. *Ecology: From Individuals to Ecosystems*. Ed. Oxford. 752 p.

Bergfur, J.; Johnson, R.; Sandin, L.; Goedkoop, W.; Nygren, K. 2007. Effects of nutrient enrichment on boreal streams: invertebrates, fungi and leaf-litter breakdown. *Freshwater Biology*, 52: 1618-1633.

Boyero, L.; Pearson, L.G.; Dudgeon, D.; Graça, M.A.S.; Gessner, M.O.; Albarino, R.J.; Ferreira, V.; Yule, C.M.; Boulton, A.J.; Arunachalam, M.; Callisto, M.; Chauvet, E.; Ramírez, A.; Chara, J.; Moretti, M.S.; Gonçalves, J.F.Jr.; Helson, J.E.; Chará-Serra, A. M.; Encalada, A.C.; Davies, J.N.; Lamothe, S.; Cornejo, A.; Li, A.O.Y.; Buria, L.M.; Villanueva, V.D.; Zúñiga, M.C.; Pringle, C.M. 2011. Global distribution of a key trophic guild contrasts with common latitudinal diversity patterns. *Ecology*, 92(9): 1839-1842.

Boyero, L.; Pearson, R.G.; Dudgeon, D.; Gessner, M.O.; Boulton, A.J.; Chauvet, E.; Yule, C.M.; Albariño, R.J.; Ramírez, A.; Helson, J.E.; Callisto, M.; Arunachalam, M.; Chará, J.; Figueroa, R.; Mathooko, J.M.; Gonçalves, J.F.Jr.; Moretti, M.S.; Chará-Serna, A.M.; Davies, J.N.; Encalada, A.; Lamothe, S.; Buria, L.M.; Castela, J.; Cornejo, A.; Li, A.O.Y.; M'Erimba, C.; Villanueva, V.D.; del Carmen Zúñiga, M.; Swan, C.M.; Barmuta, L.A. 2012. Global patterns of stream detritivore distribution: implications for biodiversity loss in changing climates. *Global Ecology and Biogeography*, 21: 134-141.

Brasil. 1978. *Levantamento de recursos naturais*. Ministério das minas e energia, departamento nacional da produção mineral, Rio de Janeiro, Projeto Radam Brasil. V. 17, P. SB-20.

Brasil. 2010. Código Florestal - Lei N° 4.771, de 15 de setembro de 1965. (http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Leis/L4771.htm). Acesso em: 25/11/2010.

Bruder, A; Schindler, M.H.; Moretti, M.S.; Gessner, M.O. 2013. Litter decomposition in a temperate and a tropical stream: the effects of species mixing, litter quality and shredders. *Freshwater Biology*, 59: 438-449.

- Callisto, M.; Esteves, F.A. 1995. *Distribuição da comunidade de macroinvertebrados bentônicos em um lago amazônico impactado por rejeito de bauxita, Lago Batata (Pará, Brasil)*. Oecologia Brasiliensis. v. 1. Estrutura, Funcionamento e Manejo de Ecossistemas Brasileiros. F. A. Esteves (ed.), pp. 28-91, Programa de Pós-graduação em Ecologia, Instituto de Biologia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.
- Callisto, M.; Moreno, P.; Barbosa, F.A.R. 2001. Habitat diversity and benthic functional trophic groups at Serra do Cipó, southeast Brazil. *Revista Brasileira de Biologia*, 61: 259-266.
- Callisto, M.; Goulart, M.; Medeiros, A.O.; Moreno, P.; Rosa, C.A. 2004. Diversity assessment of benthic macroinvertebrates, yeasts, and microbiological indicators along a longitudinal gradient in Serrado Cipó. *Brazilian Journal of Biology*, 64:1-12.
- Callisto, M.; Gonçalves, J.F.Jr.; Graça, M.A.S. 2007. Leaf litter as a possible food source for chironomids (Diptera) in Brazilian and Portuguese headwater streams. *Revista Brasileira de Zoologia*, v.24, 442-448.
- Camacho, R.; Boyero, L.; Cornejo, A.; Ibanez, A.; Pearson, R.G. 2009. Local variation in shredder distribution can explain their oversight in tropical streams. *Biotropica*, 41: 625-632.
- Capps, K.A.; Graça, M.A.S.; Encalada, A.C.; Flecker, A.S. 2011. Leaf-litter decomposition across three flooding regimes in a seasonally flooded Amazonian watershed. *Journal of Tropical Ecology*, 27, 205-210.
- Carvalho, E.M.; Uieda, V.S. 2009. Diet of invertebrates sampled in leaf-bags incubated in a tropical headwater stream. *Zoologia (Curitiba)*, vol. 26, no. 4, p. 694-704.
- Couceiro, S.R.M. 2009. *Sedimentos antropogênicos em igarapés da Base de Operações Geólogo Pedro Moura, Coari-AM: efeito sobre macroinvertebrados e degradação de folhas*. Tese de doutorado, Brasília, Universidade de Brasília, 122 p.
- Couceiro, S.R.M.; Hamada, N.; Forsberg, B.R.; Pimentel, T.P.; Luz, S.B.L. 2012. A macroinvertebrate multimetric index to evaluate the biological condition of streams in the Central Amazon region of Brazil. *Ecological Indicators*, 18: 118-125.

- Cummins, K.W. 1973. Trophic relations of aquatic insects. *Annual Review of Entomology*, 18: 183-206.
- Cummins, K.W. 2002. Riparian-stream linkage paradigm. *Verhandlungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, 28: 49-58.
- Cummins, K.W.; Klug, M.J. 1979. Feeding ecology of stream ecosystems. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 147-172.
- Cummins, K.W.; Wilzbach, M.A.; Gates, D.M.; Perry, J.B.; Taliaferro, W.B. 1989. Shredders and riparian vegetation. *Bioscience*, 39: 24-30.
- Cunha-Santino, M.B.; Bianchini, I. 2006. The aerobic and anaerobic decomposition of *Typha domingensis* Pers. *Acta Limnologica Brasiliensis*, 18: 321-334.
- Dangles, O.; Guerold, F.; Usseglio-Polatera, P. 2001. Role of transported particulate organic matter in the macroinvertebrate colonization of litter bags in streams. *Freshwater Biology*, 46: 575-586.
- Dobson, M.; Hildrew, A.G. 1992. A test of resource limitation among shredding detritivores in low order streams in southern England. *Journal of Animal Ecology*, 61 (1): 69-77.
- Dobson, M.; Magana, A.; Mathooko, J.M.; Ndegwa, F.D. 2002. Detritivores in Kenyan highland streams: more evidence for the paucity of shredders in the tropics? *Freshwater Biology*, 47: 909-919.
- Dudgeon, D.; Wu, K.K.Y. 1999. Leaf litter in a tropical stream: food or substrate for macroinvertebrates? *Archiv Für Hydrobiologie*, 146: 65-82.
- Dudgeon, D.; Cheung, F.K.W.; Mantel, S.K. 2010: Foodweb structure in small streams: Do we need different models for the tropics? *Journal of North American Benthological Society*, 29: 395-412.
- Esteves, F.A. 1998. *Fundamentos de Limnologia*. 2a Ed. Rio de Janeiro: Interciência/FINEP. 602 p.

Esteves, F.A.; Gonçalves, J.F.Jr. 2011. Etapas do Metabolismo Aquático. In: Francisco de Assis Esteves. (Org.). *Fundamentos de Limnologia*. 3ed. Rio de Janeiro: Interciência, v. 1, p. 119-124.

Ferreira, V.; Graça, M.A.S. 2007. Fungal Activity Associated with Decomposing Wood is Affected by Nitrogen Concentration in Water. *International Review of Hydrobiology*, 92(1): 1-8.

Ferreira, S.J.F.; Miranda, S.A.F.; Marques filho, A.O.; Silva, C.C. 2012. Efeito da pressão antrópica sobre igarapés na Reserva Florestal Adolpho Ducke, área de floresta na Amazônia Central. *Acta Amazônica*, 42: 533-540.

Findlay, S. 2010. Stream microbial ecology. *Journal of the North American Benthological Society*, 29(1): 170-181.

Fiuza, P. O.; Ottoni-Boldrini, B.M.P.; Monteiro, J.S.; Catena, N.R.; Hamada, N. Gusmão, L.F.P. 2015. First records of Ingoldian fungi from the Brazilian Amazon. *Brazilian journal of Botany*, 10.1007/s40415-015-0157-7.

Frainer, A.; Moretti, M.S.; Xu, W.; Gessner, M.O. 2015. No evidence for leaf trait dissimilarity effects on litter decomposition, fungal decomposers, and nutrient dynamics. *Ecology*, 96: 550-561.

França, J.S.; Gregório, R.S.; D'Arc, J.P.; Goncalves, J.F.Jr.; Ferreira, F.A.; Callisto, M. 2009. Composition and dynamics of allochthonous organic matter inputs and benthic stock in a Brazilian stream. *Marine and Freshwater Research*, 60: 990-998.

Galizzi, M.C.; Marchese, M. 2009. Colonización de hojas en descomposición de *Eucalyptus camaldulensis* Dehnhardt por invertebrados en un cauce secundario del río Paraná medio. *Hidrobiológica*, 19 (2): 141-149.

Gessner, M.O. 2005. Ergosterol as a measure of fungal biomass. In: . Graça, M.A.S; Bärlocher, F; Gessner, M.O. *Methods to Study Litter Decomposition: A Practical Guide*. Springer-Verlag, Dordrecht, p. 189-195.

Gessner, M.O.; Chauvet, E.; Dobson, M. 1999. A perspective on leaf litter breakdown in stream. *Oikos*, 85 (2): 377-384.

- Gimenes, K.Z.; Cunha-Santino, M.B.; Bianchini, Jr., I. 2010. Decomposição de matéria orgânica alóctone e autóctone em ecossistemas aquáticos. *Oecologia Australis*, 14, 1036-1073.
- Gomes, P.P. 2015. *Influência da química do detrito foliar e da água sobre a comunidade de hifomicetos aquáticos*. Tese de Doutorado. Programa de Pós-Graduação em Ecologia/UnB, Brasília-DF. 109p.
- Gonçalves, J.F.Jr.; França, J.S.; Medeiros, A.O.; Rosa, C.A.; Callisto, M. 2006a. Leaf breakdown in a tropical stream. *International review of hydrobiology*, 91(2): 164-177.
- Gonçalves, J.F.Jr.; Graça, M.A.S.; Callisto, M. 2006b. Leaf-litter breakdown in 3 streams in temperate, mediterranean, and tropical cerrado climates. *Journal of the north american benthological society*, 25(2): 344-355.
- Gonçalves, J.F.Jr.; Graça, M.; Callisto, M. 2007. 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.
- Gonçalves, J.F.Jr.; Rezende, R.S.; França, J.; Callisto, M. 2012a. Invertebrate colonisation during leaf processing of native, exotic and artificial detritus in a tropical stream. *Marine and Freshwater Research*, 63: 428-439.
- Gonçalves, J.F.Jr.; Rezende, R.S.; Martins, N.M.; Gregório, R.S. 2012b. Leaf breakdown in an Atlantic Rain Forest stream. *Austral Ecology*, 37: 807-815.
- Gonçalves, J.F.Jr.; Martins, R.T.; Ottoni, B.M.P.; Couceiro, S.R.M. 2014. Uma visão sobre a decomposição foliar em sistemas aquáticos brasileiros. In: Hamada, N.; Nessimian, J.L.; Querino, R.B. (Org.). *Insetos Aquáticos na Amazônia Brasileira: taxonomia, biologia e ecologia*. Editora do INPA, Manaus, 89-116.
- Graça, M.A.S. 2001. The role of invertebrates on leaf litter decomposition in streams – a review. *International Revue Hydrobiologie*, 86 (4-5): 383-393.
- Graça, M.A.S.; Cressa, C.; Gessner, M.O.; Feio, M.J.; Callies, K.A.E.; Barrios, C. 2001a. Food quality, feeding preferences, survival and growth of shredders from temperate and tropical streams. *Freshwater Biology*, 46: 947-957.

- Graça, M.A.S.; Ferreira, R.C.F.; Coimbra, C.N. 2001b. Litter processing along a stream gradient: the role of invertebrates and decomposers. *Journal of the North American Benthological Society*, 20: 408-420.
- Graça, M.A.S.; Barlocher, F., Gessner, M.O. 2005. *Methods to Study Litter decomposition*. Netherlands: Springer. 319 p.
- Graça, M.A.S.; Canhoto, C. 2006. Leaf litter processing in low order streams. *Limnetica*, 25(1-2): 1-10.
- Graça, M.A.S.; Cressa, C. 2010. Leaf quality of some tropical and temperate tree species as food resource for stream shredders. *International Review Hydrobiology*, 1: 27-41.
- Graça, M.A.S.; Ferreira, V.; Canhoto, C.; Encalada, A.C.; Guerrero-Bolaño, F.; Wantzen, K.M.; Boyero, L. 2015. A conceptual model of litter breakdown in low order streams. *International Review of Hydrobiology*, 100: 1-12.
- Hamada, N.; Ferreira-Kepler, R.L. 2012. *Guia Ilustrado de insetos aquáticos e semiaquáticos da Reserva Florestal Ducke*. Manaus: Editora Universidade Federal do Amazonas, v.1. 198p.
- Hamada, N.; Nessimian, J.L.; Querino, R.B. 2014. *Insetos aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia*. Manaus: Editora do INPA. 724 p.
- Hoorens, B.; Aerts, R.; Stroetenga, M. 2003. Does initial litter chemistry explain litter mixture effects on decomposition? *Oecologia*, 137: 578-586.
- Irons, J.G.; Oswood, M.W.; Stout, J.R.; Pringle, C.M. 1994. Latitudinal patterns in leaf litter breakdown: is temperature really important? *Freshwater Biology*, 32: 401-411.
- Jonsson, M.; Malmqvist, B.; Hoffsten, P. 2001. Leaf litter breakdown rates in boreal stream: does shredder species richness matter? *Freshwater Biology*, 46 (2): 161-171.
- Junk, W.J., Bayley, P.B., Sparks, R.E. 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. in: Dodge, P.D. (Ed). *Proceedings of the international large river symposium*. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 106: 110-127.

- Kedzierski, W.M.; Smock, L.A. 2001. Effects of logging on macroinvertebrate production in a sand-bottomed, low gradient stream. *Freshwater Biology*, 46: 821-833.
- Kochi, K.; Yanai, S. 2006. Shredder colonization and decomposition of green and senescent leaves during summer in a headwater stream in northern Japan. *Ecological Research*, 21:544-550.
- König, R.; Hepp, L.U.; Santos, S. 2014. Colonisation of low- and high-quality detritus by benthic macroinvertebrates during leaf breakdown in a subtropical stream. *Limnologica*, 45: 61-68.
- Konishi, M.; Nakano, S.; Iwata, T. 2001. Trophic cascading effects of predatory fish on leaf litter processing in a Japanese stream. *Ecological Research*, 16: 415-422.
- Krauss, G-J; Solé, M.; Krauss, G.; Schlosser, D.; Wesenberg, D.; Bärlocher, F. 2011. Fungi in freshwater: ecology, physiology and biochemical potential. *Microbiology Reviews*, 35(4): 620-651.
- Landeiro, V.L.; Hamada, N., Melo, A.S. 2008. Responses of aquatic invertebrate assemblages and leaf breakdown to macroconsumer exclusion in amazonian "terra firme" streams. *Fundamental and Applied Limnology/ Archiv für Hydrobiologie*, 172(1): 49-58.
- Landeiro, V.L.; Hamada, N.; Godoy, B.S.; Melo, A.S. 2010. Effects of litter patch area on macroinvertebrate assemblage structure and leaf breakdown in central amazonian streams. *Hydrobiologia*, 649(1): 355-363.
- LeRoy, C.J.; Marks, J.C. 2006. Litter quality, stream characteristics and litter diversity influence decomposition rates and macroinvertebrates. *Freshwater Biology*, 51: 605-617.
- Ligeiro, R.; Moretti, M.S., Gonçalves, J.F.Jr., Callisto, M. 2010. What is more important for invertebrate colonization in a stream with low-quality litter inputs: exposure time or leaf species? *Hydrobiologia*, 654:125-136.
- Malavolta, E; Vitti, G.C.; Oliveira, S.A. *Avaliação do estado nutricional das plantas. Princípios e aplicações*, 2ª ed. Piracicaba: POTAFOS, 1997, 319p.

- Martins, R.T.; Melo, A.S.; Gonçalves, J.F.Jr.; Hamada, N. 2015. Leaf-litter breakdown in urban streams of Central Amazonia: direct and indirect effects of physical, chemical, and biological factors. *Freshwater Science*, 34(2): 716-726.
- Mathuriau, C.; Chauvet, E. 2002. Breakdown of leaf litter in a neotropical stream. *Journal of the North American Benthological Society*, 21: 384-396.
- McCune, B.; Mefford, M.J. 2006. *PC-ORD*, version 5.0, Multivariate analysis of ecological data. MjM Software Desing, Glaneden Beach. 40p.
- Melo, A.S.; Froehlich, C.G. 2004. Colonization by macroinvertebrates of experimentally disturbed stones in three tropical streams differing in size. *International Review of Hydrobiology*, 89: 317-325.
- Merritt, R.W.; Cummins, K.W. 1996. *Introducion to Aquatic Insects of North America*. Kendall/Hunt Publishing Company, Dubuque. 758p.
- Moretti, M.S.; Gonçalves, J.F.JR.; Ligeiro, R.; Callisto, M. 2007a. Invertebrates colonization on tree leaves in a neotropical stream (Brazil). *International Review of Hydrobiology*, 92: 199-210.
- Moretti, M.S.; Gonçalves, J.F.Jr.; Callisto, M. 2007b. Leaf breakdown in two tropical streams: differences between single and mixed species packs. *Limnologica*, 37: 250-258.
- Moretti, M.; Loyola, R.; Becker, B.; Callisto, M. 2009. Leaf abundance and phenolic concentrations codetermine the selection of case-building materials by *Phylloicus* sp. (Trichoptera, Calamoceratidae). *Hydrobiologia*, 630: 199-206.
- Motomori, K.; Mitsuhashi, H.; Nakano, S. 2001. Influence of leaf litter quality on the colonization and consumption of stream invertebrate shredders. *Ecological Research*, 16 (2): 173-182.
- Moulton, T.P.; Magalhães-Fraga, S.A.P.; Brito, E.F.; Barbosa, F.A. 2010. Macroconsumers are more important than specialist macroinvertebrate shredders in leaf processing in urban foret stream of Rio de Janeiro, Brazil. *Hydrobiologia*, 638: 55-66.

- Mugnai, R.; Oliveira, R.B.; Carvalho, A.L.; Baptista, D.F. 2008. Adaptation of the Indice Biotico Esteso (IBE) for water quality assessment in rivers of Serra do Mar, Rio de Janeiro State, Brazil. *Tropical Zoology*, 21, 57-74.
- Nikolcheva, L.G.; Bärlocher, F. 2004. Taxon-specific fungal primers reveal unexpectedly high diversity during leaf decomposition in a stream. *Mycological Progress*, 3(1): 41-49.
- Oliveira, R.B.S., Castro, C.M., Baptista, D.F., 2008. Desenvolvimento de índices multimétricos para utilização em programas de monitoramento biológico da integridade de ecossistemas aquáticos. *Oecologia Brasiliensis*. 12, 487-505.
- Oliveira, V.C.; Gonçalves, E.A.; Alves, R.G. 2014. Colonisation of leaf litter by aquatic invertebrates in an atlantic forest stream. *Brazilian Journal of Biology*, vol. 74, no. 2, 267-273.
- Pascoal, C.; Pinho, M.; Cássio, F.; Gomes, P. 2003. Assessing structural and functional ecosystem condition using leaf breakdown: studies on a polluted river. *Freshwater Biology*, 28: 2033-2044.
- Pascoal, C.; Cássio, F. 2004. Contribution of fungi and bacteria to leaf litter decomposition in polluted river. *Applied and Environmental Microbiology*, 70: 5266-5273.
- Pascoal, C.; Cássio, F.; Marcotegui, A.; Sanz, B.; Gomes, P. 2005. Role of fungi, bacteria, and invertebrates in leaf litter breakdown in a polluted river. *The Journal of the North American Benthological Society*, 24: 784-97.
- Paula, J.D.A. 2007. Decomposição da Littera em Igarapé sob Floresta e Área Alterada na Amazônia Central. Dissertação de Mestrado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, Amazonas. 92p.
- Paula, J.D.A. 2013. Aporte, Transporte e Decomposição de Littera em Igarapés na Bacia Amazônica. Tese, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, Amazonas. 166p.

- Pereira, D.L.V.; Melo, A.L.; Hamada, N. 2007. Chaves de identificação de adultos para famílias e gêneros de heterópteros aquáticos e semi aquáticos na amazônia central, brasil. *Neotropical Entomology*, 36: 210-228.
- Perrow, M.R.; Jowitt, A.J.D.J.; Zambrano Gonzalez, L. 1996. Sampling fish communities in shallow lowland lakes: point sample electricfishing versus electricfishing within stop-nets. *Fisheries Management and Ecology*, 3(4): 303-313.
- Pes, A.M.O.; Hamada, N.; Nessimian, J.L. 2005. Chaves de identificação de larvas para famílias e gêneros de trichoptera (insecta) da amazônia central, brasil. *Revista Brasileira de Entomologia*, 49: 181-204.
- Petersen, R.C.; Cummins, K.W. 1974. Leaf processing in a woodland stream. *Freshwater Biology*, 4: 343-368.
- Pettit, N.E.; Davies, T.; Fellman, J.B.; Grierson, P.F.; Warfe, D.M.; Daies, P.M. 2012. Leaf litter chemistry, decomposition and assimilation by macroinvertebrates in two tropical streams. *Hydrobiologia*, 680: 63-77.
- Petts, G.; Calow, P. 1996. *River biota: diversity and dynamics*. Blackwell Science Ltd. 257 p.
- Poole, G.C. 2002. Fluvial landscape ecology: Addressing uniqueness within the river discontinuum. *Freshwater Biology*, 47: 641-660.
- R Core Team, 2013. *R: a language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna.
- Rezende, C.F. 2007. Estrutura da comunidade de macroinvertebrados associados ao folhço submerso de remanso e correnteza em igarapés da Amazônia Central. *Biota Neotropica*, 7 (2): 301-306.
- Rezende, R.S.; Gonçalves, J.F.J.; Petrucio, M.M. 2010. Leaf breakdown and invertebrate colonization of *Eucalyptus grandis* (Myrtaceae) and *Hirtella glandulosa* (Chrysobalanaceae) in two Neotropical lakes. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 22 (1): 23-34.

Rezende, R.S.; Petrucio, MM.; Gonçalves, J.F.Jr. 2014. The effects of spatial scale on breakdown of leaves in a tropical watershed. *Plos One*, 9 (5): e97072.

Rincón, J.; Martínez, I.; León, E.; Ávila, N. 2005. Procesamiento de La hojarasca de *Anacardium excelsum* em uma corrente intermitente tropical Del Noroeste de Venezuela. *Interciencia*, 30(4): 228-234.

Rincón, J., Santelloco, R. 2009. Aquatic fungi associated with decomposing *Ficus* sp. leaf litter in a neotropical stream. *Journal of the North American Benthological Society*, 28(2): 416-425.

Roque, F.O. 2006. Tópicos Especiais Macroinvertebrados Bentônico. In: *Boletim da Sociedade Brasileira de Limnologia*. Nº 35(2).

Roque, F.O.; Pepinelli, M.; Fragoso, N.E.; Ferreira, W.A.; Barillari, P.R.; Yoshinaga, M.Y.; Trivino-Strixino, S.; Verani, N.F.; Lima, M.I.S. 2003. *Ecologia de macroinvertebrados, peixes e vegetação ripária de um córrego de primeira ordem em região de cerrado do Estado de São Paulo (São Carlos, SP)*. In: Raoul Henry (coord.). *Ecótonos nas Interfaces dos Ecossistemas Aquáticos*. RiMa, São Paulo, p. 313-338.

Rosenberg, D.M.; Resh, V.H. 1993. *Freshwater Biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman and Hall, New York, 488 p.

Royer, T.V.; Minshall, G.W. 2003. Controls on leaf processing in streams from spatial scaling and hierarchical perspectives. *Journal of the North American Benthological Society*, 22: 352-358.

Rueda-Delgado, G.; Wantzen, K. M.; Tolosa, M. B. 2006. Leaf-litter decomposition in an amazonian floodplain stream: effects of seasonal hydrological changes. *Journal of North American Benthological Society*, 25(1): 233-249.

Sales, M.A.; Gonçalves, J.F.; Dahora, J.S.; Medeiros, A.O. 2014. Influence of Leaf Quality in Microbial Decomposition in a Headwater Stream in the Brazilian Cerrado: a 1-Year Study. *Microbial Ecology*, 69(1): 84-94.

Sanpera-Calbet, I.; Lecerf, A.; Chauvet, E. 2009. Leaf diversity influences in-stream litter decomposition through effects on shredders. *Freshwater Biology*, 54(8): 1671-1682.

Silveira, P.M.; Braz, A.J.B.P.; Kliemann, H.J.; Zimmermann, J.P. 2005. Acumulação de nutrientes no limbo foliar de guandu e estiolantes. *Pesquisa Agropecuária Tropical*, 35 (3): 133-138.

Swan, C.M.; Palmer, M.A. 2004: Leaf diversity alters litter breakdown in a Piedmont stream. *Journal of the North American Benthological Society*, 23, 15-28.

Strahler, A.N. 1952. Hypsometric (area–altitude) analysis of erosional topography. *Geological Society of American Bulletin*, 63: 1117-1142.

Suberkropp, K. 1998. Effect of dissolved nutrients on two aquatic Hyphomycetes growing on leaf litter. *Mycological Research*, 102: 998-1002.

Suberkropp, K.; Chauvet, E. 1995. Regulation of leaf breakdown by fungi in streams: influences of water chemistry. *Ecology*, 76, 1433-1445.

Tank, J.L.; Rosi-Marshall, E.J.; Griffiths, N.A.; Entrekin, S.A.; Stephen, M.L. 2010: A review of allochthonous organic matter dynamics and metabolism in streams. *Journal of the North American Benthological Society*, 29, 118-146.

Tonello, G.; Loureiro, R.C.; Krause, P.; Silva, C.; Ongaratto, R.M.; Sepp, S.; Restello, R.M.; Hepp, L.U. 2014. Colonização de invertebrados durante a decomposição de diferentes detritos vegetais em um riacho subtropical. *Revista Brasileira de Biociências*, 12(2): 98-105.

Tonin, A.M.; Hepp, L.U.; Restello, R.M.; Gonçalves, J.F.Jr. Understanding of colonization and breakdown of leaves by invertebrates in a tropical stream is enhanced by using biomass as well as count data. *Hydrobiologia*, doi:10.1007/s10750-014-1939-9.

Townsend, C.R.; Begon, M; Harper, J.P. 2006. Fundamentos em Ecologia. Editora Artmed, Porto Alegre 2ª edição. 592 p.

- Uieda, V.S.; Gajardo, I.C.S.M. 1996. Macroinvertebrados perifíticos encontrados em poções e corredeiras de um riacho. *Naturalia*, 21: 31-47.
- Vannote, R.L.; Minshall, G.W.; Cummins, K.W.; Sedell, J.R.; Cushing, C.E. 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37: 130-137.
- Wallace, J.B.; Webster, J.R. 1996. The role of macroinvertebrates in stream ecosystem function. *Annual Review of Entomology*, 41: 115-139.
- Wantzen, K.M.; Wagner, R.; Suetfeld, R.; Junk, W.J. 2002. How do plant-herbivore interactions of trees influence coarse detritus processing by shredders in aquatic ecosystems of different latitudes? *Verhandlungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, 28:815-821.
- Webster, J.R.; Benfield, E.F. 1986. Vascular plant breakdown in freshwater ecosystems. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 17: 567-594.
- Webster, J.R.; Benfield, E.F.; Hutchens, J.J.; Tank, J.L.; Golladay, S.W.; Adams, J.C.; 2001. Do leaf breakdown rates actually measure leaf disappearance from streams? *International Review of Hydrobiology*, 86, 417-427.
- Wetzel, R.G.; Likens, R.G. 1991. *Limnological analyses*. Springer-verlag, New York, 391p.
- Zar, J.H. 1996. *Biostatistical analysis*. Third editions, Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey, USA, 662 p.