

UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAZONAS
INSTITUTO DE CIÊNCIAS EXATAS E TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA PARA
RECURSOS AMAZÔNICOS

JARLESON LOPES BARREIROS

EFEITO DO MANEJO FLORESTAL SUSTENTÁVEL SOBRE A DEPOSIÇÃO DE
SERAPILHEIRA EM UMA FLORESTA DE TERRA FIRME NA AMAZÔNIA
BRASILEIRA

ITACOATIARA-AM

2019

JARLESON LOPES BARREIROS

EFEITO DO MANEJO FLORESTAL SUSTENTÁVEL SOBRE A DEPOSIÇÃO DE
SERAPILHEIRA EM UMA FLORESTA DE TERRA FIRME NA AMAZÔNIA
BRASILEIRA

Dissertação apresentada ao Programa Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia para Recursos Amazônicos, da Universidade Federal do Amazonas como requisito para a obtenção do título de mestre em ciência e tecnologia para recursos amazônicos.

Orientador: Dr. Louri Klemann Junior

ITACOATIARA – AM

2019

Ficha Catalográfica

Ficha catalográfica elaborada automaticamente de acordo com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

B271e Barreiros, Jarleson Lopes
Efeito do manejo florestal sustentável sobre a deposição de serapilheira em uma floresta de terra firme na Amazônia brasileira / Jarleson Lopes Barreiros. 2019
39 f.: il. color; 31 cm.

Orientador: Louri Klemann Junior
Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia para Recursos Amazônicos) - Universidade Federal do Amazonas.

1. Exploração seletiva de madeira. 2. Ciclagem de nutrientes. 3. Floresta tropical. 4. Sazonalidade. I. Klemann Junior, Louri II. Universidade Federal do Amazonas III. Título

Jarleson Lopes Barreiros

Efeitos do manejo florestal sustentável sobre a deposição de serapilheira em uma floresta de terra firme na Amazônia Brasileira.

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia para Recursos Amazônicos da Universidade Federal do Amazonas, como parte do requisito para obtenção do título de Mestre em Ciência e Tecnologia para Recursos Amazônicos, área de concentração Desenvolvimento Científico e Tecnológico em Recursos Amazônicos.

Aprovado em 13 de setembro de 2019.

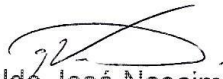
BANCA EXAMINADORA



Dr. Prof. Dr. Louri Klemann Júnior (PPGCTRA-ICET/UEA)
(Presidente)
Universidade Federal do Amazonas



Dr. Prof. Dr. Erico Luis Hoshiba Takahashi (PPGCTRA-ICET/UFAM)
Universidade Federal do Amazonas



Dr. Prof. Dr. Geraldo José Nascimento de Vasconcelos
(ICET/UFAM)
Universidade Federal do Amazonas

À minha família, por acreditar e me incentivar sempre, não medindo esforços para que eu chegasse até esta etapa de minha vida.

DEDICO

AGRADECIMENTOS

Primeiramente a Deus que permitiu que tudo isso acontecesse, ao longo de minha vida, e não somente nestes anos de vida acadêmica, mas que em todos os momentos me deu saúde e força para superar as dificuldades.

Aos meus avós, Carmélia e Virgílio pelo amor, incentivo e apoio incondicional.

Agradeço a minha mãe Grencilene, que me deu apoio, incentivo nas horas difíceis, de desânimo e cansaço.

Obrigada aos meus irmãos Renan e Rayssa, que nos momentos de minha ausência dedicados ao estudo longe de casa, sempre fizeram entender que o futuro é feito a partir da constante dedicação no presente.

Agradeço aos meus tios e tias pela contribuição valiosa, em especial meu tio Everaldo que sempre me apoiou nos momentos que mais necessitei.

Meus mais sinceros agradecimentos aos amigos Fábio Barbosa e Naiara seixas, fiéis companheiros de campo que se tornaram grandes amigos para a vida.

A minha amiga irmã Luana Baraúna, pelo companheirismo e amizade que foram fundamentais no desenvolvimento desse trabalho.

A minha companheira Laís Saraiva, por todo apoio, paciência, companheirismo e afeto que foram cruciais nos momentos mais difíceis dessa jornada.

Ao professor Dr. Louri Klemann Junior, pela orientação, apoio e confiança.

A Universidade Federal do Amazonas e ao programa de pós-graduação em ciência e tecnologia para recursos amazônicos, pela oportunidade de realizar esta qualificação.

A Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Amazonas, por todo subsídio fornecido a essa pesquisa.

A todos que direta ou indiretamente fizeram parte de mais esta etapa de minha formação acadêmica, aos amigos Alexsandro Silveira, Jorge Chaves e Daniele Sandorval Tatiana Damasceno, Roberta Moura, Wilson e José, o meu muito obrigado.

“Se você não consegue explicar algo de modo simples é porque não entendeu bem a coisa.

Albert Einstein

RESUMO

As florestas tropicais vêm sendo drasticamente alteradas pela ação antrópica, tendo o desmatamento, os incêndios florestais e a exploração de madeira como as principais ameaças a este ecossistema. Visando reduzir os impactos causados pela exploração florestal, o manejo florestal sustentável surge como um modelo de exploração racional, reduzindo os impactos sobre o ambiente, contribuindo para a conservação dos recursos naturais e promovendo o uso sustentável dos recursos madeireiros. No entanto, o manejo florestal sustentável ainda provoca alterações na estrutura da floresta e em importantes processos ecossistêmicos, como a ciclagem de nutrientes. Considerando a importância da ciclagem de nutrientes na manutenção da fertilidade do solo em florestas tropicais por meio da deposição e decomposição da serapilheira, o objetivo deste estudo foi avaliar os efeitos do manejo florestal sustentável sobre a deposição de serapilheira em uma floresta de terra firme na Amazônia brasileira. Para isso foi avaliada a produção de serapilheira em 11 áreas com diferentes anos de exploração e em uma área controle, não explorada. Para a coleta da serapilheira produzida pela floresta foram instalados 240 coletores durante a estação seca e 240 coletores durante a estação chuvosa, sendo 20 coletores por área amostrada. O material depositado nos coletores foi retirado mensalmente durante quatro meses de amostragem em cada estação, sendo a deposição de serapilheira estimada a partir do peso seco do material coletado. Para avaliar a diferença entre as áreas quanto a quantidade de serapilheira estocada foi coletada a serapilheira acumulada sobre o solo. Foi avaliada, também, a relação entre deposição de serapilheira e cobertura do dossel, intensidade de corte e precipitação mensal. A taxa de deposição média de serapilheira encontrada foi de $6,060 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$, com a fração folhas apresentando a maior contribuição na deposição (>80%). Para as duas estações amostradas as áreas submetidas a exploração florestal não houve diferença significativa na deposição de serapilheira entre as áreas exploradas e a área não explorada. Por outro lado, houve diferença na deposição entre estação seca (maior deposição) e estação chuvosa (menor deposição), com forte correlação negativa entre deposição e precipitação. O estoque médio de serapilheira para as áreas de estudo foi de $18,908 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$, sem diferença significativa no estoque entre áreas exploradas e não explorada. Não houve correlação entre deposição de serapilheira e cobertura do dossel, intensidade de corte e estoque de serapilheira. A ausência de diferença na deposição e no estoque de serapilheira entre as áreas exploradas e a área não explorada sugere que a exploração florestal em intensidades que variam de 12 a $16,8 \text{ m}^3/\text{ha}$ não reduz de maneira significativa a produtividade da floresta. A manutenção da produtividade da floresta após a exploração pode ser explicada pelo rápido crescimento de espécies pioneiras e de indivíduos arbóreos remanescentes, estimulado pela maior entrada de luz após a exploração. Desta forma, o manejo florestal sustentável, com baixa intensidade de exploração e usando técnicas de redução de impactos sobre o ambiente, não provoca efeitos mensuráveis sobre a deposição de serapilheira e contribui para a compatibilização do uso dos recursos florestais madeireiros com a manutenção dos processos ecossistêmicos no ambiente florestal.

Palavras-chave: Exploração seletiva de madeira. Ciclagem de nutrientes. Floresta tropical. Sazonalidade.

ABSTRACT

Tropical forests have been drastically altered by anthropic action, with deforestation, forest fires and logging as the main threats to this ecosystem. In order to reduce the impacts caused by logging, sustainable forest management emerges as a rational logging model, reducing impacts on the environment, contributing to the conservation of natural resources and promoting the sustainable use of timber resources. However, sustainable forest management still causes changes in forest structure and important ecosystem processes such as nutrient cycling. Considering the importance of nutrient cycling in maintaining soil fertility in tropical forests through litter deposition and decomposition, the aim of this study was to evaluate the effects of sustainable forest management on litter deposition in a dryland forest in the Amazon. Brazilian For this purpose, litter production was evaluated in 11 areas with different years of exploitation and in an untapped control area. To collect the litter produced by the forest, 240 collectors were installed during the dry season and 240 collectors during the rainy season, being 20 collectors per sampled area. The material deposited in the collectors was removed monthly during four months of sampling in each season, and the litter deposition estimated from the dry weight of the collected material. To evaluate the difference between the areas in the amount of litter stored was collected the accumulated litter on the soil. The relationship between litter deposition and canopy cover, shear intensity and monthly precipitation was also evaluated. The average deposition rate of litter found was 6,060 Mg.ha⁻¹, with the leaves fraction presenting the largest contribution in the deposition (> 80%). For the two sampled seasons, the areas subjected to forest exploitation showed no significant difference in litter deposition between the exploited areas and the unexplored area. On the other hand, there was a difference in deposition between dry season (higher deposition) and rainy season (lower deposition), with strong negative correlation between deposition and precipitation. The average litter stock for the study areas was 18.908 Mg.ha⁻¹, with no significant difference in stock between explored and unexplored areas. There was no correlation between litter deposition and canopy cover, cutting intensity and litter stock. The absence of difference in litter deposition and stockpiling between logged and unexplored areas suggests that logging at intensities ranging from 12 to 16.8 m³ / ha does not significantly reduce forest productivity. The maintenance of forest productivity after logging can be explained by the rapid growth of pioneer species and remnant tree individuals, stimulated by increased light input after logging. Thus, sustainable forest management, with low exploitation intensity and using techniques to reduce environmental impacts, has no measurable effects on litter deposition and contributes to the compatibility of the use of timber forest resources with the maintenance of ecosystem processes. in the forest environment.

Keywords: Selective logging. Nutrient cycling. Tropical forest. Seasonality.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Localização geográfica da área de manejo florestal da empresa Mil Madeiras Preciosas na região dos municípios de Itacoatiara, Silves e Itapiranga, estado do Amazonas	14
Figura 2 - Modelo coletor utilizado no estudo.....	16
Figura 3 - Boxplot comparando a deposição de serapilheira entre os meses de julho de 2018 a outubro de 2018 e janeiro de 2019 a abril de 2019 nas 11 áreas que sofreram exploração florestal e na área controle não explorada. Círculos representam valores discrepantes de taxa de deposição de serapilheira encontrados.	20
Figura 4 - Boxplot comparando a taxa de deposição de serapilheira entre estação seca (julho a outubro de 2018) e estação chuvosa (janeiro a abril de 2019). Círculos representam valores discrepantes de taxa de deposição de serapilheira encontrados.	21
Figura 5 - Boxplots comparando a taxa de deposição de serapilheira (A) entre os meses da estação seca (julho a outubro de 2018) e (B) entre os meses da estação chuvosa (janeiro a abril de 2019). Círculos representam valores discrepantes de taxa de deposição de serapilheira encontrados.....	21
Figura 6 - Boxplot comparando o estoque de serapilheira nas 11 áreas que sofreram exploração florestal e na área controle não explorada. Círculos representam valores discrepantes de estoque de serapilheira encontrados.	23
Figura 7- Gráfico mostrando a deposição média de serapilheira e a precipitação ao longo dos meses da estação seca (julho a outubro de 2018) e da estação chuvosa (janeiro a abril de 2019).	24

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Deposição de serapilheira (média) por frações e total (Mg.ha^{-1}) e a contribuição de cada fração (%) registrada para as 12 áreas de estudo entre os meses de julho de 2018 a outubro de 2018 e de janeiro de 2019 a abril de 2019.....	20
Tabela 2 - Deposição média de serapilheira e precipitação total para cada mês da estação seca e da estação chuvosa.	21
Tabela 3 – Valor médio do estoque de serapilheira por fração (folhas, galhos e miscelânea) e total (Mg.ha^{-1}) registrado em cada uma das 12 áreas de estudo.	22

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO	12
1 METODOLOGIA	14
1.1 Área de estudo.....	14
1.2 Coleta e análises dos dados	15
2 RESULTADOS.....	19
3 DISCUSSÃO	25
4 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	29
APÊNDICES.....	34
ANEXOS	37

INTRODUÇÃO

As florestas tropicais ocupam, aproximadamente, 6% da superfície terrestre, possuem a maior biodiversidade do planeta (RAINFOREST FOUNDATION NORWAY, 2014) e oferecem serviços ecossistêmicos essenciais (MIURA et al., 2015). Estas florestas contribuem para a estabilidade do clima global (LEWIS et al., 2006; MALHI e GRACE, 2000), por meio do armazenamento de carbono (BELLO et al., 2015), e influenciam no regime de chuvas, por meio da evapotranspiração (MAKARIEVA et al., 2014). Assim, as florestas afetam a dinâmica atmosférica regional, levando a um aumento das chuvas (MAKARIEVA et al., 2014) e contribuindo para a manutenção dos recursos hídricos e do clima (LELE, 2009).

Apesar dos importantes serviços ecossistêmicos prestados, as florestas tropicais vêm sendo drasticamente alteradas pela ação antrópica (CORLETT e PRIMACK, 2008; LAURANCE, 2015). Dentre as principais ameaças a este bioma estão o desmatamento, a conversão de áreas de florestas em terras agrícolas, os incêndios florestais e a exploração seletiva de madeira (PERES; BARLOW; LAURANCE, 2006; LANGNER; MIETTINEN e SIEGERT, 2007; ASNER et al., 2009).

A exploração seletiva de madeira reduz a cobertura do dossel, alterando a estrutura da floresta e os fatores bióticos e abióticos do ecossistema (CAZZOLLA GATTI et al., 2014; FRANÇA et al., 2017). Dentre estas alterações destacam-se a liberação do carbono estocado, que pode afetar o clima regional e global (FOLEY et al., 2007), a perda de biodiversidade (BURIVALOVA; ŞEKERCIOĞLU; KOH, 2014; MARTIN et al., 2015) e o aumento da fragmentação dessas florestas (NEPSTAD et al., 2008).

Visando reduzir os impactos causados pela exploração florestal, o manejo florestal sustentável surge como um modelo de exploração racional, reduzindo os impactos sobre o ambiente, contribuindo para a conservação dos recursos naturais e promovendo o uso sustentável dos recursos madeiros (PINTO et al., 2002; SABOGAL et al., 2006). Apesar do manejo florestal utilizar técnicas que buscam reduzir os danos ao meio ambiente, a exploração seletiva de madeira ainda provoca efeitos negativos ao ecossistema (CAZZOLLA GATTI et al., 2014). Esses efeitos podem afetar processos fundamentais que regem o funcionamento dos ecossistemas florestais (MORRIS, 2010), como o ciclo do carbono, ciclo hidrológico e a ciclagem de nutrientes (ASNER et al., 2009).

Dentre os processos ecossistêmicos, a ciclagem de nutrientes exerce um papel fundamental na manutenção da floresta (LUIZÃO, 2007). A deposição e a decomposição de serapilheira (i.e. detritos orgânicos, principalmente de origem vegetal, que são depositados sobre a superfície do solo da floresta - LUIZÃO, 2007; CAMARGO; GIARRIZZO; JESUS, 2015; DA SILVA et al., 2018) estão diretamente ligadas a capacidade de reaproveitamento dos nutrientes pela floresta (BRAY e GORHAM 1964; LUIZÃO 2007; SANCHES et al., 2008). Este reaproveitamento é fundamental para as florestas que se desenvolvem em solos de baixa fertilidade, condição de grande parte dos solos amazônicos (QUESADA et al., 2011). Assim, a dinâmica dos processos que envolvem a serapilheira, incluindo a deposição, o acúmulo e a decomposição, são responsáveis pela disponibilização de grande parte dos nutrientes que garantem a manutenção e o crescimento das plantas que se desenvolvem no solo das florestas tropicais (VITOUSEK e SANFORD JR, 1986; SELLE, 2007; SANCHES et al., 2008).

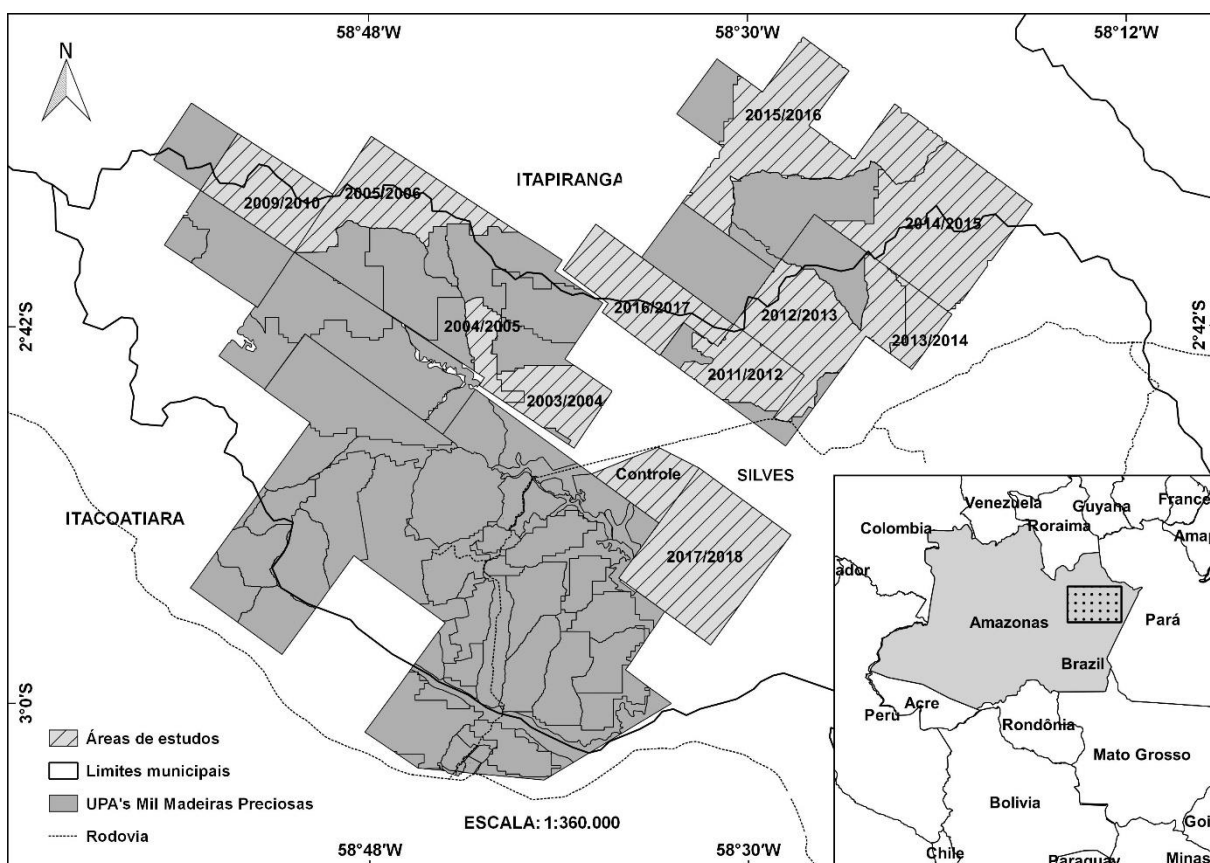
Desta forma, apesar do Manejo florestal buscar compatibilizar o uso dos recursos florestais madeireiros com a conservação da biodiversidade, os impactos dessa atividade sobre importantes processos ecossistêmicos, como a ciclagem de nutrientes, ainda são pouco compreendidos. Assim, considerando a importância do manejo florestal como atividade produtiva e de uso sustentável da floresta e considerando a importância da ciclagem de nutrientes para a manutenção dos ecossistemas florestais, este trabalho teve como objetivo avaliar os efeitos do manejo florestal sustentável sobre a deposição de serapilheira em uma floresta de terra firme na Amazônia brasileira. Ainda, como objetivos deste trabalho, i) identificamos alterações nas taxas de deposição da serapilheira provocadas pelo tempo transcorrido após a exploração florestal; ii) identificamos, com base na taxa de deposição da serapilheira, quanto tempo após a exploração florestal a taxa de deposição retorna a níveis pré-exploratórios; iii) avaliamos as diferenças nas taxas de deposição da serapilheira entre estação seca e estação chuvosa; e iv) avaliamos a relação entre a taxa de deposição de serapilheira e precipitação, cobertura do dossel e intensidade de corte.

1 METODOLOGIA

1.1 Área de estudo

O experimento foi conduzido em uma área de exploração florestal com 248.058,94 hectares pertencente à empresa Mil Madeiras Preciosas, localizada na Estrada da Várzea (AM-363), nos municípios de Itacoatiara, Silves e Itapiranga no estado do Amazonas (FIGURA 1). O sistema de Manejo Florestal de baixo impacto adotado na área de estudo é o CELOS Management System (CMS). Este sistema policíclico utiliza operações rigorosamente planejadas e organizadas, com ciclos de colheita em tempo suficiente para recuperação ecológica e econômica da floresta. Neste sistema as árvores de valor comercial que atingem o tamanho ideal (50 cm de diâmetro) são extraídas, ficando as demais árvores de valor para serem extraídas em um segundo ciclo após atingirem o tamanho ideal de corte (DE GRAAF, 1986).

Figura 1 - Localização geográfica da área de manejo florestal da empresa Mil Madeiras Preciosas na região dos municípios de Itacoatiara, Silves e Itapiranga, estado do Amazonas



Fonte: O Autor (2018)

Segundo Kottek et al. (2006) o clima da área de estudo é do tipo “AmW”, caracterizado como chuvoso (chuvas do tipo monções), com estação seca de dois a três meses e precipitação pluviométrica de cerca de 2.200 mm ao ano. A temperatura

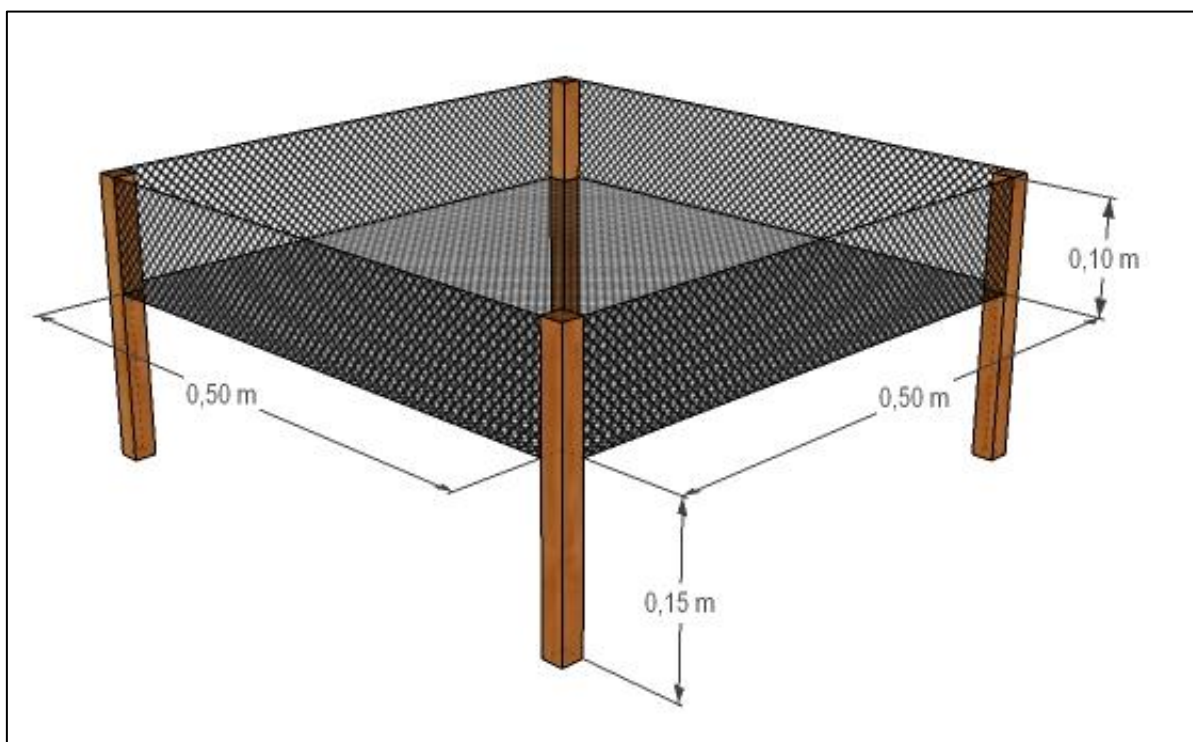
média anual é de 26°C e a umidade relativa do ar é de 80% ao longo do ano. Os solos predominantes estão classificados como Latossolos Amarelos Distróficos, com baixa fertilidade natural e textura argilosa. A vegetação é classificada como floresta ombrófila densa de terra firme, com grande complexidade na composição, distribuição e densidade das espécies (IBGE, 2017). Esta floresta é caracterizada por árvores de grande (30-50 m) e médio porte (20-30 m de altura), com grande abundância de lianas lenhosas e epífitas que a diferenciam das outras classes de formações vegetais (IBGE, 2017).

1.2 Coleta e análises dos dados

Para avaliar como o tempo transcorrido após a exploração madeireira afeta as taxas de deposição da serapilheira foram monitoradas 11 áreas que sofreram exploração nos anos de 2003/2004, 2004/2005, 2005/2006, 2009/2010, 2011/2012, 2012/2013, 2013/2014, 2014/2015, 2015/2016, 2016/2017 e 2017/2018, além de uma área controle não explorada. Em cada área amostrada foram delimitados cinco transectos distantes, aproximadamente, 2 km entre si e distribuídos de forma alternada (a direita e a esquerda) ao longo da estrada de acesso em cada área amostrada. Cada transecto, com 30 m de extensão, foi aberto a uma distância de 100 m da borda da estrada de acesso.

Para avaliar as diferenças nas taxas de deposição da serapilheira entre as estações do ano o experimento foi instalado na estação seca, com amostragens mensais entre julho e outubro de 2018, e na estação chuvosa, com amostragens mensais entre janeiro e abril de 2019. Para quantificar a taxa de deposição da serapilheira foram utilizados coletores com dimensões de 0,5 m de largura, 0,5 m de comprimento e 0,1 m de altura. Os coletores foram confeccionados com tela do tipo sombrite, fixada em estacas de madeira, de tal forma que a tela ficasse a 0,15 m acima da superfície do solo (FIGURA 2). Ao longo de cada transecto foram instalados quatro coletores, distantes 10 m entre si, totalizando 20 coletores por área amostrada. Durante a realização do experimento foram instalados 240 coletores na estação seca e 240 coletores na estação chuvosa, distribuídos nas 12 áreas amostradas.

Figura 2 - Modelo coletor utilizado no estudo



Fonte: O autor (2019)

A retirada do material depositado nos coletores foi feita mensalmente, seguindo a metodologia proposta por Scoriza et al. (2012). O material coletado foi acondicionado em sacos plásticos e levado para triagem em laboratório. Durante a triagem foram classificados e separados os componentes da serapilheira em folhas, galhos e miscelânea (i.e., cascas, flores, frutos e sementes). Após a separação o material foi seco em estufa a 65 °C até atingir massa constante e pesado em balança de precisão.

A partir dos dados de massa do material coletado foi estimada a deposição de serapilheira para cada área de estudo com base na equação:

$$PS = (\sum PM.10.000) / Ac; \text{ (SCORIZA et al., 2012)}$$

Onde: PS = Deposição de serapilheira ($Mg.ha^{-1}.x^{-1}$); PM = Deposição mensal de serapilheira ($Mg.ha^{-1}.mês^{-1}$); Ac = Área do coletor (m^2); x = período de estudo.

Com o objetivo de comparar deposição e estoque de serapilheira foi coletada, ao final das amostragens, a serapilheira acumulada sobre o solo em 240 pontos na área de estudo seguindo a mesma disposição dos coletores instalados. Para a coleta da serapilheira estocada foi utilizado um gabarito de madeira com

dimensões de 0,5 m de comprimento por 0,5 m de largura, sendo recolhido todo o material vegetal depositado sobre o solo. Após coletado o material foi acondicionado em sacos plásticos e levado para triagem em laboratório, onde foi seco em estufa a 65 °C até atingir massa constante e pesado em balança analítica de precisão.

A cobertura do dossel em cada ponto de amostragem foi avaliada por meio de fotografias do dossel florestal obtidas a partir do solo, totalizando 20 fotografias em cada área amostrada. A partir destas fotografias foi calculada a porcentagem de cobertura do dossel florestal por meio do cálculo da área ocupada por folhas (escuro na fotografia) e pela luminosidade do céu exposto (claro na fotografia), utilizando o aplicativo Canopy App desenvolvido pela Universidade de New Hampshire. Para calcular o volume explorado de madeira em cada transecto foram somados os volumes individuais de cada árvore abatida em um raio de 50 m a partir do transecto. Os valores de volume explorado foram disponibilizados pela empresa Mil Madeiras Preciosas.

Para avaliar o efeito do ano de exploração, do período de amostragem (seca e chuva), da cobertura do dossel sobre a taxa de deposição da serapilheira foi utilizado uma análise de variância (ANOVA) em um Modelo Linear Generalizado (GLM) com distribuição Gaussiana. Esta mesma análise foi utilizada para avaliar o efeito do ano de exploração, da cobertura do dossel sobre o estoque de serapilheira depositado sobre o solo. Para o modelo ajustado foram realizadas análises de contraste para avaliar se houve diferença nas taxas de deposição i) entre os meses de amostragem no período seco, ii) entre os meses de amostragem no período chuvoso, e iii) entre período seco e período chuvoso.

Ainda, a relação entre deposição e precipitação, entre deposição e intensidade média de exploração, entre estoque de serapilheira e intensidade média de exploração e entre deposição e estoque de serapilheira foram avaliadas por meio de análises de correlação de Spearman. Os dados de intensidade média de exploração (i.e. volume médio de madeira explorada por hectare em cada área amostrada) utilizados para estas análises foram disponibilizados pela empresa Mil madeiras preciosas (ANEXO A). Os dados de precipitação mensal total utilizados foram obtidos da base de dados do Instituto Nacional de Meteorologia, da estação convencional de Itacoatiara-AM (<http://www.inmet.gov.br/portal/bdmep>) (ANEXO B). Para a análise de correlação com precipitação foi utilizado o valor médio de deposição

mensal de todas as áreas e para a análise de correlação com intensidade de exploração foram utilizados os valores médios de deposição e de estoque de serapilheira obtidos para cada área.

2 RESULTADOS

A média de deposição da serapilheira para as 12 áreas amostradas, considerando todo o período de estudo, foi de 6,060 Mg.ha⁻¹ (TABELA 1). Na estação seca a média de deposição obtida foi de 8,853 Mg.ha⁻¹ e na estação chuvosa foi de 3,268 Mg.ha⁻¹ (TABELA 1). A fração folhas apresentou a maior contribuição na deposição total de serapilheira em todas as áreas amostradas, representando 84,65% do total, seguida pelas frações miscelânea (8,25%) e galhos (7,09%) (TABELA 1). Este padrão de deposição se repetiu tanto na estação seca (folhas com 86,17% do total) quanto na estação chuvosa (folhas com 83,05% do total) (TABELA 1).

O resultado da análise de variância (ANOVA), aplicada ao Modelo Linear Generalizado (GLM), mostrou que a taxa de deposição de serapilheira não variou entre as áreas amostradas ($\chi^2=18,95$, $p=0,06199$); FIGURA 3). Ainda, esta análise também mostrou que a taxa de deposição de serapilheira não sofreu influência da cobertura do dossel ($\chi^2=2,14$, $p=0,14331$) e do volume explorado de madeira em um raio de 50 m a partir dos transectos ($\chi^2=2,09$, $p=0,14830$).

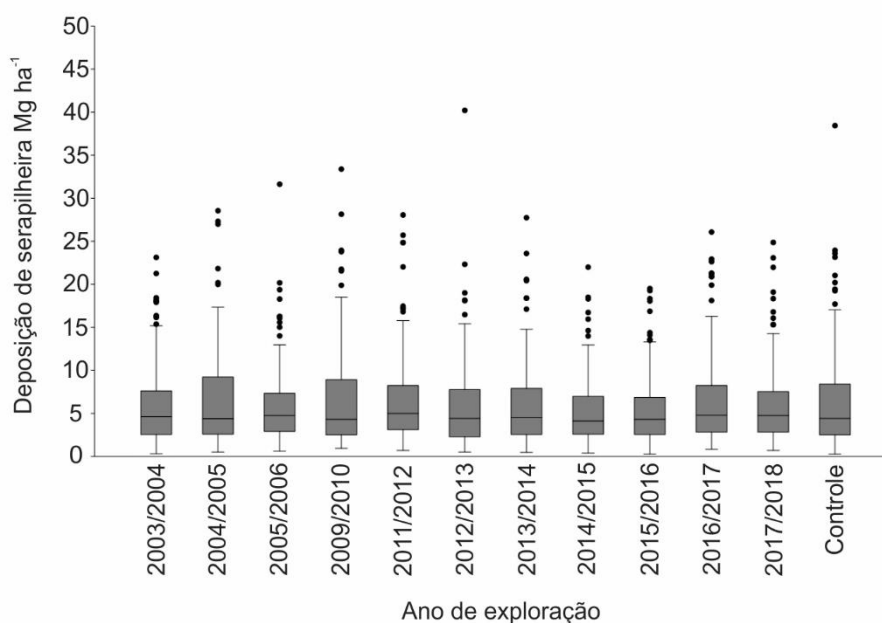
De maneira oposta, foi observada diferença na taxa de deposição entre os meses de amostragem ($\chi^2=938,89$, $p=2E-16$). A análise de contraste aplicada ao GLM mostrou que a taxa de deposição de serapilheira variou entre estação seca e estação chuvosa (SE=1,829, $z=31,192$, $p=0,0001$; FIGURA 4;), sendo observada uma redução de 60% na deposição durante a estação chuvosa. Esta mesma análise indicou que não houve variação na taxa de deposição de serapilheira entre os meses da estação seca (julho vs. agosto: SE=0,915, $z=1,055$, $p=0,9887$; julho vs. setembro: SE=0,915, $z=0,054$, $p=1,0000$; julho vs. outubro: SE=0,915, $z=2,390$, $p=0,1983$; agosto vs. setembro: SE=0,915, $z=-1,001$, $p=0,9930$; agosto vs. outubro: SE=0,915, $z=1,335$, $p=0,9264$; setembro vs. outubro: SE=0,915, $z=2,336$, $p=0,2259$) e também entre os meses da estação chuvosa (janeiro vs. fevereiro: SE=0,915, $z=-0,493$, $p=1,0000$; janeiro vs. março: SE=0,915, $z=0,693$, $p=0,9998$; janeiro vs. abril: SE=0,915, $z=1,219$, $p=0,9624$; fevereiro vs. março: SE=0,915, $z=1,186$, $p=0,9696$; fevereiro vs. abril: SE=0,915, $z=1,712$, $p=0,6934$; março vs. abril: SE=0,915, $z=0,526$, $p=1,0000$) (FIGURA 6).

Tabela 1 - Deposição de serapilheira (média) por frações e total ($\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$) e a contribuição de cada fração (%) registrada para as 12 áreas de estudo entre os meses de julho de 2018 a outubro de 2018 e de janeiro de 2019 a abril de 2019

Estação	Seca	Chuva	Seca	Chuva	Seca	Chuva	Seca	Chuva	Geral
Ano	Folhas	Folhas	Galhos	Galhos	Misc	Misc	Média	Média	Média
2003/2004	7,105	2,257	0,486	0,533	0,995	0,318	8,585	3,108	5,847
2004/2005	8,31	2,291	1,04	0,19	0,581	0,384	9,931	2,864	6,398
2005/2006	7,013	2,82	0,726	0,392	0,575	0,301	8,314	3,513	5,914
2009/2010	8,261	2,257	0,711	0,22	1,015	0,339	9,988	2,815	6,402
2011/2012	8,104	2,912	0,65	0,399	0,67	0,424	9,425	3,735	6,58
2012/2013	7,326	2,38	0,7	0,432	0,541	0,367	8,567	3,179	5,873
2013/2014	7,576	2,322	0,802	0,483	0,502	0,391	8,88	3,196	6,038
2014/2015	5,614	2,518	0,862	0,34	0,829	0,55	7,306	3,407	5,357
2015/2016	6,054	2,215	0,694	0,343	0,83	0,592	7,579	3,15	5,365
2016/2017	7,637	2,47	0,591	0,342	1,02	1,005	9,248	3,817	6,533
2017/2018	6,251	2,583	1,207	0,361	1,053	0,49	8,512	3,433	5,973
Não explorada	8,231	2,302	1,088	0,404	0,579	0,296	9,897	3,001	6,449
Média	7,29	2,444	0,796	0,37	0,766	0,454	8,853	3,268	6,061

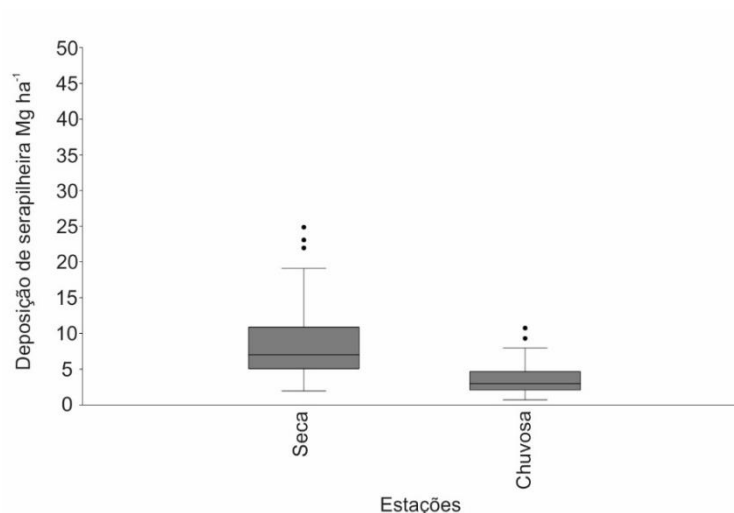
Fonte: O autor (2019)

Figura 3 - Boxplot comparando a deposição de serapilheira entre os meses de julho de 2018 a outubro de 2018 e janeiro de 2019 a abril de 2019 nas 11 áreas que sofreram exploração florestal e na área controle não explorada. Círculos representam valores discrepantes de taxa de deposição de serapilheira encontrados.



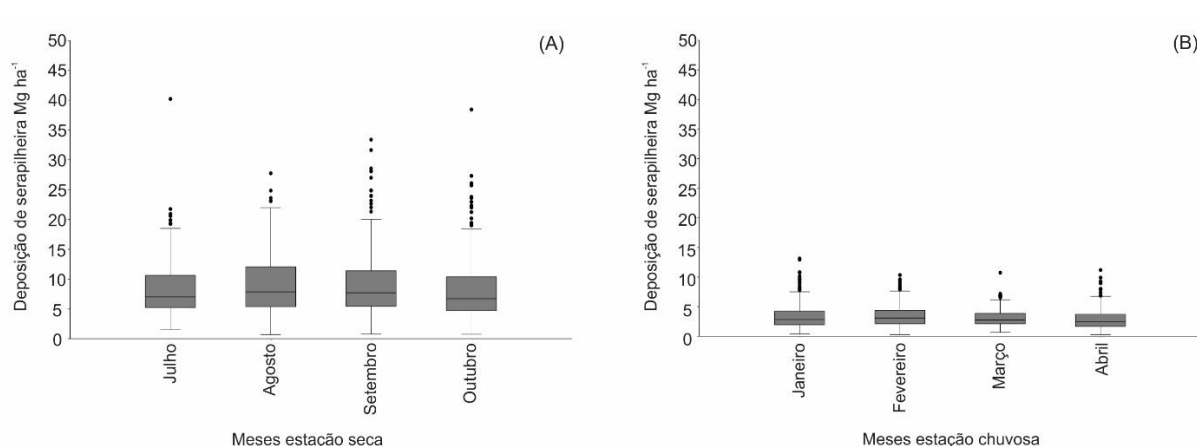
Fonte: O autor (2019)

Figura 4 - Boxplot comparando a taxa de deposição de serapilheira entre estação seca (julho a outubro de 2018) e estação chuvosa (janeiro a abril de 2019). Círculos representam valores discrepantes de taxa de deposição de serapilheira encontrados.



Fonte: O autor (2019)

Figura 5 - Boxplots comparando a taxa de deposição de serapilheira (A) entre os meses da estação seca (julho a outubro de 2018) e (B) entre os meses da estação chuvosa (janeiro a abril de 2019). Círculos representam valores discrepantes de taxa de deposição de serapilheira encontrados



Fonte: O autor (2019)

Tabela 2 - Deposição média de serapilheira e precipitação total para cada mês da estação seca e da estação chuvosa.

Estação	Mês	Precipitação (mm)	Deposição média Mg.ha ⁻¹
Chuvosa	Janeiro	366,90	3,398
Chuvosa	Fevereiro	424,00	3,578
Chuvosa	Março	239,90	3,144
Chuvosa	Abril	380,80	2,952
Seca	Julho	100,60	8,461
Seca	Agosto	25,00	9,256
Seca	Setembro	85,80	9,274
Seca	Outubro	52,90	8,419

Fonte: O autor (2019)

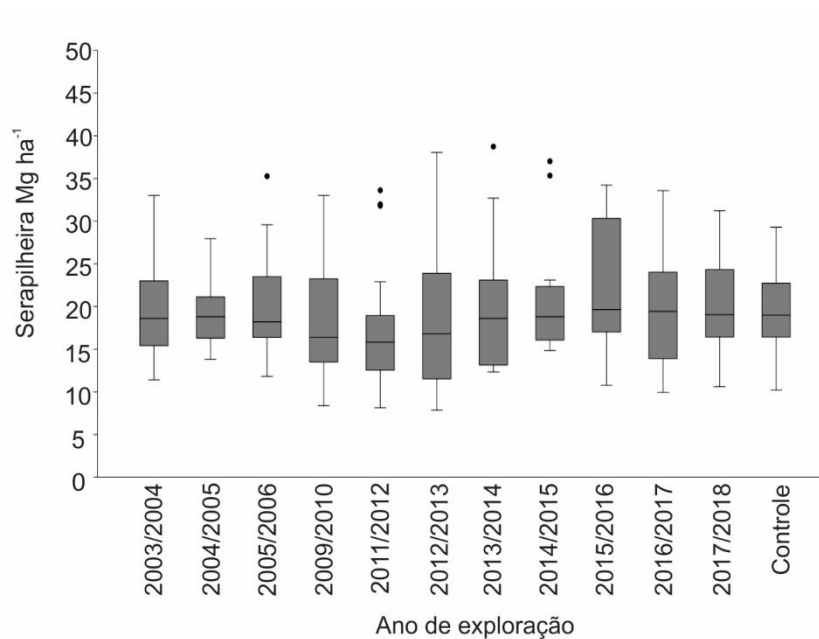
O estoque médio de serapilheira para as 12 áreas amostradas, foi de 18,908 Mg.ha⁻¹ (TABELA 4). A fração folhas apresentou maior contribuição no estoque total de serapilheira em todas as áreas de estudo, representando 91,55% do total, seguida pelas frações galhos e miscelânea (TABELA 3; FIGURA 6). O resultado da análise de variância (ANOVA), aplicada ao Modelo Linear Generalizado (GLM), mostrou que o estoque de serapilheira não variou entre as áreas amostradas ($x^2=9.6854$, $p=0.5589$) e não sofreu influência da cobertura do dossel ($x^2=0,3390$, $p=0.5604$) e do volume explorado de madeira em um raio de 50 m a partir dos transectos ($x^2=0,1492$, $p=0.6993$).

Tabela 3 – Valor médio do estoque de serapilheira por fração (folhas, galhos e miscelânea) e total (Mg.ha⁻¹) registrado em cada uma das 12 áreas de estudo.

Ano de exploração	Folhas	F %	Galhos	G %	Miscelânea	M %	Média
2003/2004	17,840	96,004	0,542	3,176	0,258	0,820	18,640
2004/2005	16,510	89,925	1,273	6,403	0,872	3,671	18,655
2005/2006	17,636	95,013	0,432	1,798	0,593	3,189	18,661
2009/2010	15,160	88,469	0,753	3,666	1,676	7,865	17,589
2011/2012	15,776	96,310	0,450	3,065	0,104	0,625	16,330
2012/2013	16,644	90,164	1,273	6,640	0,651	3,197	18,568
2013/2014	17,360	94,026	0,432	2,825	0,794	3,149	18,586
2014/2015	17,164	91,275	0,662	2,933	1,298	5,791	19,124
2015/2016	19,818	90,434	1,007	4,214	1,321	5,352	22,147
2016/2017	16,316	85,760	1,774	8,136	1,703	6,104	19,793
2017/2018	17,692	89,880	1,697	7,113	0,590	3,007	19,979
Não explorada	17,008	91,370	1,116	5,477	0,706	3,154	18,830
Média	17,077	91,553	0,951	4,621	0,881	3,827	18,908

Fonte: O autor (2019)

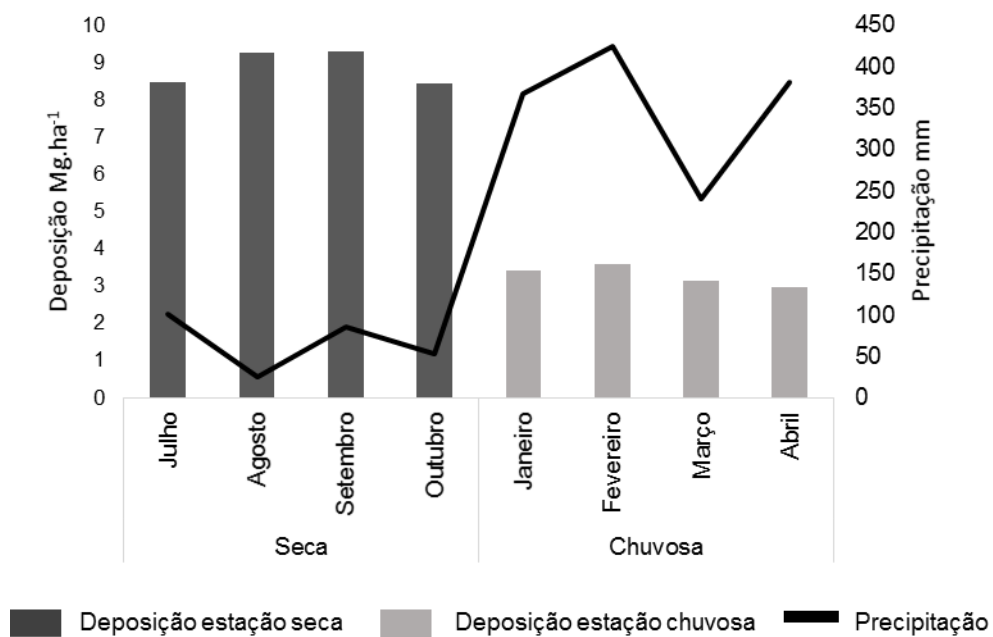
Figura 6 - Boxplot comparando o estoque de serapilheira nas 11 áreas que sofreram exploração florestal e na área controle não explorada. Círculos representam valores discrepantes de estoque de serapilheira encontrados.



Fonte: O autor (2019)

A análise de correlação de Spearman mostrou correlação significativa entre deposição de serapilheira e precipitação (Spearman rho= -0,92; $p < 0,05$), com redução na deposição conforme a precipitação aumenta (FIGURA 7). De maneira oposta, não houve correlação entre taxa de deposição e intensidade média de exploração em cada área (Spearman rho= 0,37; $p > 0,05$), entre estoque de serapilheira e intensidade de exploração (Spearman rho= -0,31; $p > 0,05$) e entre deposição e estoque de serapilheira (Spearman rho= -0,34; $p > 0,05$).

Figura 7- Gráfico mostrando a deposição média de serapilheira e a precipitação ao longo dos meses da estação seca (julho a outubro de 2018) e da estação chuvosa (janeiro a abril de 2019).



Fonte: O autor (2019)

3 DISCUSSÃO

O valor médio de deposição da serapilheira reportado em nosso estudo ($6,060 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$) situa-se próximo ao limite inferior da faixa de valores relatados para florestas tropicais, que varia de 4 a $25 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ (GOLLEY et al., 1978). Quando comparado com valores obtidos em trabalhos realizados especificamente na região amazônica (8 e $10 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$, e.g. LUIZÃO; SCHUBART, 1987; LUIZAO, 1989; MARTIUS, et al 2004; ALMEIDA; LUIZÃO; RODRIGUES, 2015) a deposição média encontrada em nosso estudo está abaixo do limite inferior. As grandes variações encontradas nos valores de deposição, tanto em literatura como apresentadas em nosso estudo, podem ser associadas a sazonalidade (MATOS; COSTA, 2012) e a fenômenos climáticos extremos, como El Niño/La Niña (MARTIUS et al., 2004; CONCEIÇÃO, 2017), que podem provocar mudanças drásticas nas taxas de deposição em uma mesma região ou bioma. O padrão de deposição encontrado para as frações que compõem a serapilheira, tendo a fração folhas a maior contribuição na deposição total, corroboram outros estudos realizados na região amazônica (KLINGE; RODRIGUES, 1968; LUIZÃO; SCHUBART, 1987; MARTIU et al., 2004) e em outros biomas brasileiros, como mata atlântica (MARTINELLI; LINS; DOS SANTOS-SILVA, 2017) e caatinga (DE SOUZA et al., 2017). A segunda maior produtividade entre as frações analisadas em nosso estudo foi observada para a fração miscelânea, seguida pela fração galhos. Este resultado difere daqueles obtidos em outros trabalhos (LUIZÃO; SCHUBART, 1987; LUIZAO, 1989; SANCHES et al., 2008; ALMEIDA; LUIZÃO; RODRIGUES, 2015) que mencionam maior deposição de galhos em comparação com miscelânea. Variações no volume da fração miscelânea podem estar associadas à adaptações fenológicas das espécies à sazonalidade climática local, que sincronizam seu florescimento e/ou frutificação a determinados períodos do ciclo de chuvas (e.g. final da estação seca e início da estação chuvosa) (MUNIZ, 2008). Da mesma forma, variações no volume de galhos podem ser causadas, localmente, por ventos e chuvas que provocam a queda de galhos mortos retidos no dossel da floresta (HERBOHN; CONGDON, 1993; XIONG; NILSSON, 1997).

A maior taxa de deposição de serapilheira se deu durante a estação seca (julho a outubro), com claro aumento na deposição de folhas durante esse período. O mesmo padrão foi encontrado em estudos realizados em diferentes biomas brasileiros, como Caatinga (MOURA et al., 2016), Mata Atlântica (MARTINELLI; LINS;

DOS SANTOS-SILVA, 2017), transição entre Cerrado e Floresta amazônica (PEIXOTO et al., 2018) e Pantanal (HAASE, 1999). O aumento da deposição de material vegetal durante a estação seca está relacionado a maior deposição de folhas como resposta ao estresse hídrico, sendo este um mecanismo fisiológico das plantas para reduzir a perda de água pela transpiração (VALENTINI et al., 2009; LONDE; DE SOUSA; KOZOVITS, 2016;). As diferenças encontradas em nosso estudo na taxa de deposição entre estação seca e estação chuvosa reforçam que a pluviosidade é um fator determinante na taxa de deposição de serapilheira (BRAY; GORHAM, 1964).

Apesar da cobertura do dossel ser considerada como um fator determinante em processos ecossistêmicos em ambientes florestais, a porcentagem de cobertura do dossel não influenciou a taxa de deposição e o estoque de serapilheira em nosso estudo. A ausência de relação entre estas variáveis pode ser explicada pelo rápido fechamento das aberturas no dossel (que não ultrapassam 10% da cobertura florestal) durante os primeiros anos após a exploração madeireira (DUAH-GYAMFI et al., 2014; DARRIGO; VENTICINQUE; SANTOS, 2016). Ainda, a baixa intensidade de exploração na área de estudo (16,82 m³/ha), com valor médio próximo ao limite inferior das intensidades relatadas para florestas tropicais (11 a 61 m³/ha) (AZEVEDO-RAMOS; DE CARVALHO; DO AMARAL, 2006; DE AVILA et al., 2017; SCHWARTZ; FALKOWSKI; PEÑA-CLAROS, 2017), pode acelerar ainda mais o fechamento destas aberturas, minimizando qualquer possível efeito da redução na cobertura do dossel sobre a deposição e o estoque de serapilheira.

De forma similar, apesar do efeito das intervenções antrópicas sobre a deposição de serapilheira variar de acordo com a intensidade da intervenção (DELITTI, 1995; SILVA et al., 1995; SOUZA et al., 2017), a intensidade de exploração (i.e., volume médio e volume explorado em um raio de 50 m ao redor dos transectos amostrados), em nosso estudo, não apresentou relação com a deposição e com o estoque de serapilheira. Esta ausência de relação, assim como observado para cobertura do dossel, pode ser explicada pelo rápido fechamento das aberturas no dossel durante os primeiros anos após a exploração madeireira (DUAH-GYAMFI et al., 2014; DARRIGO; VENTICINQUE; SANTOS, 2016) e pela baixa intensidade de exploração na área de estudo.

A exploração madeireira pode provocar alterações no ambiente florestal que podem ir desde a superfície do solo até os danos na vegetação remanescente.

Dentre estas alterações, as mudanças na estrutura da floresta como a redução do diâmetro basal e da altura média dos indivíduos, a remoção de árvores emergentes e a abertura de clareiras (UHL; VIEIRA, 1989; VERISSIMO et al., 1992; PUTZ et al., 2001) podem provocar, imediatamente após a exploração, uma redução na quantidade de matéria vegetal produzida e depositada no ambiente florestal. No entanto, em nosso estudo, não foi observada variação significativa nas taxas de deposição e de estoque de serapilheira entre áreas com diferentes anos de exploração florestal e área controle, sugerindo que a produção de serapilheira e, conseqüentemente, a produtividade da floresta, não foram afetadas pela exploração.

Em áreas que sofreram exploração florestal, a abertura de clareiras e a maior entrada de luz no ambiente florestal favorecem o estabelecimento de espécies pioneiras (BAZZAZ; PICKETT, 1980) e o crescimento de indivíduos remanescentes (YAMAMOTO, 2000; DUAH-GYAMFI et al., 2014; DE CARVALHO et al., 2017). Estas espécies de rápido crescimento investem, nos primeiros anos de vida, mais na produção de folhas do que espécies clímax (BAZZAZ; PICKETT, 1980), contribuindo para a manutenção da produtividade da floresta em ambientes alterados. Assim, o crescimento de espécies pioneiras imediatamente após a exploração florestal, associado a uma baixa intensidade de exploração, podem ser fatores determinantes para explicar, em nosso estudo, a ausência de diferença na deposição e no estoque de serapilheira entre áreas exploradas e área controle.

O estoque médio de serapilheira encontrado para as áreas amostradas em nosso estudo ($18,908 \text{ Mg.ha}^{-1}$) foi superior aos valores de estoque relatados para florestas tropicais ($2,1$ a $12,5 \text{ Mg.ha}^{-1}$) (SPAIN, 1984). Estas variações na quantidade de serapilheira acumulada sobre o solo estão relacionadas com a quantidade de serapilheira depositada e, principalmente, com a velocidade de decomposição da matéria orgânica, sendo influenciada pela atividade dos decompositores e das condições ambientais (SPAIN, 1984; VITOUSEK; SANFORD JR, 1986; DE ANDRADE; TAVARES; COUTINHO, 2003).

Nossos resultados indicam que a exploração florestal, com o sistema e intensidade de exploração utilizados, não afetam as taxas de deposição e o estoque de serapilheira na floresta. Esta ausência de alterações sugere que os impactos gerados pela exploração florestal não resultaram em danos com extensão suficiente para afetar estes processos ecossistêmicos. Ainda, a exploração florestal com baixa

intensidade e seguindo métodos que minimizam seus impactos permitem o crescimento de novos indivíduos e de indivíduos remanescentes, imediatamente após a exploração florestal, mantendo a produtividade da floresta e reduzindo os impactos do manejo sobre o ecossistema.

4 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALMEIDA, E. J.; LUIZAO, F.; RODRIGUES, D. J. Litterfall production in intact and selectively logged forests in southern of Amazonia as a function of basal area of vegetation and plant density. **Acta Amazonica**, v. 45, n. 2, p. 157–166, 2015.

ASNER, G. P. et al., A contemporary assessment of change in humid tropical forests. **Conservation Biology**, v. 23, n. 6, p. 1386-1395, 2009.

AZEVEDO-RAMOS, C.; DE CARVALHO JR, O.; DO AMARAL, B. D. Short-term effects of reduced-impact logging on eastern Amazon fauna. **Forest Ecology and Management**, v. 232, n. 1–3, p. 26–35, 2006.

BAZZAZ, F. A.; PICKETT, S. T. A. Physiological ecology of tropical succession: a comparative review. **Annual review of ecology and systematics**, v. 11, n. 1, p. 287-310, 1980.

BELLO, C. et al., Defaunation affects carbon storage in tropical forests. **Science Advances**, v. 1, n. 11, p. e1501105, 2015.

BRAY, J. R.; GORHAM, E. Litter Production in Forests of the World. In: **Advances in Ecological Research, Academic Press**, v. 2, p. 101–157, 1964.

BURIVALOVA, Z.; ŞEKERCIOĞLU, Ç. H.; KOH, L. P. Thresholds of logging intensity to maintain tropical forest biodiversity. **Current Biology**, v. 24, n. 16, p. 1893-1898, 2014.

CAMARGO, M.; GIARRIZZO, T.; JESUS, A. J. S. Effect of seasonal flooding cycle on litterfall production in alluvial rainforest on the middle Xingu River (Amazon basin, Brazil). **Brazilian Journal of Biology**, v. 75, n. 3, p. 250-256, 2015.

CAZZOLLA GATTI, R. et al., The impact of selective logging and clearcutting on forest structure, tree diversity and above-ground biomass of African tropical forests. **Ecological research**, v. 30, n. 1, p. 119-132, 2015.

CONCEIÇÃO, A. C. **Análise multi-anual da dinâmica de produção de serapilheira fina em uma floresta da Amazônia Central**. 2017. 88f. Dissertação (Clima e Ambiente (CLIAMB)) - Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus.

CORLETT, R. T.; PRIMACK, R. B. Tropical rainforest conservation: a global perspective. **Tropical forest community ecology**, p. 442-457, 2008.

DA SILVA, W. B. et al., Are litterfall and litter decomposition processes indicators of forest regeneration in the neotropics? Insights from a case study in the Brazilian Amazon. **Forest ecology and management**, v. 429, p. 189-197, 2018.

DARRIGO, M. R.; VENTICINQUE, E. M.; DOS SANTOS, F. A. M. Effects of reduced impact logging on the forest regeneration in the central Amazonia. **Forest Ecology and Management**, v. 360, p. 52–59, 2016.

DE ANDRADE, A. G.; TAVARES, S.R L.; COUTINHO, H.L C. Contribuição da serapilheira para recuperação de áreas degradadas e para manutenção da sustentabilidade de sistemas agroecológicos. **Agroecologia**, v. 24, n. 220, p. 55–63, 2003.

DE AVILA, A. L. et al., Recruitment, growth and recovery of commercial tree species over 30 years following logging and thinning in a tropical rain forest. **Forest Ecology and Management**, v. 385, p. 225–235, 2017.

DE CARVALHO, A. L. et al., Natural regeneration of trees in selectively logged forest in western Amazonia. **Forest Ecology and Management**, v. 392, p. 36–44, 2017.

DE GRAAF, N. R. **A silvicultural system for natural regeneration of tropical rainforest in Suriname**. Wageningen: Agricultural University, 1986, 250 p.

DE SOUZA, M. P. et al., Qualidade da serapilheira em área de caatinga submetida a plano de manejo florestal. **Agropecuária Científica no Semiárido**, v. 12, n. 3, p. 319-324, 2017

DELITTI, W. B. C. Estudos de ciclagem de nutrientes: instrumentos para a análise funcional de ecossistemas terrestres. **Oecologia Brasiliensis**, p. 469–486, 1995.

DUAH-GYAMFI, A. et al., Can harvesting for timber in tropical forest enhance timber tree regeneration? **Forest Ecology and Management**, v. 314, p. 26–37, 2014.

FOLEY, J. A. et al., Amazonia revealed: forest degradation and loss of ecosystem goods and services in the Amazon Basin. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 5, n. 1, p. 25-32, 2007.

FRANÇA, F. M. et al., Identifying thresholds of logging intensity on dung beetle communities to improve the sustainable management of Amazonian tropical forests. **Biological Conservation**, v. 216, p. 115-122, 2017.

GAMA, J. R. V. et al., Comparação entre florestas de várzea e de terra firme do Estado do Pará. **Revista Árvore**, v. 29, n. 4, p. 607-616, 2005.

GOLLEY, F. B. et al., Ciclagem de minerais em um ecossistema de floresta tropical úmida. In: **São Paulo: Pedagógica e Universitária**, 1978. 256 p.

HAASE, R. Litterfall and nutrient return in seasonally flooded and non-flooded forest of the Pantanal, Mato Grosso, Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 117, n. 1-3, p. 129-147, 1999.

HERBOHN, J. L.; CONGDON, R. A. Ecosystem dynamics at disturbed and undisturbed sites in north Queensland wet tropical rain forest. II. Litterfall. **Journal of Tropical Ecology**, v. 9, n. 3, p. 365–380, 1993.

IBGE - FUNDAÇÃO INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Manual técnico da vegetação brasileira**. Série manuais Técnicos de Geociências. Rio de Janeiro, 2017, 92 p.

KLINGE, H.; RODRIGUES, W. A. Litter Production in an Area of Amazonian Terra Firme Forest. Part I. Litter-fall, Organic carbon and total Nitrogen Contents of Litter. **Amazoniana**, v. 1, n. 4, p. 287-302, 1968.

KOTTEK, M. et al., World map of the Köppen-Geiger climate classification updated. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 15, n. 3, p. 259-263, 2006.

LANGNER, A.; MIETTINEN, J.; SIEGERT, F. Land cover change 2002–2005 in Borneo and the role of fire derived from MODIS imagery. **Global Change Biology**, v. 13, n. 11, p. 2329-2340, 2007.

LAURANCE, W. F. Emerging Threats to Tropical Forests^{1, 2}. **Annals of the Missouri Botanical Garden**, v. 100, n. 3, p. 159-169, 2015.

LELE, S. Watershed services of tropical forests: from hydrology to economic valuation to integrated analysis. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v.1, n. 2, p. 148-155, 2009.

LEWIS, S. L. et al., Tropical forests and atmospheric carbon dioxide: current conditions and future scenarios. **Avoiding Dangerous Climate Change**, p. 147-153, 2006.

LIMA, R.A.F; GANDOLFI, S. Structure of the herb stratum under different light regimes in the Submontane Atlantic Rain Forest. **Brazilian Journal of Biology**, v. 69, n. 2, p. 289-296, 2009.

LONDE, V.; DE SOUSA, H. C.; KOZOVITS, A. R. Litterfall as an indicator of productivity and recovery of ecological functions in a rehabilitated riparian forest at das velhas river, southeast brazil. **Tropical Ecology**, v. 57, n. 2, p. 355–360, 2016.

LUIZÃO, F. J. Ciclos de nutrientes na Amazônia: respostas às mudanças ambientais e climáticas. **Ciência e Cultura**, v. 59, n. 3, p. 31-36, 2007.

LUIZAO, F. J. Litter production and mineral element input to the forest floor in a Central Amazonian forest. **GeoJournal**, v. 19, n. 4, p. 407–417, 1989.

LUIZÃO, F. J.; SCHUBART, Herbert. O. R. Litter production and decomposition in a terra-firme forest of Central Amazonia. **Experientia**, v. 43, n. 3, p. 259–265, 1987.

MAKARIEVA, A. M. et al., Why does air passage over forest yield more rain? Examining the coupling between rainfall, pressure, and atmospheric moisture content. **Journal of Hydrometeorology**, v. 15, n. 1, p. 411-426, 2014.

MALHI, Y.; GRACE, J. Tropical forests and atmospheric carbon dioxide. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 15, n. 8, p. 332-337, 2000.

MARTIN, P. A. et al., Impacts of tropical selective logging on carbon storage and tree species richness: A meta-analysis. **Forest Ecology and Management**, v. 356, p. 224-233, 2015.

MARTINELLI, L. A.; LINS, S. R. M; DOS SANTOS-SILVA, J. C. Fine litterfall in the Brazilian Atlantic Forest. **Biotropica**, v. 49, n. 4, p. 443–451, 2017.

MARTIUS, C. et al., Litter fall, litter stocks and decomposition rates in rainforest and agroforestry sites in central Amazonia. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 68, n. 2, p. 137-154, 2004.

MATOS, B. R. M.; DA COSTA, A. C. L. Efeito da deficiência hídrica na produção dos componentes da liteira vegetal em floresta tropical nativa na flona Caxiuanã-PA. **Journal of Neotropical Biology**, v. 9, n. 2, p. 24-36, 2012.

MIURA, S. et al., Protective functions and ecosystem services of global forests in the past quarter-century. **Forest Ecology and Management**, v. 352, p. 35-46, 2015.

MORRIS, R. J. Anthropogenic impacts on tropical forest biodiversity: a network structure and ecosystem functioning perspective. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 365, n. 1558, p. 3709-3718, 2010.

MOURA, Patrícia M. et al., Carbon and nutrient fluxes through litterfall at four succession stages of Caatinga dry forest in Northeastern Brazil. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 105, n. 1, p. 25–38, 2016.

MUNIZ, F. H. Flowering and fruiting patterns of the Maranhense Amazon Rainforest trees. **Acta Amazonica**, v. 38, n. 4, p. 617–626, 2008.

NEPSTAD, D. C. et al., Large-scale impoverishment of Amazonian forests by logging and fire. **Nature**, v. 398, n. 6727, p. 505, 1999.

PEIXOTO, K. S. et al., Assessing the effects of rainfall reduction on litterfall and the litter layer in phytophysiognomies of the Amazonia–Cerrado transition. **Brazilian Journal of Botany**, v. 41, n. 3, p. 589-600, 2018.

PERES, C. A.; BARLOW, J.; LAURANCE, W. F. Detecting anthropogenic disturbance in tropical forests. **Trends in ecology & evolution**, v. 21, n. 5, p. 227-229, 2006.

PINTO, A. C. M. et al., Análise de danos de colheita de madeira em floresta tropical úmida sob regime de manejo florestal sustentado na Amazônia Ocidental. **Revista Árvore**, v. 26, n. 4, p. 459-466, 2002.

PUTZ, F. E. et al Tropical forest management and conservation of biodiversity: An overview. **Conservation Biology**, v. 15, n. 1, p. 7–20, 2001.

QUESADA, C. A. et al., Soils of Amazonia with particular reference to the RAINFOR sites. **Biogeosciences**, v. 8, p. 1415–1440, 2011.

RAINFOREST FOUNDATION NORWAY. **State of the rainforest**. Norway, 2014.

SABOGAL, C. et al., **Manejo florestal empresarial na Amazônia Brasileira**. Cifor, 2006.

SANCHES, L. et al., Seasonal and interannual litter dynamics of a tropical semideciduous forest of the southern Amazon Basin, Brazil. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, v. 113, n. 4, p. 1–9, 2008.

SCHWARTZ, G.; FALKOWSKI, V.; PEÑA-CLAROS, M. Natural regeneration of tree species in the Eastern Amazon: Short-term responses after reduced-impact logging. *Forest ecology and management*, v. 385, p. 97-103, 2017.

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

SELLE, G. L. Ciclagem de nutrientes em ecossistemas florestais. *Bioscience Journal*, v. 23, n. 4, 2007.

SELVA, E. C. et al., Litterfall production and fluvial export in headwater catchments of the southern Amazon. *Journal of Tropical Ecology*, v. 23, n. 3, p. 329–335, 2007.

SILVA, J. N. M. et al., Growth and yield of a tropical rain forest in the Brazilian Amazon 13 years after logging. *Forest Ecology and management*, v. 71, n. 3, p. 267-274, 1995.

SPAIN, A. V. Litterfall and the standing crop of litter in three tropical Australian rainforests. *The Journal of Ecology*, p. 947-961, 1984.

UHL, C.; VIEIRA, I. C. G. Ecological impacts of selective logging in the Brazilian Amazon: a case study from the Paragominas region of the state of Pará. *Biotropica*, p. 98-106, 1989.

VALENTINI, C. M. A. et al., Soil respiration and aboveground litter dynamics of a tropical transitional forest in northwest Mato Grosso, Brazil. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, v. 113, n.1, 2008.

VERÍSSIMO, A. et al., Logging impacts and prospects for sustainable forest management in an old Amazonian frontier: the case of Paragominas. *Forest ecology and management*, v. 55, n. 1-4, p. 169-199, 1992.

VITOUSEK, P. M.; SANFORD JR, R. L. Nutrient cycling in moist tropical forest. *Annual review of Ecology and Systematics*, v. 17, n. 1, p. 137-167, 1986.

XIONG, S.; NILSSON, C. Dynamics of leaf litter accumulation and its effects on riparian vegetation: a review. *The Botanical Review*, v. 63, n. 3, p. 240, 1997.

XIONG, S.; NILSSON, C. Dynamics of leaf litter accumulation and its effects on riparian vegetation: a review. *The Botanical Review*, v. 63, n. 3, p. 240, 1997.

YAMAMOTO, S. I. Forest gap dynamics and tree regeneration. *Journal of forest research*, v. 5, n. 4, p. 223-229, 2000.

APÊNDICES

APÊNDICE A- TABELA DE PORCENTAGEM DE COBERTURA DO DOSSEL PARA AS ÁREAS EXPLORADAS E UMA ÁREA CONTROLE NÃO EXPLORADA, OBTIDOS POR MEIO DO APLICATIVO CANOPY APP.

Área	Ponto	Transecto (% de cobertura do dossel)				
		1	2	3	4	5
2003-2004	1	85,431	79,403	80,390	78,471	82,863
	2	86,788	82,613	84,664	82,783	84,972
	3	75,583	77,406	84,600	80,544	78,058
	4	76,305	80,469	79,185	79,295	84,983
2004-2005	1	78,714	84,391	84,119	76,968	82,332
	2	77,685	82,699	81,619	80,336	84,513
	3	81,683	79,069	81,638	79,135	80,176
	4	84,033	86,243	86,769	80,600	79,583
2005-2006	1	79,798	85,407	82,877	88,657	76,336
	2	78,808	87,642	85,935	81,524	81,891
	3	79,596	88,182	84,353	82,075	79,720
	4	88,291	84,854	83,592	81,186	79,789
2009-2010	1	81,798	85,699	90,961	79,980	84,760
	2	84,827	86,448	84,350	88,147	79,415
	3	80,742	87,304	89,088	83,987	73,662
	4	82,916	77,294	78,612	88,427	75,819
2011-2012	1	82,835	78,726	83,205	80,114	81,362
	2	80,950	77,930	78,017	85,864	84,306
	3	77,318	83,626	79,025	91,627	85,564
	4	81,313	77,750	86,123	83,012	85,340
2012-2013	1	85,153	70,116	70,539	74,450	84,750
	2	81,983	87,705	82,230	72,348	72,796
	3	79,295	83,527	70,515	75,852	70,960
	4	86,567	76,571	73,347	78,904	73,520
2013-2014	1	77,437	73,021	82,405	74,273	81,924
	2	78,859	76,440	77,096	81,740	80,067
	3	79,091	75,590	77,461	80,985	72,381
	4	75,956	71,295	76,655	62,178	82,811
2014-2015	1	75,860	75,757	83,148	69,472	72,473
	2	67,182	74,480	74,044	71,006	77,025
	3	83,304	77,995	69,150	74,864	64,710
	4	73,006	78,257	64,907	72,158	78,465
2015-2016	1	50,046	76,509	80,023	78,450	77,467
	2	63,803	80,007	79,291	74,978	85,310
	3	78,084	79,470	72,356	82,780	82,129

	4	80,570	84,595	76,903	81,018	79,965
	1	80,525	81,753	76,820	77,773	77,794
2017-2018	2	77,000	78,068	77,599	81,365	74,513
	3	75,120	81,499	79,785	76,210	71,559
	4	72,644	77,713	73,604	79,920	72,339
	1	77,839	78,658	71,960	77,930	61,243
Controle	2	83,732	79,162	72,175	79,962	62,674
	3	80,102	80,252	82,204	76,540	62,012
	4	80,850	78,482	80,804	80,180	60,923

ANEXOS

ANEXO A – TABELA DE VALORES DE INTENSIDADE DE EXPLORAÇÃO UTILIZADOS EM CADA ÁREA AMOSTRAL FORNECIDOS PELA EMPRESA PRECIOUS WOODS.

ANO	Área de efetivo manejo (ha)	Intensidade de corte (m³/ha)
2003/2004	3151,40	12,14
2004/2005	2967,02	21,74
2005/2006	6515,35	19,43
2009/2010	4998,03	23,27
2011/2012	3886,49	20,36
2012/2013	8898,15	14,50
2013/2014	4624,46	12,89
2014/2016	10675,53	14,49
2015/2016	10962,54	13,11
2016/2017	5865,29	16,22
2017/2018	6559,72	16,88

ANEXO B – TABELA DE VALORES DE PRECIPITAÇÃO MENSAL FORNECIDOS PELO INTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA.

BDMEP - INMET
 Estação: ITACOATIARA - AM (OMM: 82336)
 Latitude (graus): -3.13
 Longitude (graus): -58.43
 Altitude (metros): 40.00
 Estação Operante
 Início de operação: 01/01/1927
 Período solicitado dos dados: 01/06/2018 a 01/05/2019
 Os dados listados abaixo são os que se encontram digitados no BDMEP

Estação	Data	Precipitação Total (mm)
82336	30/06/2018	302,1
82336	31/07/2018	100,6
82336	31/08/2018	25
82336	30/09/2018	85,8
82336	31/10/2018	52,9
82336	30/11/2018	164,9
82336	31/12/2018	231,6
82336	31/01/2019	366,9
82336	28/02/2019	424
82336	31/03/2019	239,9
82336	30/04/2019	380,8
