



NORMA RODRIGUES NUNES DE SENNA

**FUNCIONAMENTO ECOSSISTÊMICO E EXPLORAÇÃO
FLORESTAL EM UMA ÁREA DE MANEJO DE IMPACTO
REDUZIDO NA FLORESTA AMAZÔNICA BRASILEIRA**

LAVRAS – MG

2021

NORMA RODRIGUES NUNES DE SENNA

**FUNCIONAMENTO ECOSISTÊMICO E EXPLORAÇÃO FLORESTAL EM UMA
ÁREA DE MANEJO DE IMPACTO REDUZIDO NA FLORESTA AMAZÔNICA
BRASILEIRA**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada, área de concentração em Ecologia e Conservação de Recursos em Paisagens Fragmentadas e Agrossistemas, para a obtenção do título de Mestre.

Prof. Dr. Luiz Fernando Silva Magnago

Orientador

LAVRAS – MG

2021

Ficha catalográfica elaborada pelo Sistema de Geração de Ficha Catalográfica da Biblioteca
Universitária da UFLA, com dados informados pelo(a) próprio(a) autor(a).

Senna, Norma Rodrigues Nunes de.

Funcionamento ecossistêmico e exploração florestal em uma
área de manejo de impacto reduzido na Floresta Amazônica
brasileira / Norma Rodrigues Nunes de Senna. - 2021.

61 p. : il.

Orientador(a): Luiz Fernando Silva Magnago.

Dissertação (mestrado acadêmico) - Universidade Federal de
Lavras, 2021.

Bibliografia.

1. Ecologia. 2. Conservação de Florestas Tropicais. 3.
Biomassa acima do solo. I. Magnago, Luiz Fernando Silva. II.
Título.

NORMA RODRIGUES NUNES DE SENNA

**FUNCIONAMENTO ECOSSISTÊMICO E EXPLORAÇÃO FLORESTAL EM UMA
ÁREA DE MANEJO DE IMPACTO REDUZIDO NA FLORESTA AMAZÔNICA
BRASILEIRA**

**ECOSYSTEM FUNCTIONING AND FOREST EXPLORATION IN A
MANAGEMENT AREA WITH REDUCED IMPACT ON THE BRAZILIAN
AMAZON FOREST**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada, para obtenção do título de mestre.

APROVADA em 30 de junho de 2021.

Dr^(a). Luiz Fernando Silva Magnago, Universidade Federal de Lavras

Dr^(a). Daniel Piotto, Universidade Federal do Sul da Bahia

Dr^(a). Luiz Fernandes Silva Dionísio, Universidade Estadual da Região Tocantina do Maranhão

Prof. Dr(a). Luiz Fernando Silva Magnago
Orientador(a)

**LAVRAS-MG
2021**

À minha família, por estarem sempre ao meu lado,

Dedico.

AGRADECIMENTOS

Esta dissertação representa o fechamento de um ciclo muito importante na minha vida e como todo ciclo, o mestrado foi um processo cercado de muito aprendizado, memórias e saudades. E este percurso, como tantos na vida, não percorri sozinha.

Apesar de minha gratidão ser extensiva a muitos, é necessário fazer um agradecimento especial a alguns nomes, pois há pessoas que estiveram mais presentes nessa vivência do que outras. Para começar eu agradeço imensamente aos meus pais Paulo e Afra e as minhas irmãs Patricia e Livia, pois grande parte do que sou hoje e a perseverança que tive para seguir nesse caminho é graças as relações existentes entre nós e ao forte apoio que tive de vocês e a paciência que tiveram comigo. Agradeço também ao meu filho Pedro, que desde o início sempre foi a minha fonte de busca por força e hoje compartilha comigo todos os momentos, sejam eles de alegrias ou de angustias.

Agradeço a todas as amigas que se fizeram presentes, mesmo que esta presença tenha sido a distância e puderam me dar ainda mais força para prosseguir. Em especial ao meu amigo Victor, obrigada por me suportar nos momentos de angustia e mais ainda pelos momentos de alegria partilhados. Aos amigos Ana Ligo, Hugo, Matheus e a todos os colegas da turma PPG Eco 2019 por compartilhar desde os momentos difíceis do mestrado até aquele cafezinho na cantina e almoço no RU.

E nesta busca por conhecimento agradeço primeiramente ao meu orientador, Luiz Fernando Silva Magnago, por contribuir na minha formação e me proporcionar oportunidades de aprendizado ao longo destes anos.

Agradeço também ao Torbjørn Haugaasen pelo apoio e desenvolvimento do projeto de pesquisa na Amazônia com parceria com a Norwegian University of Life Sciences. Agradeço também minha parceira de campo Malin S. Aannestad pelas experiências e conhecimentos compartilhados.

Agradeço também todos os professores que fazem parte do departamento de Ecologia Aplicada da UFLA pela entrega nas disciplinas e por contribuírem de forma tão plena no meu crescimento profissional.

Agradeço também à pesquisadora Marcela Pyles por sua ajuda com as análises estatísticas e pelas significativas considerações no texto.. Toda minha gratidão!!

Agradeço também ao pesquisador Guilherme Alvarenga pelas trocas de conhecimento, revisões em textos acadêmicos, análises estatísticas e construção de gráficos. Obrigada por toda atenção e disponibilidade em ajudar.

A empresa Benevides, em especial a engenheira florestal Ana Lucia Vilhena Muniz, ao técnico florestal Antônio Cruz, ao gerente geral Marden, gerente de exploração Marconi e todos os funcionários que de certa forma me acolheram no momento em que eu realizava meu campo e puderam contribuir com o desenvolvimento deste projeto.

Ao Laboratório de Ecologia Florestal Aplicada e Silvicultura (LEAFS), alunos, pesquisadores e professores, pela troca de conhecimento e por armazenarem as amostras que foram coletadas.

Agradeço também aos membros participantes da banca, Dr. Daniel Piotto e Dr. Luiz Fernandes pela disponibilidade em integrar a banca e também pelas considerações relevantes realizadas.

Agradeço também à Universidade Federal de Lavras, Norwegian University of Life Sciences, Empresa Benevides, Universidade Federal do Sul da Bahia pelo apoio técnico, científico e financeiro, fornecidos durante a realização do projeto de campo na Amazônia.

O presente trabalho foi realizado com o apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.

“A natureza é o único livro que oferece um conteúdo valioso em todas as suas folhas”.

Johann Goethe

RESUMO

As regiões tropicais são ecossistemas extremamente ricos em espécies e desempenham papel essencial na regulação de ciclos biogeoquímicos. A Floresta Amazônica representa a maior área remanescente de floresta tropical intacta e o bioma mais rico em espécies da Terra. Apesar de sua grande importância, mudanças ambientais em larga escala, dentre elas as mudanças no uso da terra e mudanças climáticas, ameaçam esses e outros tantos serviços ecossistêmicos fornecidos. A extração seletiva de madeira é considerada a mudança mais ampla de uso do solo nos ecossistemas tropicais e uma maneira promissora de evitar a devastação da Amazônia é o desenvolvimento do manejo florestal de baixo impacto, utilizando técnicas que reduzam os impactos ao meio ambiente. Com o objetivo de compreender os efeitos das características funcionais na exploração florestal e o impacto na biomassa acima do solo e estoques de carbono florestal, avaliamos como os diferentes tipos de exploração madeireira influenciam as características que maximizam o funcionamento ecossistêmico e as que maximizam a exploração florestal. O estudo foi desenvolvido na Floresta Nacional de Caxiuanã, no estado do Pará, em área de Manejo Florestal de baixo impacto. Realizamos um censo florestal, onde todas as espécies arbóreas vivas com diâmetro à altura do peito \geq a 32 cm foram amostradas, totalizando 32.926 indivíduos, pertencentes à 117 espécies. Analisamos também as características como qualidade e altura do fuste, densidade da madeira, biomassa acima do solo e estoque de carbono e subdividimos as espécies em classe de acordo com o potencial de exploração (i.e substitutas, exploradas e não exploradas). Verificamos uma relação entre biomassa acima do solo (AGB) e os traços funcionais do Funcionamento Ecossistêmico, afetados negativamente pela riqueza e equitabilidade funcional, indicando que quanto mais similares forem os traços funcionais das espécies, maior será a biomassa florestal. Já para os índices de diversidade funcional medidos pela a Riqueza Funcional (FRic) e a Equitabilidade Funcional (FEve), encontramos efeito positivo para o Funcionamento Ecossistêmico, quando mantemos as funções interessantes para Exploração Florestal. Como aplicação importante para a conservação, nosso resultado indica que as políticas públicas que visam a proteção da biomassa florestal como por exemplo REDD+, não são suficientes para garantir a proteção da biodiversidade florestal, pois áreas com altos valores de AGB possuem pouca diversidade funcional.

Palavras-chave: Diversidade Funcional, REDD+, Riqueza Funcional, Equitabilidade Funcional

ABSTRACT

Tropical regions are extremely species-rich ecosystems and play an essential role in regulating biogeochemical cycles. The Amazon Rainforest represents the largest remaining area of intact tropical rainforest and the most species-rich biome on Earth. Despite their great importance, large-scale environmental changes, including changes in land use and climate change, threaten these and many other ecosystem services provided. Selective logging is considered the most widespread land use change in tropical ecosystems and a promising way to avoid Amazon devastation is the development of low-impact forest management, using techniques that reduce impacts on the environment. In order to understand the effects of functional characteristics on forest exploitation and the impact on aboveground biomass and forest carbon stocks, we assess how different types of logging influence the characteristics that maximize ecosystem functioning and those that maximize forest exploitation. The study was carried out in the Caxiuanã National Forest, in the state of Pará, in a low-impact Forest Management area. We carried out a forest census, where all living tree species with diameter at breast height ≥ 32 cm were sampled, totaling 32,926 individuals, belonging to 117 species. We also analyzed characteristics such as stem quality and height, wood density, aboveground biomass and carbon stock and subdivided species into class according to exploitation potential (ie substitutes, exploited and unexploited). We verified a relationship between aboveground biomass (AGB) and functional traits of Ecosystem Functioning, negatively affected by richness and functional evenness, indicating that the more similar the functional traits of the species, the greater the forest biomass. As for the functional diversity indices measured by functional richness (FRic) and functional evenness (FEve), we found a positive effect for Ecosystem Functioning, when we maintain the interesting functions for Forest Exploitation. As an important application for conservation, our result indicates that public policies aimed at protecting forest biomass, such as REDD+, are not sufficient to guarantee the protection of forest biodiversity, as areas with high AGB values have little functional diversity.

Keywords: Functional Diversity, REDD+, Functional Richness, Functional Evenness

LISTA DE FIGURAS

- FIGURA 1 - Mapa mostrando a extensão territorial da Floresta Nacional de Caxiuanã e subdivisões autorizadas para corte seletivo de madeira, sendo definidas por Unidade de Manejo Florestal I (UMF I), Unidade de Manejo Florestal II (UMF II) e Unidade de Manejo Florestal III (UMF III).....23
- FIGURA 2. Mapa da delimitação da área de estudo e as divisões das Unidades de Trabalho (UT), contendo todos indivíduos arbóreos amostrados na Floresta Nacional da Caixuanã, no estado do Pará.....25
- FIGURA 3 - Resultado da matriz de distâncias da composição de espécies das classes de exploração (não exploradas e exploradas, valor de r^2 - 0.247, valor de p - 0.001; exploradas e substitutas, valor de r^2 - 0.230, valor de p - 0.002; substitutas e não exploradas, valor de r^2 - 0.048, valor de p - 0.006) pelo teste pairwise.adonis, utilizando o método Bray-Curtis.....32
- GRÁFICO 1 - Efeito das categorias de exploração (explorada, não explorada e substituta) sobre a somatória dos valores de biomassa acima do solo (AGB – ton/ha) (AIC: 662033; $p < 0.001$).....33
- GRÁFICO 2: Correlação de Pearson para Funcionamento Ecosistêmico, valores das correlações entre as variáveis altura comercial do fuste (HF), biomassa acima do solo (AGB), densidade da madeira (WD), qualidade do fuste (QF), grupo de diversidade funcional (GRUPO_DF). Valor de $p = <0,001$; Valor de correlação = 0.633.....34
- GRÁFICO 3: Correlação de Pearson para exploração florestal, valores das correlações entre as variáveis de diâmetro acima do peito (DAP), altura comercial do fuste (HF), densidade da madeira (WD), qualidade do fuste (QF), grupo de diversidade funcional (GRUPO_DF). Valor de $p <0.001$; valor de correlação = 0.7619567.....35
- GRÁFICO 4: Análise de Coordenadas Principais (PCoA) das características funcionais das espécies (altura comercial do fuste (HF), densidade da madeira (WD), biomassa acima do solo (AGB), Estocagem de Carbono (C) e qualidade do fuste (QF), relacionadas às classes de exploração (Exploradas, N. Exploradas e Substitutas); Eixo 1 da PCoA explica 66,01% das

variações e Eixo 2 da PCoA explica um total acumulado de 82,09% das variações.....36

GRÁFICO 5: Gráfico do resultado da regressão linear múltipla da biomassa acima do solo (AGB ton/ha) em função dos índices funcionais de riqueza funcional (FRic) e equitabilidade funcional (FEve) do funcionamento ecossistêmico (5a – FRic $t = -2.173$, $p = 0.0433$) (5b - FEve $t = -2.369$, $p = 0.0292$).....37

GRÁFICO 6: Gráfico do resultado da Regressão Linear da análise de Diversidade Funcional (DF), onde analisamos FRic, FEve, FDiv e FDis da Exploração Florestal em função do Funcionamento Ecossistêmico para as 20 Áreas de Tratamento (UT)..... 38

LISTA DE TABELAS

TABELA 1: Tabela descritiva contendo as características da estrutura e composição de espécies avaliadas e considerações importantes para elucidar melhor as análises e resultados.....27

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	20
2. MATERIAIS E MÉTODOS	22
2.1 Área de Estudo	22
2.2 Coleta de dados	24
2.3 Altura comercial da madeira.....	26
2.4 Densidade da madeira.....	26
2.5 Biomassa acima do solo (AGB).....	26
2.6 Características funcionais das árvores.....	27
2.7 Grupos funcionais.....	28
3. ANÁLISES DE DADOS.....	28
4. RESULTADOS.....	31
5. DISCUSSÃO.....	38
6. IMPLICAÇÕES PARA O MANEJO FLORESTAL.....	42
7. CONCLUSÃO.....	43
REFERÊNCIAS.....	44
MATERIAL SUPLEMENTAR.....	48

REFERENCIAL TEÓRICO

As regiões tropicais abrigam ecossistemas extremamente ricos em espécies e que desempenham papel essencial na regulação de ciclos biogeoquímicos (SCHÖNGART et al., 2017). As florestas tropicais hospedam mais de 40.000 espécies de árvores e armazenam cerca de 60% do total de biomassa florestal global (BRIENEN; SCHÖNGART; ZUIDEMA, 2016). Dada essa importância, é essencial entender como as florestas respondem aos diversos impactos antrópicos, como exploração ilegal de madeira, perda de habitat e mudanças climáticas (LEWIS; EDWARDS; GALBRAITH, 2015). Compreender estas relações possibilita avaliar as mudanças na dinâmica da florestal, assim como as taxas de mortalidade, recrutamento e crescimento (DIONISIO et al., 2017). No entanto, isso requer informações sobre a produtividade florestal e a dinâmica de longo prazo das florestas tropicais (BRIENEN; SCHÖNGART; ZUIDEMA, 2016).

A Floresta Amazônica representa a maior área remanescente de floresta tropical intacta e o bioma mais rico em biodiversidade na Terra, cobrindo aproximadamente 5 milhões de km² e abrigando mais de 10.000 espécies arbóreas (TER STEEGE et al., 2019). Destas, 8.049 espécies foram identificadas taxonomicamente e catalogadas em herbários (TER STEEGE et al., 2019). Apesar de tamanha importância, mudanças ambientais em larga escala, dentre elas as mudanças no uso da terra e mudanças climáticas, ameaçam esses e outros tantos serviços ecossistêmicos fornecidos (LE QUÉRÉ et al., 2018).

Atividades de exploração seletiva de madeira degradaram entre 2000 e 2005 um total de 20% das florestas tropicais em todo o mundo, e até 2017, cerca de 400 milhões de hectares de florestas tropicais estavam sob concessão de empresas madeireiras para serem exploradas nos próximos anos (COSSET; EDWARDS, 2017). Um dos problemas emergentes sobre a gestão dos sistemas silviculturais adotados no manejo florestal de impacto reduzido é a necessidade de melhorias nas práticas de conservação e restauração, considerando as consequências das atividades de manejo para a diversidade de características taxonômicas e funcionais (SIST et al., 2014), sendo os traços funcionais os atributos biológicos de organismos que influenciam a aptidão e que moldam as propriedades do ecossistema (BARALOTO et al., 2012).

Compreender como as características funcionais das comunidades respondem à fragmentação e qual o impacto no funcionamento do ecossistema são etapas importantes para avaliar os efeitos a longo prazo e os valores de conservação dos fragmentos florestais

(MAGNAGO et al., 2014). Abordagens funcionais podem nos ajudar a entender os efeitos da perturbação no funcionamento do ecossistema, particularmente no contexto da conservação da biodiversidade tropical (EDWARDS et al., 2014a).

Uma maneira promissora de evitar a devastação da Amazônia e outras florestas tropicais é o desenvolvimento de exploração sustentável dos recursos madeireiros em áreas onde a gestão de recursos madeireiros é contínua (ANDRADE et al., 2019). O formato das concessões de exploração madeireira possíveis são o corte seletivo de espécies arbóreas, através de sistema policíclico, combinado com o conceito de exploração de impacto reduzido (EIR), que tem sido promovido como modelo de gestão sustentável de florestas (ANDRADE et al., 2019). Medidas de EIR estão relacionadas principalmente às melhorias nas técnicas e logísticas da exploração madeireira e não devem ser confundidas com medidas ecologicamente corretas e gestão sustentável dos recursos madeireiros.

Um dos principais obstáculos ao manejo sustentável de florestas tropicais é a obtenção de dados confiáveis sobre a idade das espécies arbóreas e suas taxas de crescimento para determinar os volumes máximos de extração e ciclos de derrubada (BRIENEN; SCHÖNGART; ZUIDEMA, 2016; ANDRADE et al., 2019). Atualmente, o manejo florestal na Amazônia brasileira não leva em consideração a variação no crescimento das árvores entre diferentes espécies e ambientes (SCHÖNGART et al., 2017) levando frequentemente a altas taxas de exploração madeireira e pouca regeneração e recuperação da biomassa colhida (ANDRADE et al., 2019). O Manejo Florestal praticado na Amazônia brasileira é definido pelo Código Florestal nº12.651, de 25 de maio de 2012, e os procedimentos técnicos, definidos pela Instrução Normativa 005 de 11 de dezembro de 2006, do Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis (IBAMA), que estabelecem um sistema policíclico, com ciclos de abate baseados na intensidade e produtividade da colheita, variando de 25 a 35 anos e como critério de corte, a árvore deve apresentar um diâmetro mínimo de extração de 50 centímetros, com variação para algumas espécies definidas por legislação.

Assim, o manejo florestal de impacto reduzido, é considerado uma das alternativas promissoras para o uso sustentável da terra. Através deles as florestas podem fornecer continuamente benefícios econômicos, ecológicos e sociais, mediante um planejamento para o aproveitamento dos recursos madeireiros e não madeireiros disponíveis (CUTRIM CARVALHO et al., 2018). A percepção emergente é que as práticas de conservação e restauração podem ser melhoradas quando as consequências das atividades de manejo são

consideradas, incluindo a perda de diversidade taxonômica e funcional, sendo os traços funcionais os atributos biológicos de organismos que influenciam a aptidão e que moldam as propriedades do ecossistema (BARALOTO et al., 2012).

No entanto, entender como as mudanças na biodiversidade florestal podem modificar os principais processos ecológicos responsáveis pelo funcionamento, integridade e manutenção dos ecossistemas florestais ainda é um desafio na gestão de florestas. O conhecimento sobre estas ligações e relações entre as funções e serviços do ecossistema são importantes para que os gestores florestais ou formuladores de políticas públicas possam utilizar essas informações como uma melhoria na gestão e garantia de preservação da biodiversidade responsável por prover bens e serviços benéficos para a economia e o bem-estar humano (BROCKERHOFF et al., 2017).

REFERÊNCIAS

- ANDRADE, V. H. F. et al. Growth models for two commercial tree species in upland forests of the Southern Brazilian Amazon. **Forest Ecology and Management**, v. 438, n. February, p. 215–223, 2019.
- ASNER, G. P. et al. Ecology: Selective logging in the Brazilian Amazon. **Science**, v. 310, n. 5747, p. 480–482, 2005.
- ASNER, G. P. et al. Condition and fate of logged forests in the Brazilian Amazon. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 103, n. 34, p. 12947–12950, 2006.
- ASNER, G. P. et al. A contemporary assessment of change in humid tropical forests. **Conservation Biology**, v. 23, n. 6, p. 1386–1395, 2009.
- BARALOTO, C. et al. Disentangling stand and environmental correlates of aboveground biomass in Amazonian forests. **Global Change Biology**, v. 17, n. 8, p. 2677–2688, 2011.
- BARALOTO, C. et al. Contrasting taxonomic and functional responses of a tropical tree community to selective logging. **Journal of Applied Ecology**, v. 49, n. 4, p. 861–870, 2012.
- BARLOW, J. et al. Large tree mortality and the decline of forest biomass following Amazonian wildfires. **Ecology Letters**, v. 6, n. 1, p. 6–8, 2003.
- BRIENEN, R. J. W.; SCHÖNGART, J.; ZUIDEMA, P. A. Tree Rings in the Tropics: Insights into the Ecology and Climate Sensitivity of Tropical Trees. p. 439–461, 2016.
- BRIENEN, R. J. W.; ZUIDEMA, P. A.; DURING, H. J. Autocorrelated growth of tropical forest trees: Unraveling patterns and quantifying consequences. **Forest Ecology and Management**, v. 237, n. 1–3, p. 179–190, 2006.
- BROCKERHOFF, E. G. et al. Forest biodiversity, ecosystem functioning and the provision of ecosystem services. **Biodiversity and Conservation**, v. 26, n. 13, p. 3005–3035, 2017.
- BRYAN, J. et al. Impact of logging on aboveground biomass stocks in lowland rain forest, Papua New Guinea. **Ecological Applications**, v. 20, n. 8, p. 2096–2103, 2010.
- CERULLO, G. R.; EDWARDS, D. P. Actively restoring resilience in selectively logged tropical forests. **Journal of Applied Ecology**, v. 56, n. 1, p. 107–118, 2019.
- CHAVE, J. et al. Towards a worldwide wood economics spectrum. **Ecology Letters**, v. 12, n. 4, p. 351–366, 2009.
- CHAVE, J. et al. Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. **Global Change Biology**, v. 20, n. 10, p. 3177–3190, 2014.
- CORNELISSEN, J. H. C. et al. A handbook of protocols for standardised and easy measurement of plant functional traits worldwide. **Australian Journal of Botany**, v. 51, n. 4, p. 335–380, 2003.
- COSSET, C. C. P.; EDWARDS, D. P. The effects of restoring logged tropical forests on avian phylogenetic and functional diversity. **Ecological Applications**, v. 27, n. 6, p. 1932–

1945, 2017.

COSTANZA, R. et al. Changes in the global value of ecosystem services. **Global Environmental Change**, v. 26, n. 1, p. 152–158, 2014.

CUTRIM CARVALHO, A. et al. Dynamics of Forest Deforestation in the Amazon of Pará: an Approach Centered in Space Econometry. **International Journal of Development Research**, v. 08, n. 06, p. 21260–21270, 2018.

DA COSTA, A. C. L. et al. Variabilidade média do perfil da temperatura e da umidade relativa do ar em uma floresta tropical chuvosa na Amazônia brasileira Average variability of temperature and relative humidity of the air in a tropical rain forest in the Brazilian Amazon. **Bol. Mus. Para. Emílio Goeldi. Cienc. Nat.**, v. 13, n. 2, p. 261–269, 2018.

DANIEL, B.; GILLET, F.; LEGENDRE, P. **Numerical Ecology with R**. [s.l.] Springer New York Dordrecht London Heidelberg ©, 2011.

DAUBER, E.; FREDERICKSEN, T. S.; PEÑA, M. Sustainability of timber harvesting in Bolivian tropical forests. **Forest Ecology and Management**, v. 214, n. 1–3, p. 294–304, 2005.

DE ASSIS, R. L. et al. Patterns of floristic diversity and composition in floodplain forests across four Southern Amazon river tributaries, Brazil. **Flora: Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants**, v. 229, n. September, p. 124–140, 2017.

DIONISIO, L. F. S. et al. Mortality of stocking commercial trees after reduced impact logging in eastern Amazonia. **Forest Ecology and Management**, v. 401, p. 1–7, 2017.

EDWARDS, D. P. et al. Land-sharing versus land-sparing logging: Reconciling timber extraction with biodiversity conservation. **Global Change Biology**, v. 20, n. 1, p. 183–191, 2014a.

EDWARDS, D. P. et al. Maintaining ecosystem function and services in logged tropical forests. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 29, n. 9, p. 511–520, 2014b.

ELLIS, P. W. et al. Reduced-impact logging for climate change mitigation (RIL-C) can halve selective logging emissions from tropical forests. **Forest Ecology and Management**, v. 438, n. February, p. 255–266, 2019.

FAUSET, S. et al. Hyperdominance in Amazonian forest carbon cycling. **Nature communications**, v. 6, p. 6857, 2015.

FOTIS, A. T. et al. Above-ground biomass is driven by mass-ratio effects and stand structural attributes in a temperate deciduous forest. **Journal of Ecology**, v. 106, n. 2, p. 561–570, 2018.

GIBBS, H. K. et al. Monitoring and estimating tropical forest carbon stocks: making REDD a reality. **Environmental Research Letters**, v. 2, n. 4, p. 045023, out. 2007.

GRISCOM, B. W. et al. Natural climate solutions. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 114, n. 44, p. 11645–11650, 2017.

JOLY, C. A.; METZGER, J. P.; TABARELLI, M. Experiences from the Brazilian Atlantic Forest: ecological findings and conservation initiatives. **The New phytologist**, v. 204, n. 3, p. 459–73, 2014.

KING, D. A. et al. The role of wood density and stem support costs in the growth and mortality of tropical trees. **Journal of Ecology**, v. 94, n. 3, p. 670–680, 2006.

- LALIBERTÉ, E. et al. Land-use intensification reduces functional redundancy and response diversity in plant communities. **Ecology Letters**, v. 13, n. 1, p. 76–86, 2010.
- LALIBERTÉ, E.; LEGENDRE, P. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. **Ecology**, v. 91, n. 1, p. 299–305, 2010.
- LE QUÉRÉ, C. et al. Global Carbon Budget 2017. **Earth System Science Data**, v. 10, n. 1, p. 405–448, mar. 2018.
- LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. **Numerical Ecology**. 3. ed. Oxford, UK.: Elsevier, 2012.
- LEWIS, S. L.; EDWARDS, D. P.; GALBRAITH, D. Increasing human dominance of Tropical Forests. **Science**, v. 349, n. 6250, p. 827–832, 2015.
- MAGNAGO, L. F. S. et al. Functional attributes change but functional richness is unchanged after fragmentation of Brazilian Atlantic forests. **Journal of Ecology**, v. 102, n. 2, p. 475–485, 2014.
- MAGNAGO, L. F. S. et al. Would protecting tropical forest fragments provide carbon and biodiversity cobenefits under REDD+? **Global Change Biology**, v. 21, n. 9, p. 3455–3468, 2015.
- MAGNAGO, L. F. S. et al. Do fragment size and edge effects predict carbon stocks in trees and lianas in tropical forests? **Functional Ecology**, n. 31, p. 542–552, 2017.
- MARSHALL, A. R. et al. Measuring and modelling above-ground carbon and tree allometry along a tropical elevation gradient. **Biological Conservation**, v. 154, p. 20–33, 2012.
- MASON, N. W. H. et al. A functional approach reveals community responses to disturbances. **Journal of Ecology**, v. 28, n. 3, p. 167–177, 2013.
- PAVOINE, S. et al. On the challenge of treating various types of variables: Application for improving the measurement of functional diversity. **Oikos**, v. 118, n. 3, p. 391–402, 2009.
- PHILLIPS, O. L. et al. Changes in the carbon balance of tropical forests: Evidence from long-term plots. **Science**, v. 282, n. 5388, p. 439–442, 1998.
- PHILLIPS, O. L. et al. Field manual for plot establishment and remeasurement. ([Http://www.Geog.Leeds.Ac.Uk/Projects/Rainfor/](http://www.Geog.Leeds.Ac.Uk/Projects/Rainfor/)), 2010.
- PIPONIOT, C. et al. Carbon recovery dynamics following disturbance by selective logging in amazonian forests. **eLife**, v. 5, n. DECEMBER2016, 2016.
- PUGH, T. A. M. et al. Role of forest regrowth in global carbon sink dynamics. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 116, n. 10, p. 4382–4387, 2019.
- PUTZ, F. E. et al. Reduced-impact logging: Challenges and opportunities. **Forest Ecology and Management**, v. 256, n. 7, p. 1427–1433, 2008.
- RUIZ-JAEN, M. C.; POTVIN, C. Can we predict carbon stocks in tropical ecosystems from tree diversity? Comparing species and functional diversity in a plantation and a natural forest. **New Phytologist**, v. 189, n. 4, p. 978–987, 2011.
- SCHÖNGART, J. Growth-Oriented Logging (GOL): A new concept towards sustainable forest management in Central Amazonian várzea floodplains. **Forest Ecology and Management**, v. 256, n. 1–2, p. 46–58, 2008.

SCHÖNGART, J. et al. **Dendroecological Studies in the Neotropics: History, Status and Future Challenges**. [s.l: s.n.].

SIST, P. et al. Large trees as key elements of carbon storage and dynamics after selective logging in the Eastern Amazon. **Forest Ecology and Management**, v. 318, p. 103–109, 2014.

TER STEEGE, H. et al. Towards a dynamic list of Amazonian tree species. **Scientific Reports**, v. 9, n. 1, p. 1–5, 2019.

TYUKAVINA, A. et al. Types and rates of forest disturbance in Brazilian Legal Amazon, 2000–2013. **Science Advances**, v. 3, n. 4, p. 1–15, 2017.

VAN DER SANDE, M. et al. Old- growth Neotropical forests are shifting in species and trait composition. **Ecological Monographs**, v. 86, n. 2, p. 228–243, 2016.

VATN, A.; VEDEL, P. O. National governance structures for REDD+. **Global Environmental Change**, v. 23, n. 2, p. 422–432, 2013.

VILLÉGER, S.; MASON, N. W. H.; MOUILLOT, D. New multidimensionale functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. **Ecology**, v. 89, n. 8, p. 2290–2301, 2008.

WALKER, W. S. et al. The role of forest conversion, degradation, and disturbance in the carbon dynamics of Amazon indigenous territories and protected areas. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 117, n. 6, p. 3015–3025, 2020.

WEST, T. A. P.; VIDAL, E.; PUTZ, F. E. Forest biomass recovery after conventional and reduced-impact logging in Amazonian Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 314, n. February, p. 59–63, 2014.

WRIGHT, S. J. et al. Functional traits and the growth-mortality trade-off in tropical trees. **Ecology**, v. 91, n. 12, p. 3664–3674, 2010.

YUAN, Z. et al. Aboveground carbon storage is driven by functional trait composition and stand structural attributes rather than biodiversity in temperate mixed forests recovering from disturbances. **Annals of Forest Science**, v. 75, n. 3, 2018.

**FUNCIONAMENTO ECOSISTÊMICO E EXPLORAÇÃO FLORESTAL EM UMA
ÁREA DE MANEJO DE IMPACTO REDUZIDO NA FLORESTA AMAZÔNICA
BRASILEIRA**

1. INTRODUÇÃO

As florestas tropicais abrigam mais da metade da biodiversidade da Terra e têm importante influência no sistema climático, sendo responsáveis por armazenar grande quantidade de carbono global, com valores que variam de 158 a 324 Pg de Carbono (GIBBS et al., 2007). No entanto, essas florestas vem sofrendo crescente influência humana, alterando sua saúde e o fornecimento de suas funções e serviços ecossistêmicos (LEWIS; EDWARDS; GALBRAITH, 2015). A exploração madeireira é um dos principais motores da mudança do uso da terra nos trópicos, atingindo aproximadamente 20% das florestas tropicais (ASNER et al., 2009; TYUKAVINA et al., 2017). Além disso, mais de 400 milhões de hectares de florestas tropicais estão sob concessão de empresas madeireiras e devem ser exploradas nos próximos anos (COSSET; EDWARDS, 2017). Assim, uma melhor compreensão de como essa atividade afeta os estoques de carbono no tempo e no espaço é urgente (DE ASSIS et al., 2019).

As técnicas de exploração de impacto reduzido (EIR) buscam mitigar os efeitos da extração florestal, tornando este processo o mais próximo ao ambiente original. Entre as diretrizes adotadas para minimizar os danos residuais, temos o mapeamento de árvores e planejamento de estradas e trilhas pré-exploração e o uso de técnicas de corte adequadas (PUTZ et al., 2008). Quando aplicada, a EIR pode reduzir em até 50% os danos residuais causados pela atividade, o que pode significar uma redução nas emissões de mais 0.16 Gt de carbono por ano se aplicado nos mais de 400 milhões de hectares de florestas tropicais que estarão sendo cortados nos próximos anos (Putz et al., 2008). Infelizmente, a obtenção de dados confiáveis sobre a idade das espécies arbóreas e suas taxas de crescimento para determinar os volumes máximos de extração e ciclos de corte é ainda um dos principais obstáculos para a utilização em larga escala do manejo florestal de baixo impacto (BRIENEN; SCHÖNGART; ZUIDEMA, 2016; ANDRADE et al., 2019).

Assim, existe uma necessidade eminente de tentar quantificar e prever os efeitos da exploração madeireira sobre o funcionamento ecossistêmico, orientando os esforços para a conservação e gestão dos recursos ambientais, de forma a garantir também o sustento das comunidades locais que se beneficiam da exploração, aliada a uma economia sustentável. A hipótese que os processos responsáveis pela manutenção dos serviços do ecossistema dependem não da riqueza de espécies e sim da variedade de características funcionais tem

sido um importante impulsionador na ecologia funcional de plantas (LALIBERTÉ et al., 2010).

O funcionamento dos ecossistemas florestais pode ser medido pelo seu potencial em estocar biomassa e carbono acima do solo ao longo dos anos e alguns traços funcionais são fundamentais neste processo (FAUSET et al., 2015; RUIZ-JAEN; POTVIN, 2011). Altos valores de estoques de biomassa são normalmente encontrados onde as espécies arbóreas apresentam alto valores de densidade da madeira, tamanho da semente, tamanho da área foliar e altura máxima do indivíduo (WRIGHT et al., 2010). Estes traços são fundamentais não somente para o provimento de estoque de biomassa acima do solo, mas responsável também por importantes processos como ciclos biogeoquímicos, história de vida, capacidade de dispersão, capacidade de crescimento, competição, tolerância a pragas e doenças (CORNELISSEN et al., 2003, CHAVE et al., 2009; WRIGHT et al., 2010; MAGNAGO et al., 2017).

Por outro lado, o potencial econômico de espécies arbóreas para fins madeireiros também visa características específicas e que conferem maior valor ao indivíduo arbóreo. A densidade madeira que confere aos produtos obtidos resistência e durabilidade, a forma do fuste responsável pelo maior aproveitamento da madeira e altura comercial importante para o volume total produzido (SCOLFORO et al., 1996). Desta forma, pode-se entender que se houver relação positiva entre os traços importantes para o funcionamento do ecossistema florestal com traços importantes para exploração florestal, impactos importantes para manutenções da biomassa florestal devem ser esperados.

Nesse estudo, o objetivo é avaliar o potencial de estocagem de carbono de árvores submetidas à diferentes classificações de exploração madeireira (i.e substitutas, exploradas e não exploradas) e analisar as características funcionais, em uma área destinada ao manejo madeireiro de baixo impacto na Amazônia brasileira.

Para isso, analisamos altura do fuste, densidade da madeira, qualidade do fuste e biomassa acima do solo das árvores, buscando compreender os efeitos das características funcionais na exploração e o impacto na biomassa acima do solo e estoques de carbono florestal. Mais especificamente, foi avaliado como as diferentes classificações de exploração madeireira influenciam as características que maximizam o funcionamento ecossistêmico e as que maximizam a exploração florestal. Para isso, as perguntas que pretendemos responder são: (i) A composição das espécies na área explorada é diferente das espécies na área não

explorada? (ii) Em qual das classes de exploração (i.e exploradas, não exploradas e substitutas) os indivíduos arbóreos possuem maiores estoques de biomassa acima do solo e conseqüentemente maior estoque de carbono? (iii) Como grupos funcionais do funcionamento ecossistêmico e da exploração florestal se diferenciam? (iv) A diversidade funcional necessária para a manutenção do melhor funcionamento ecossistêmico é afetada pela diversidade de funções importantes para a exploração florestal?

2. MATERIAIS E MÉTODOS

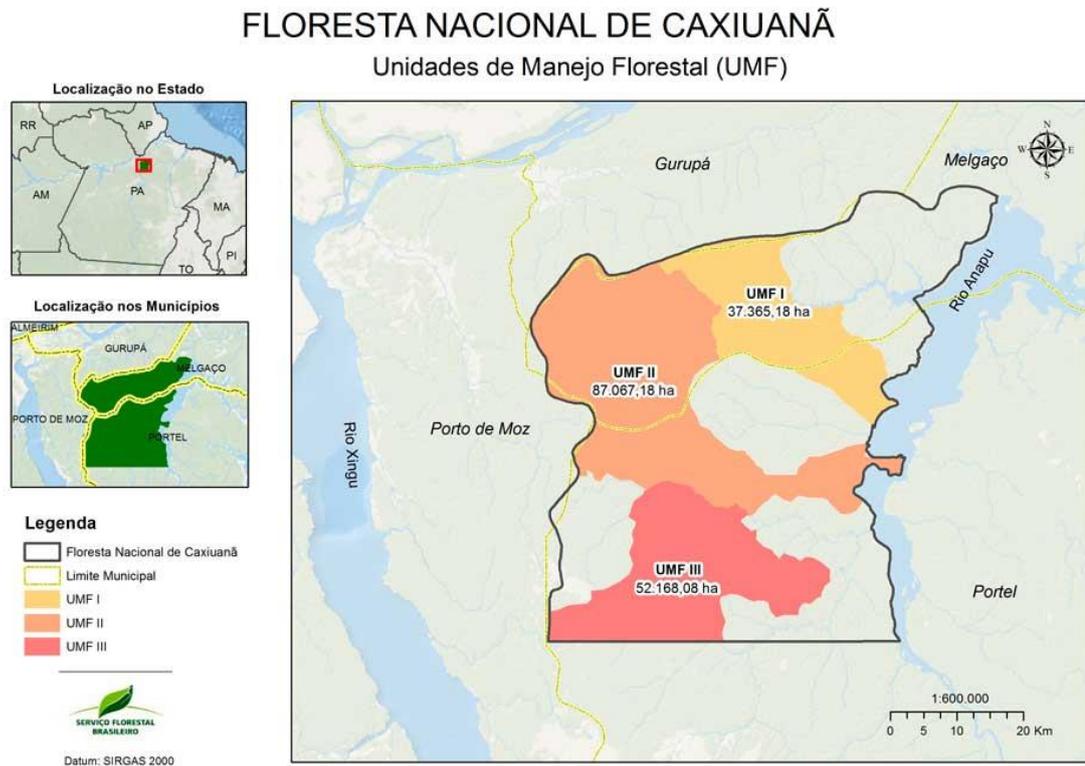
2.1 Área de Estudo

O estudo foi desenvolvido na Floresta Nacional de Caxiuanã, compreendida entre as coordenadas Lat. 2° 15' S - Long. 52° W / Lat. 1° 30' - Long. 51° 15', localizada nos municípios de Portel, Melgaço, Gurupá e Porto Moz, no estado do Pará (FIGURA 1). A Flona de Caxiuanã insere-se na porção mais a leste da Amazônia, possui florestas com diferentes ecossistemas, dentre os quais se destacam: florestas de terra firme, várzeas, igapós e campinaranas, ambientes típicos desse Bioma (INST. CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE, 2012).

O estado de conservação da Flona é considerado de elevada integridade dos ecossistemas que a perfazem. As pressões antrópicas incidentes diretamente sobre a Unidade são poucas e restritas a pequenas áreas de ocupação (em geral associadas às áreas ribeirinhas), sendo esta a condição que permite, ainda hoje, a ocorrência abundante das espécies vegetais que caracterizam a floresta densa (INST. CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE, 2012).

A Floresta Nacional do Caixuanã apresenta uma pluviosidade média anual é de 2300 mm, com temperatura média anual de 24,6°C e a umidade relativa do ar entorno de 82% (COSTA et al., 2018). A classificação climática de Köppen baseia-se principalmente na quantidade e distribuição anual da precipitação e nos valores de temperatura média mensal, anual e a média do mês mais frio, sendo classificada como tipa A na Amazônia, ou tropical úmido com a temperatura média do mês mais frio nunca inferior a 18 °C (INST. CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE, 2012).

FIGURA 1 - Mapa mostrando a extensão territorial da Floresta Nacional de Caxiuanã e subdivisões autorizadas para corte seletivo de madeira, sendo definidas por Unidade de Manejo Florestal I (UMF I), Unidade de Manejo Florestal II (UMF II) e Unidade de Manejo Florestal III (UMF III).



FONTE: Serviço Florestal Brasileiro – Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento.

A empresa Benevides Madeireira Ltda, possuidora da concessão para corte seletivo através de manejo de baixo impacto, atua dentro da área da Floresta Nacional de Caxiuanã.

O ciclo de corte previsto para o manejo florestal das UMFs I e II são de 25 anos, estabelecido uma intensidade de corte de 21 m³/ha (Plano de Manejo Florestal da Floresta Nacional de Caxiuanã, 2017), conforme estabelecido na Instrução Normativa nº 05 de 11 de dezembro de 2006, tendo em vista que a produção florestal deve ser contínua e sustentada (Ministério do Meio Ambiente, 2006).

2.2 Coleta de dados

A coleta de dados consistiu na realização de um censo Florestal, onde foram inventariadas todas as árvores da área de exploração, totalizando uma área total de 1884.48 hectares inventariados. A empresa Benevides Madeireira S.A. foi a responsável pela realização do censo, que ocorreu entre os meses de janeiro a junho de 2019, antes do início do período de exploração.

Para a realização do censo florestal foram estabelecidas 20 unidades amostrais, definidas como Unidades de Trabalho (UTs), de aproximadamente 100 hectares cada, cujo intuito é facilitar o manejo, transporte e operação das áreas. As Unidade Amostrais estão inseridas dentro das Unidades de Manejo Florestal I que possuem 04 Unidades de Trabalho (UT1, UT2, UT3, UT4) e a Unidade de Manejo Florestal II com 16 Unidades de Trabalho (UT5, UT6, UT7, UT8, UT9, UT10, UT11, UT12, UT13, UT14, UT15, UT16, TU17, UT18, UT19, UT20). Com exceção da UT1 pertencente à Unidade de Manejo Florestal II que possui área de 45 hectares, todas as demais Unidades de Tratamento possuem aproximadamente a mesma área de 100 hectares cada.

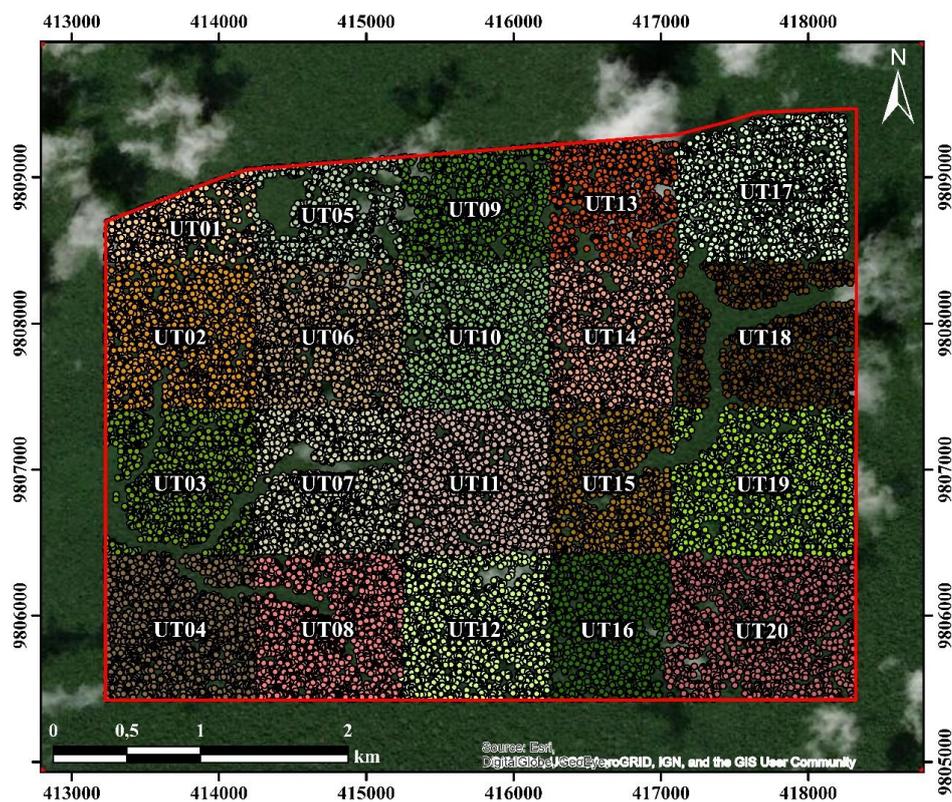
Com as áreas delimitadas, foi realizado então um censo florestal, onde todas as árvores vivas com diâmetro à altura do peito ≥ 32 cm ($DAP \geq 32$ cm) foram amostradas e georeferenciadas, totalizando 32.926 indivíduos pertencentes à 117 espécies. Estes pontos georeferenciados originaram um mapa do Censo Florestal contendo todas as árvores amostradas (FIGURA 2).

Algumas características foram analisadas, sendo elas a qualidade do fuste, classificado de 1 a 3, onde árvores que apresentam tronco retilíneo, sem doenças aparentes e propício para corte recebem o valor 1, troncos um pouco tortuosos ou que apresente pontos com doenças aparentes recebem o valor 2 e troncos que apresentam um alto nível de tortuosidade ou acometido em grande proporção por doenças recebem o valor 3.

As árvores também foram classificadas quanto a sua utilização, sendo elas árvores matrizes e dispersoras de sementes (importantes para a regeneração da floresta) e árvores com potencial para cortes futuros, podendo ser divididas entre árvores exploradas e árvores substitutas (que podem substituir alguma das árvores selecionadas no momento do corte).

Os dados foram anotados em uma ficha de campo e usados na elaboração dos mapas do censo. Essas informações foram utilizadas para o planejamento e infraestrutura da exploração, contendo informações como número da árvore, coordenadas geográficas, nome das árvores (identificação), diâmetro à altura do peito (DAP), altura comercial do fuste, qualidade do tronco, classificação quanto a exploração e observações, tal como a presença de cipós, ocos, entre outros.

FIGURA 2. Mapa da delimitação da área de estudo e as divisões das Unidades de Trabalho (UT), contendo todos indivíduos arbóreos amostrados na Floresta Nacional da Caixuanã, no estado do Pará.



FONTE: o autor

A identificação das árvores foi realizada por uma equipe experiente, consistindo em um mateiro, um técnico florestal e sob a supervisão de uma engenheira florestal. As espécies que não foram possíveis identificar foram coletadas amostras das folhas, flores e frutos quando presentes e enviadas ao herbário do Museu Goeldi, em Belém, Pará. Quando não foi possível coletar material vegetativo, as espécies foram classificadas quanto a família,

registrando também o nome popular. Todas as árvores foram devidamente numeradas com placas fixadas no tronco e georeferenciadas utilizando GPS portátil Garmin.

Para obter os valores de diâmetro a altura do peito (DAP) foram utilizados fita métrica ou trena para árvores mais robustas, medidas a 1,30 metros acima do solo ou em torno da altura do peito do medidor.

2.3 Altura comercial da madeira

A altura comercial do fuste foi medida seguindo protocolos padronizados, que utilizam uma vara com medida conhecida disposta em frente a espécie arbórea a ser medida e o medidor se afasta 5 a 10 metros e estipulando quantas medidas referentes a altura conhecida a árvore possui. (PHILLIPS et al., 2010).

2.4 Densidade da madeira

O valores de densidade específica da madeira (WD - g/cm³) foram obtidos no *Global Wood Density Database*, filtrado por *Tropical South America* (CHAVE et al., 2009) onde a maioria das espécies amostradas está incluída neste banco de dados. Para espécies sem valores de densidade da madeira disponíveis, utilizamos os valores médios de densidade para gêneros ou família. Como a variação entre táxons dentro da mesma família e gêneros é relativamente baixa, assumimos que essa prática não está enviesando significativamente nossos resultados.

2.5 Biomassa acima do solo e teor de carbono

Para estimar a biomassa acima do solo (AGB), foi utilizado uma equação alométrica, utilizando valores de AGB na ausência de altura, relacionando diâmetro (D), densidade da madeira (WD) e variável bioclimática (E) que é uma função linear do déficit climático de água, sazonalidade de temperatura e precipitação anual, obtendo valores de peso da biomassa acima do solo (ton/ha) ocorrentes para as espécies (CHAVE et al., 2014). Para estimar o teor de carbono (C), utilizamos 48% dos valores de peso seco (PHILLIPS et al., 1998).

$$AGB = \exp(-2.024 - 0.896 * E + 0.920 * \log(WD) + 2.795 * \log(D) - 0.0461 * (\log(D)^2))$$

2.6 Características funcionais das árvores

As características funcionais analisadas foram selecionadas devido à sua associação com os processos de trajetória sucessional natural, importantes para o melhor funcionamento ecossistêmico (VAN DER SANDE et al., 2016) e anatomia vegetal, importante para exploração madeireira (KING et al., 2006). Dentre as características selecionadas, trabalhamos com características categóricas e contínuas, sendo elas: (i) densidade da madeira (WD, g. cm⁻³), (ii) altura comercial do fuste (metros), (iii) qualidade do fuste, (iv) classes de exploração; (v) grupo funcional (TABELA 1).

Para avaliação do melhor funcionamento ecossistêmico, adotamos os valores máximos das variáveis selecionadas, isto porque tais valores indicam melhor performance e desenvolvimento das espécies arbóreas. Para a avaliação das características importantes para a exploração florestal, adotamos os valores médios das variáveis selecionadas, isto porque tais valores indicam uma maior ocorrência das características avaliadas e, conseqüentemente, maior disponibilidade e probabilidade de seleção para extração.

TABELA 1: Tabela das características da estrutura e composição das espécies avaliadas, onde as variáveis densidade da madeira (WD), altura comercial do fuste (HF), qualidade do fuste (QF), classes de exploração (C. Expl.) e grupo funcional (Grupo_DF) são analisadas para os dados de Funcionamento Ecossistêmico e para os dados de Exploração Florestal. Estudo realizado na Floresta Nacional do Caixuanã, no estado do Pará.

Variáveis	Densidade da madeira (WD)	Altura comercial do fuste (HF)	Qualidade do Fuste (QF)	Classes de Exploração (C.Expl)	Grupo Funcional (Grupo_DF)
Valor de medida	g.cm ⁻³	Metros	1-Ótimo 2-Bom 3-Ruim	Exploradas Não Exploradas Substitutas	1,2,3,4 Resultado da análise de DF
Variável	Contínua	Contínua	Categórica	Categórica	Categórica
Importância Exploração	Potencial Econômico das sp.	Potencial Econômico das sp.	Determina a extração da sp.	Determina a extração da sp.	Irrelevante
Importância Funcionamento Ecossistêmico	Potencial de acúmulo de AGB/C	Potencial de acúmulo de AGB/C	Perturbação sofrida pela sp. no desenvolvimento	Irrelevante	Agrupar sp. em grupos com traços funcionais próximos

2.7 Grupos funcionais

Os grupos funcionais foram obtidos a partir da matriz de dados das variáveis mais correlacionadas para Funcionamento Ecosistêmico e para Exploração Florestal, onde calculamos a matriz de dissimilaridade através do método de distância de Gower que permite o uso de variáveis de naturezas diferentes, podendo ser contínuas, numéricas e categórica (PAVOINE et al., 2009) e seguimos para um dendrograma realizado a partir do método WARD do pacote 'FD' (LALIBERTÉ; LEGENDRE, 2010), no software R (R Core Team, 2020) versão 4.1.0. Por inspeção visual, determinamos o número de agrupamentos, realizando o corte na altura 20 do eixo Y do dendrograma, possibilitando analisar 4 diferentes agrupamentos e as características e espécies pertencentes a cada um deles.

3. ANÁLISES DE DADOS

Primeiramente, acessamos a diferença funcional entre as espécies substitutas, exploradas e não exploradas pelo teste de permutação de uma matriz de distância (PERMANOVA; Anderson, 2001) através da função `pairwise.adonis` no pacote `Vegan` (MARTINEZ A., 2020). Com essa análise foi possível acessar o grau de similaridade das espécies entre as categorias de exploração madeireira.

Para verificar se há diferença na estocagem de carbono entre indivíduos substitutos, explorados e não explorados, utilizamos modelo linear generalizado (GLM), com distribuição `gamma log`. Transformamos os dados antes das análises para alcançar as premissas de normalidade e homocedasticidade dos resíduos, reduzir os efeitos de outliers e levar em conta possíveis relações não lineares entre as variáveis. A diferença entre categorias de árvores foi acessada através de uma ANOVA.

Para selecionar quais as variáveis explicativas que possuem correlações entre si, analisamos as variáveis de densidade da madeira, altura comercial do fuste, qualidade do fuste, classes de exploração e grupos de diversidade funcional, correlacionando com as variáveis de abundância (presença e ausência) das 117 espécies para todas as 20 áreas de Unidades de Trabalho (UTs - 4 áreas localizadas na UMF I e 16 áreas localizadas na UMF II). Para realizarmos esta análise, utilizamos os valores máximos das características da

composição e estrutura de plantas, simulando assim resultados que se aproximem de um cenário ótimo (i.e o esperado para florestas sem exploração madeireira). Seleccionamos também as características que são preferidas para a exploração florestal e analisamos os valores médios ocorrentes entre as espécies, para que assim, conseguíssemos comparar os resultados entre os pares de espécies das características de interesse florestal. Para avaliar a correlação entre as características das árvores, foi utilizado a função “cor” do pacote original do programa R (R Core Team, 2020) versão 4.1.0, onde testamos a Correlação de Pearson entre variáveis predictoras aos dados de Funcionamento Ecosistêmico e aos dados de Exploração Florestal, selecionando as variáveis que apresentaram maior correlação ($r \geq 0,7$), em relação às demais variáveis e excluindo os outros modelos (ZUUR et al., 2009).

O espaço funcional multivariado foi construído a partir de quatro atributos, sendo eles a qualidade do fuste, altura comercial do fuste, densidade da madeira e classes de exploração. Estes atributos foram a base para a análise de diversidade funcional para as características do Funcionamento Ecosistêmico e para as características da exploração florestal. A escolha das variáveis ambientais foi definida considerando os traços funcionais, conforme Tabela 1. A matriz de dados para o funcionamento ecossistêmico utilizou os valores máximos ocorrentes na área para cada espécie e a matriz de dados para a exploração florestal utilizou valores médios ocorrentes na área para cada espécie. Esta padronização dos dados foi definida considerando que altos valores são encontrados quando temos um perfeito funcionamento ecossistêmico e valores medianos são mais ocorrentes e presentes nos indivíduos selecionados para o corte realizado na exploração florestal.

Após identificarmos as correlações mais significativas entre as variáveis, realizamos uma análise de agrupamentos (Cluster), cuja a técnica se baseia em identificar objetos similares, colocando-os dentro de um mesmo grupo, sendo muito utilizada para encontrar espécies associadas entre si (LEGENDRE; LEGENDRE, 2012). Obtivemos a princípio uma divisão em 2 grupos para ambos os dados de funcionamento ecossistêmico (GRÁFICO 1 – material suplementar) e exploração florestal (GRÁFICO 2 – material suplementar). Para uma análise mais detalhada, realizamos um corte na altura 20 do eixo Y do dendrograma, possibilitando analisar 4 diferentes grupos. O método de agrupamento utilizado para análises dos dados foi Wards’s Minimum Variance Clustering, que se baseia no modelo linear dos mínimos quadrados, que soma as distâncias entre os pares de membros, dividindo o resultado pelo número de elementos do grupo (DANIEL; GILLET; LEGENDRE, 2011).

Para a visualização dos resultados e interpretação de similaridade entre categorias, utilizamos biplots da análise PCoA, que parte de uma matriz de distância gerada por qualquer medida, podendo existir variação entre a natureza dos dados, incluindo dados qualitativos e quantitativos em uma única análise (LEGENDRE; LEGENDRE, 1998). Para as análises, utilizamos o índice de dissimilaridade de Gower, que permite calcular a distância entre as espécies com variáveis contínuas e categóricas. Todas as análises foram realizadas no software R, versão 4.1.0 (R Core Team, 2020).

Para compreendermos o efeito do funcionamento florestal sobre a exploração florestal, realizamos uma análise de diversidade funcional (DF), onde utilizamos quatro índices, sendo eles a riqueza funcional (FRic) que é um indicador do volume das espécies que ocupam o nicho de uma comunidade (VILLÉGER et al., 2008), a Equitabilidade funcional (FEve) que mede a uniformidade na distribuição das espécies da comunidade, a divergência funcional (FDiv) que mede como as abundâncias das espécies são distribuídas ao longo de eixos funcionais e a dispersão funcional (FDis) que é um indicador da distribuição das espécies no nicho ponderado pela abundância. Altos valores de FRic estão associados a comunidades que têm um grande número de funções, enquanto altos valores de FDis estão associados a um alto grau de diferenciação entre as espécies que desempenham tais funções (LALIBERTÉ et al., 2010). Acessamos a relação da DF para os grupos de funcionamento ecossistêmico e exploração florestal em cada unidade amostral, realizamos uma regressão linear simples (Kooyman et al., 2013; Mendes et al., 2016; RODRIGUEZ-ALARCÓN et al., 2018) entre cada uma das métricas de DF (FRic, FEve, FDiv, FDis) relacionando o funcionamento ecossistêmico à exploração florestal. Premissas para distribuições de erro foram verificadas usando o Teste de Shapiro Wilk para normalidade dos resíduos e Análise de Variância. Todas os índices foram calculados para cada unidade amostral (UT1, UT2, UT3, UT4, UT5, UT6, UT7, UT8, UT9, UT10, UT11, UT12, UT13, UT14, UT15, UT16, UT17, UT18, UT19, UT20). Para calcular esses quatro índices, usamos métodos e scripts de (VILLÉGER; MASON; MOUILLOT, 2008) em R, versão 4.1.0 (R Development Core Team. 2020), com nível de significância de 0.05.

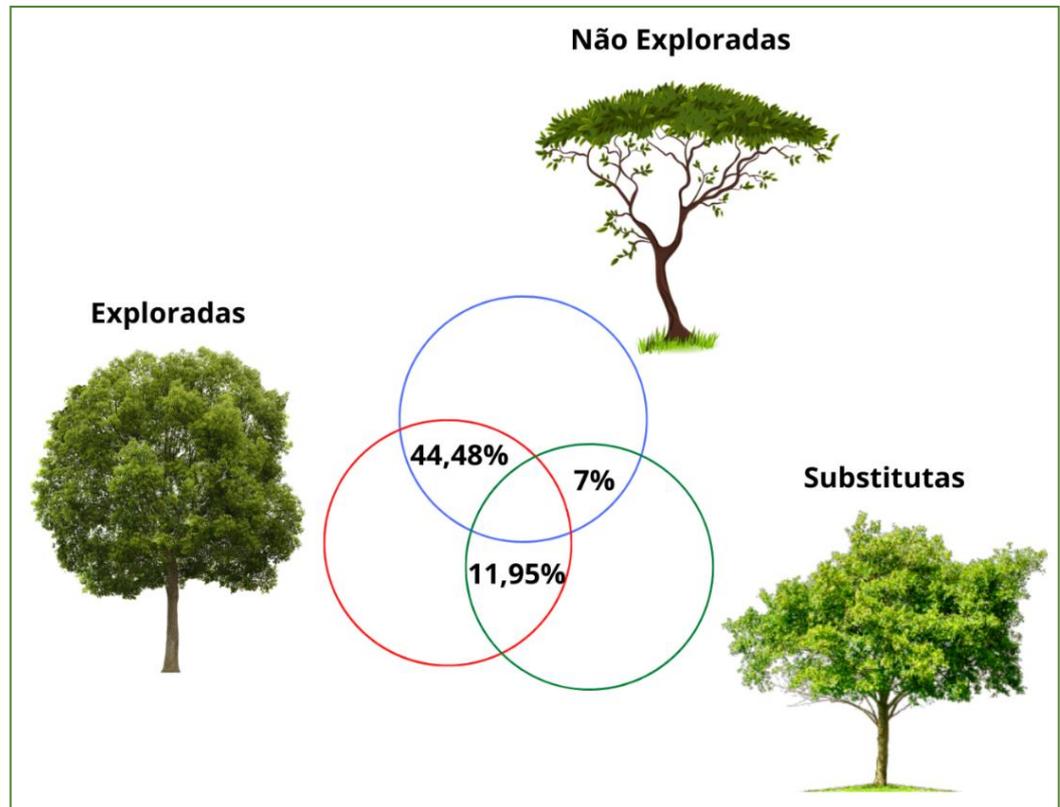
4. RESULTADOS

Foram amostrados 32.926 indivíduos, pertencentes à 116 espécies arbóreas, dos quais 17.734 indivíduos pertencem a 10 espécies arbóreas mais abundantes. As espécies arbóreas com maiores números de indivíduos são: *Tetragastris panamensis* (2.584), *Erisma uncinatum* (2.343), *Couratari guianensis* (2.104), *Pouteria gongrijpii* (2.060), *Manilkara huberii* (1.864), *Tachigali myrmecophila* (1.588), *Sterculia pruriens* (1.494), *Chrysophyllum sp.* (1.391), *Machaerium macrophyllum* (1.164), *Vouacapoua americana* (1.142) (**TABELA 1** – material suplementar).

A espécie arbórea com maior valor de biomassa acima do solo (AGB) total e valor médio de diâmetro à altura do peito (DAP) foi *Dinizia excelsa*, maior valor médio de altura comercial (HF) foi *Dipteryx sp.*, maior valor médio de densidade da madeira (WD) foi *Swartzia grandiflora* e melhores valores médios de qualidade do fuste foram para as espécies *Croton urucurana*, *Dipteryx sp.*, *Neea oppositifolia*, *Ocotea rubra*, *Ormosia sp.*, *Peltogyne paniculata*, *Sapium longifolium* (**TABELA 2** - material suplementar). O valor médio de AGB por hectare foi de 117.441 ton/ha e de estoque de carbono foi 58.721 ton/ha, que podem ser verificados na **TABELA 3** do material suplementar.

Os resultados encontrados na análise de similaridade (**FIGURA 3**), cujo objetivo foi verificar se a composição das espécies exploradas difere da composição das espécies não exploradas, mostraram uma similaridade na composição das espécies entre as classes de exploração ‘não exploradas e exploradas’ de 44,48%. Para as classes ‘exploradas e substitutas’, obtivemos um resultado de similaridade no valor de 11,95% e para as classes ‘não exploradas e substitutas’ um resultado de 7% de similaridade em relação a sua composição.

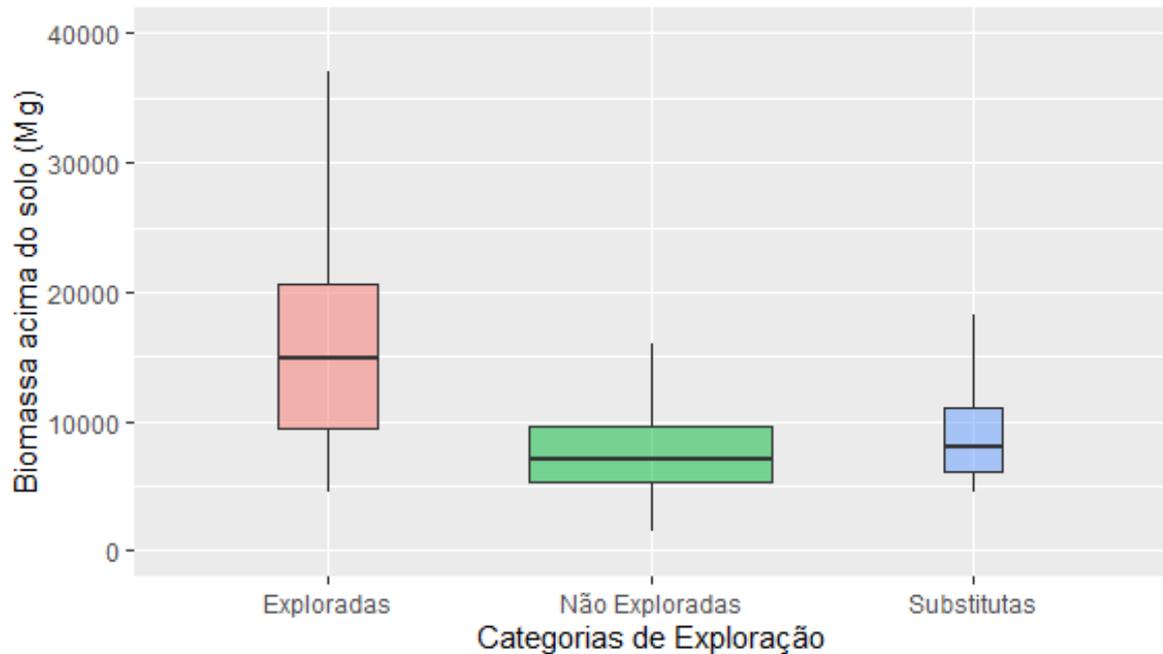
FIGURA 3 - Resultado da matriz de distâncias da composição de espécies das classes de exploração (não exploradas e exploradas, valor de r^2 - 0.247, valor de p - 0.001; exploradas e substitutas, valor de r^2 - 0.230, valor de p - 0.002; substitutas e não exploradas, valor de r^2 - 0.048, valor de p - 0.006) pelo teste pairwise.adonis, utilizando o método Bray-Curtis.



Fonte: o autor

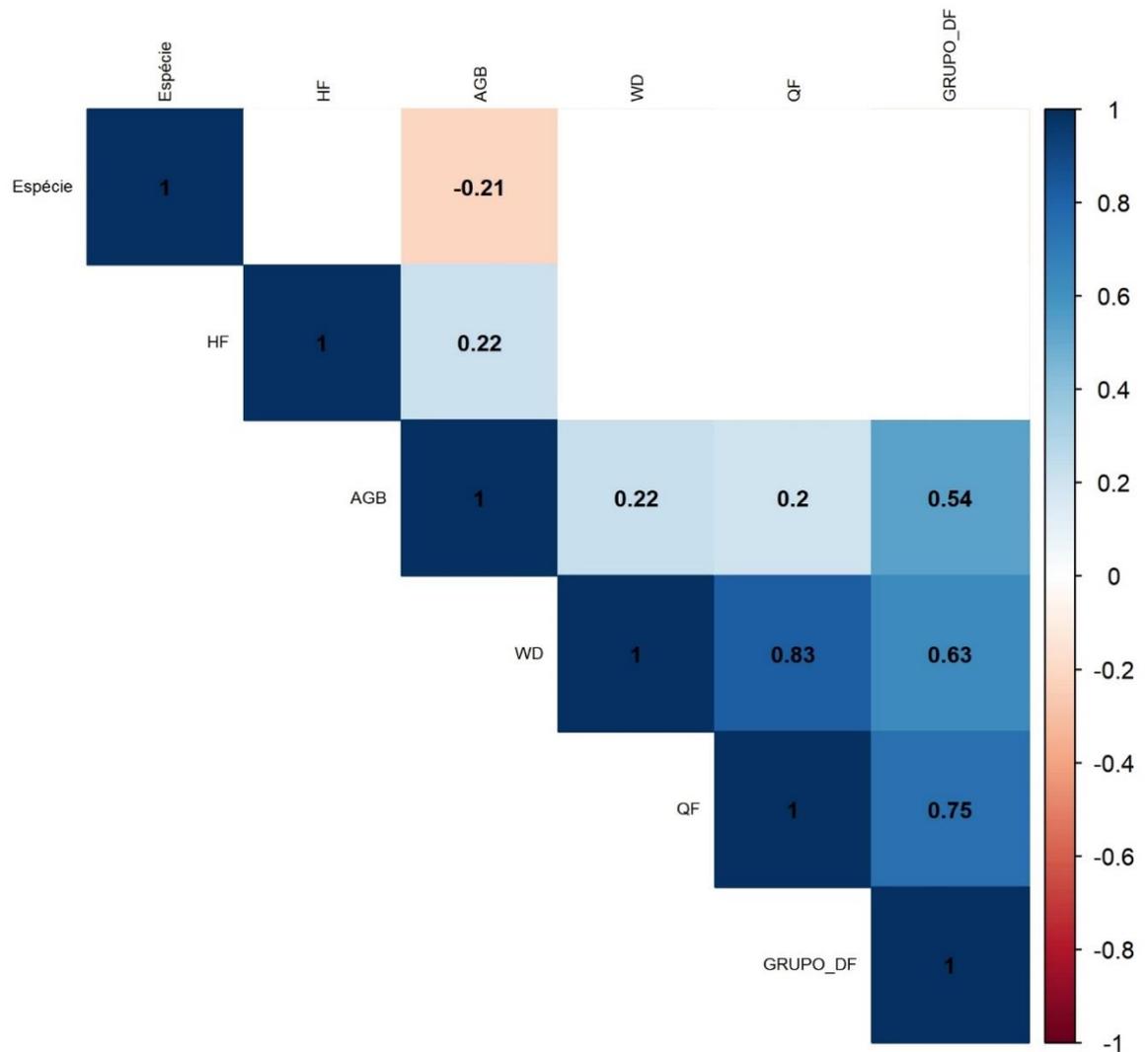
Analisando em quais classes de exploração (i.e substitutas, exploradas e não exploradas) os indivíduos arbóreos possuem maiores valores de estoque de biomassa acima do solo (AGB) através de modelo linear generalizado (GLM), obtivemos uma maior concentração de AGB pela classe exploradas, seguindo pelas classes substitutas e não exploradas respectivamente (AIC: 662033; $p < 0.001$) (GRÁFICO 1).

GRÁFICO 1 - Efeito das categorias de exploração (explorada, não explorada e substituta) sobre a somatória dos valores de biomassa acima do solo (AGB – Mg) (AIC: 662033; $p = < 0.001$).



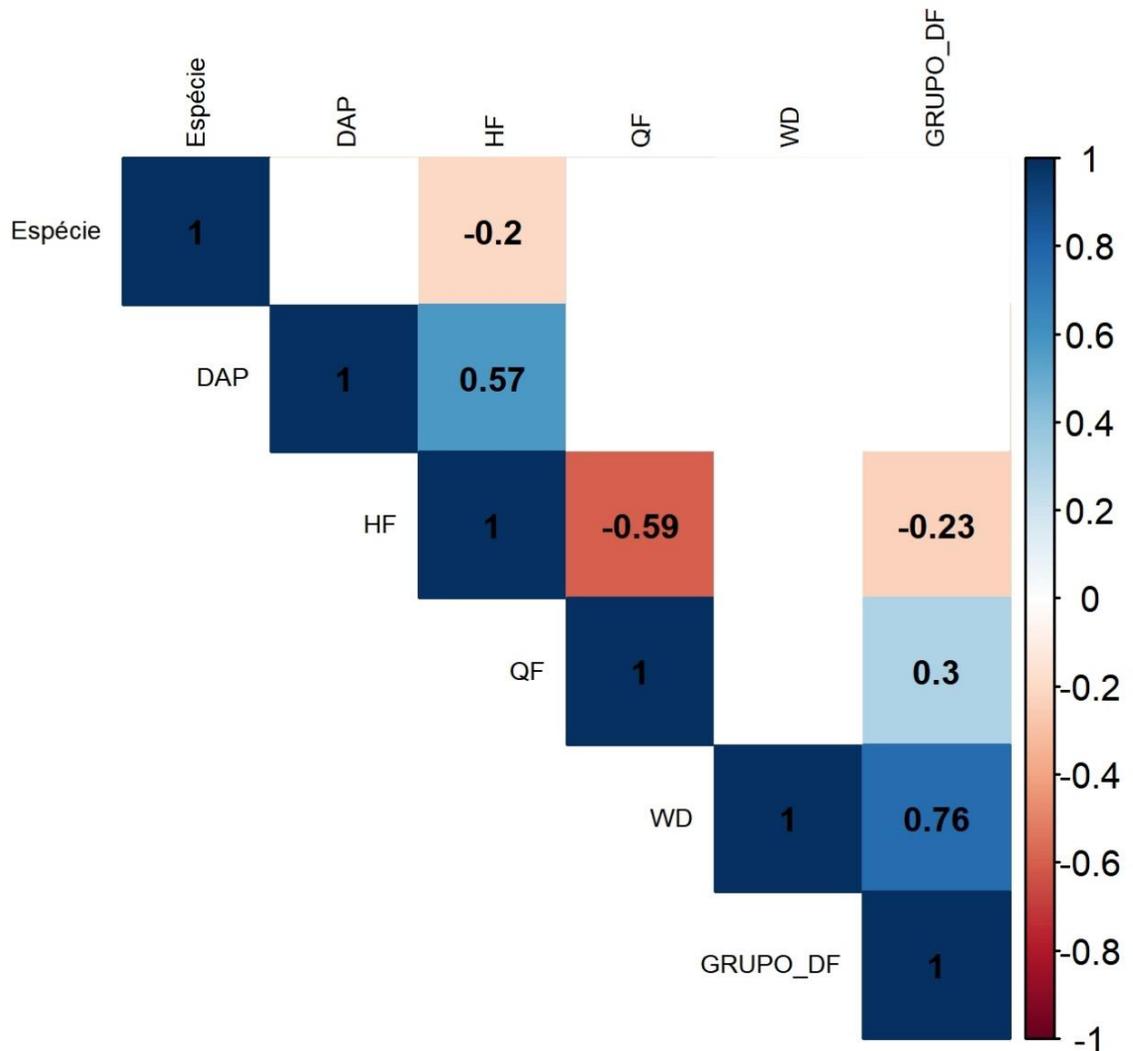
A correlação entre as variáveis relacionadas ao funcionamento ecossistêmico e à exploração florestal foram verificadas através de uma análise de Correlação de Pearson. Para os dados de funcionamento ecossistêmico (GRÁFICO 2), as correlações entre as variáveis densidade da madeira (WD) e qualidade do fuste (QF) foram de 83%, assim como qualidade do fuste (QF) e grupo de diversidade funcional (GRUPO_DF), com correlação de 75%, densidade da madeira (WD) e grupo de diversidade funcional (GRUPO_DF) com correlação de 63% e biomassa acima do solo (AGB) e grupo de diversidade funcional (GRUPO_DF) com correlação de 54% (valor de $p = < 0.001$; valor de correlação = 0.633).

GRÁFICO 2: Correlação de Pearson para Funcionamento Ecosistêmico, valores das correlações entre as variáveis altura comercial do fuste (HF), biomassa acima do solo (AGB), densidade da madeira (WD), qualidade do fuste (QF), grupo de diversidade funcional (GRUPO_DF). Valor de $p = <0,001$; Valor de correlação = 0.633.



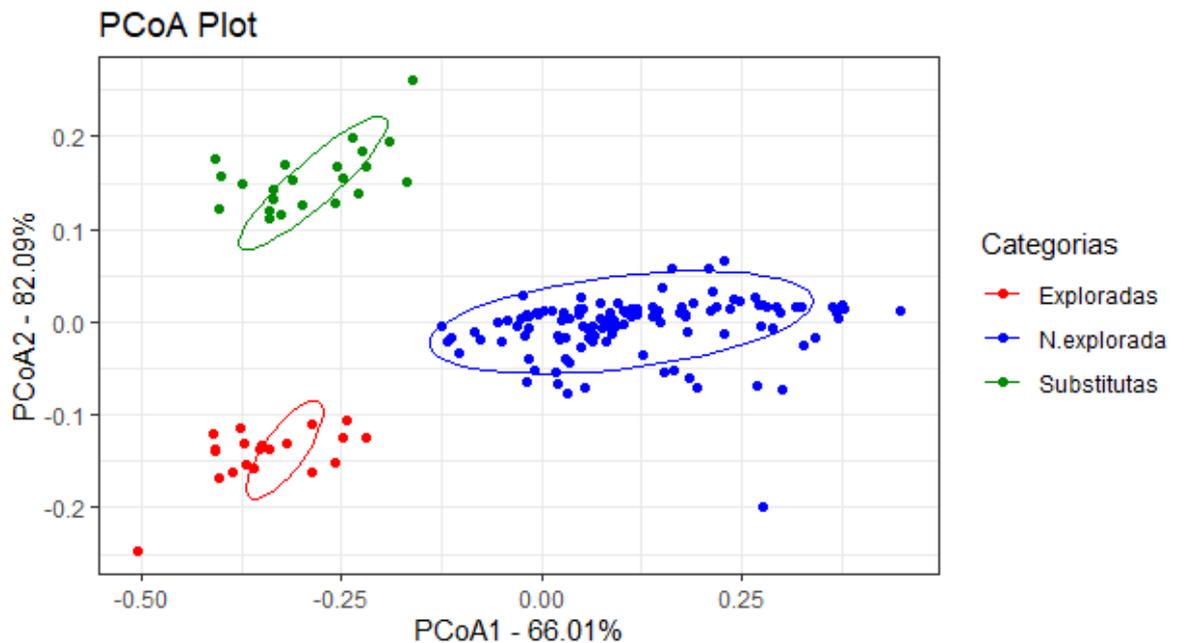
A análise de Correlação de Pearson para os dados de exploração florestal (GRÁFICO 3) mostram correlações entre as variáveis densidade da madeira (WD) e grupos de diversidade funcional (GRUPO_DF), com valores de correlação de 76%, diâmetro acima do peito (DAP) e altura do fuste (HF) com valores de correlação 57% e altura comercial do fuste (HF) e qualidade do fuste (QF) com correlação negativa de 59% (valor de $p < 0,001$; valor de correlação = 0.76).

GRÁFICO 3: Correlação de Pearson para exploração florestal, valores das correlações entre as variáveis de diâmetro acima do peito (DAP), altura comercial do fuste (HF), densidade da madeira (WD), qualidade do fuste (QF), grupo de diversidade funcional (GRUPO_DF). Valor de $p < 0.001$; valor de correlação = 0.7619567.



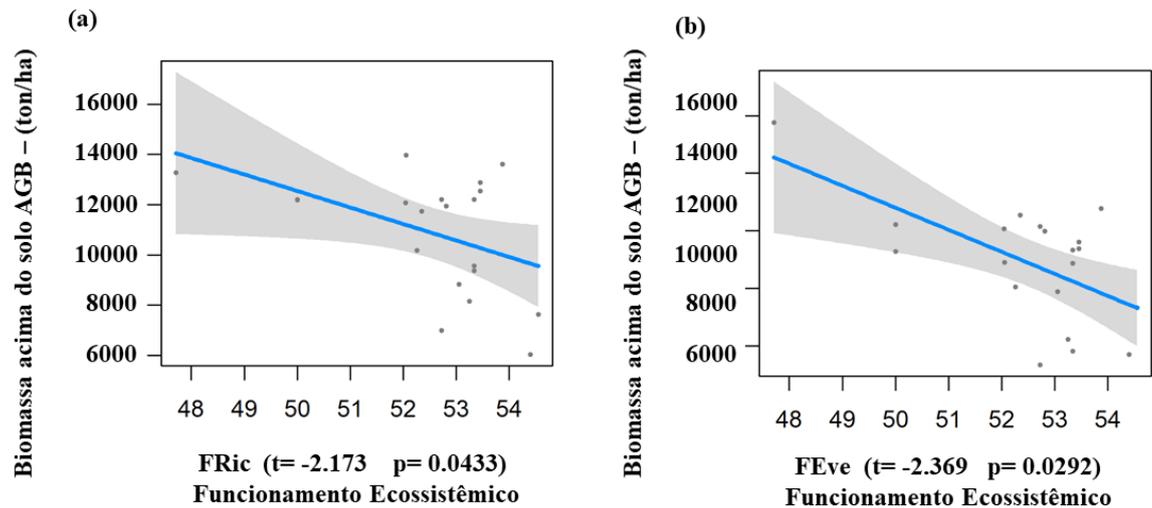
Ao verificar se variáveis funcionais das espécies arbóreas exerceram um efeito sobre as classes de exploração madeireira que pode ser verificado através dos resultados obtidos pela análise de coordenadas principais (PCoA), com clara distinção entre as classes de exploração. Verificamos que é possível que este resultado sofra efeito das variáveis funcionais e, mesmo contendo espécies arbóreas que ocorrem em ambas as classes de exploração, esta separação entre as classes de exploração pode ser encontrada. Esses padrões podem ser explicados pelos dois primeiros componentes da PCoA, respectivamente 66,01% no primeiro eixo e 16,08% para o segundo eixo, explicando um total de 82,09% acumulados nos dois principais eixos ($K=3$; $GOF= 0.7051757$; 0.8100416).

GRÁFICO 4: Análise de Coordenadas Principais (PCoA) das características funcionais das espécies (altura comercial do fuste (HF), densidade da madeira (WD), biomassa acima do solo (AGB), Estocagem de Carbono (C) e qualidade do fuste (QF), relacionadas às classes de exploração (Exploradas, N. Exploradas e Substitutas); Eixo 1 da PCoA explica 66,01% das variações e Eixo 2 da PCoA explica um total acumulado de 82,09% das variações.



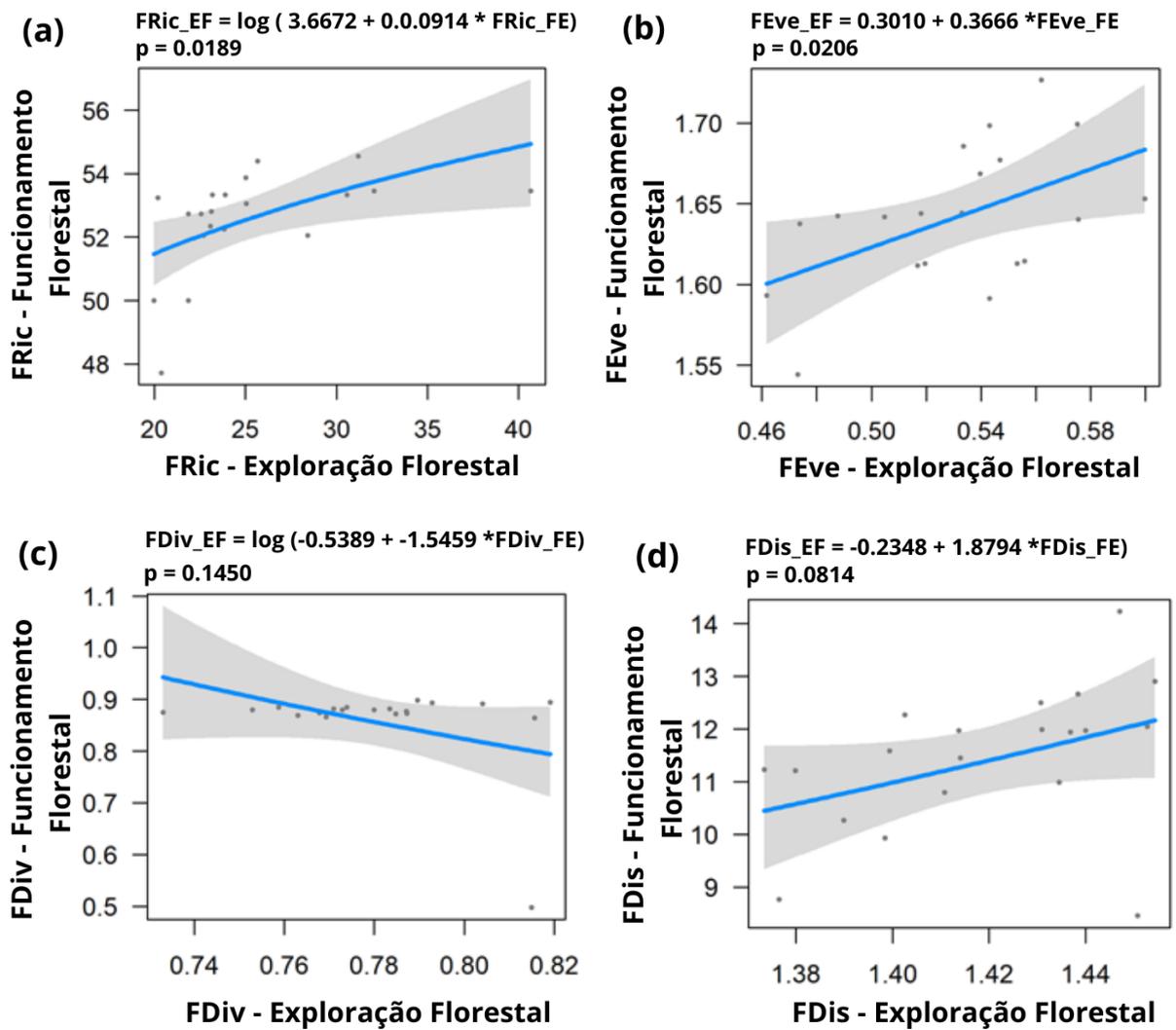
Dos índices de diversidade funcional importantes para o Funcionamento Ecosistêmico testados, FRic e FEve foram os que estiveram relacionados significativamente com o acúmulo de biomassa nas espécies arbóreas, sendo que, para ambos, quanto maior a diversidade funcional menores os valores de biomassa (Gráfico 5ab). Já os demais índices de diversidade funcional não apresentaram relações significativas com o acúmulo de biomassa nas florestas. Todos os resultados das regressões múltiplas realizados para o funcionamento ecossistêmico e exploração florestal podem ser verificados nos gráficos 3 e 4 do material suplementar, respectivamente.

GRÁFICO 5: Gráfico do resultado da regressão linear múltipla da biomassa acima do solo (AGB – ton/ha) em função dos índices funcionais de riqueza funcional (FRic) e equitabilidade funcional (FEve) do funcionamento ecossistêmico (5a – FRic $t = -2.173$, $p = 0.0433$) (5b – FEve $t = -2.369$, $p = 0.0292$).



Através dos resultados da regressão linear podemos verificar o efeito do funcionamento ecossistêmico em função da exploração florestal, para cada um dos índices de diversidade funcional (FRic, FEve, FDiv e FDis) para as 20 Áreas de Tratamento (UT). O modelo mais ajustado para a riqueza funcional (GRÁFICO 6a) mostrou que o aumento da diversidade de funções da exploração florestal tem efeito positivo no aumento da diversidade de funções do Funcionamento Ecossistêmico, com valores significativos. Para o índice de Equitabilidade Funcional (GRÁFICO 6b), que mede a regularidade da distribuição da abundância de espécies na comunidade, verificamos que o aumento da distribuição de espécies na Exploração Florestal aumenta a distribuição de espécies do Funcionamento Ecossistêmico, apresentando um efeito positivo crescente de para o Funcionamento Ecossistêmico, com valores significativos. Os resultados encontrados para Divergência Funcional (GRÁFICO 6c) e para a Dispersão Funcional (GRÁFICO 6d), foram esperados pois verificamos uma uniformidade nas funções dentro da comunidade, embora não significativos (GRÁFICO - 6a) FRic: $t = 2.579$, $p = 0.0189$; GRÁFICO - 6b) FEve: $t = 2.538$, $p = 0.0206$; GRÁFICO - 6c) FDiv: $t = -1.524$, $p = 0.1450$; GRÁFICO - 6d) FDis: $t = 1.846$, $p = 0.0814$).

GRÁFICO 6: Gráfico do resultado da Regressão Linear da análise de Diversidade Funcional (DF), onde analisamos FRic, FEve, FDiv e FDis da Exploração Florestal em função do Funcionamento Ecosistêmico para as 20 Áreas de Tratamento (UT).



5. DISCUSSÃO

Nos últimos anos, muito tem se estudado sobre os efeitos da perda de biodiversidade e sua relação no funcionamento ecossistêmico (MASON et al., 2013). Frente as preocupações com as mudanças climáticas, o manejo florestal de impacto reduzido busca diminuir os danos colaterais durante a extração de madeira, acelerando a recuperação da biomassa acima do solo, a fim de mitigar os efeitos negativos no funcionamento florestal (CERULLO;

EDWARDS, 2019). Nosso estudo mostrou que mesmo sendo adotado o manejo de baixo impacto, as espécies e indivíduos selecionados para exploração são as que: (i) significativamente estocam maior carbono em sua biomassa, (ii) possuem densidade da madeira e altura elevadas, traços que conferem um funcionamento florestal mais produtivo, (iii) possuem uma composição e estrutura florestal única de espécies e (iv) possuem relação direta com a diversidade de funções necessárias para o funcionamento florestal. Assim, vamos discutir qual importância do manejo de baixo impacto em relação a outras formas de manejo, mas também apontar que o direcionamento desse tipo de exploração ainda recai significativamente na diversidade e funções necessárias para manutenção dos estoques de carbono na biomassa florestal, onde uma gestão florestal mais eficiente possa vir a garantir a preservação dos estoques de carbono e biomassa florestal, mas também garantir que a riqueza funcional da área e seu funcionamento ecossistêmico não sejam prejudicados.

Nosso estudo mostra uma similaridade na composição de espécies entre as classes de exploração exploradas e não exploradas com 44,48% de espécies arbóreas ocorrentes em ambas as classes. Parte desta similaridade pode ser explicada devido a ocorrência de uma mesma espécie arbóreas em ambas as classes de exploração, podendo alterar sua classe de exploração em ciclos de corte futuros. Isto é justificado pelo crescimento lento de muitas espécies comercializadas (DAUBER et al., 2005; PIPONIOT et al., 2016) cujos estoques de madeira disponíveis para o próximo ciclo de corte são compostos por sobreviventes, sendo necessário cuidado quanto aos danos acidentais causados em outras espécies e a intensidades de corte que podem vir a reduzir os estoques de sobreviventes, responsáveis por promoverem o recrutamento para as próximas colheitas (PIPONIOT et al., 2016).

Os maiores estoques de carbono e biomassa acima do solo foram encontrados na classe explorada ao realizarmos a análise entre a relação volume de biomassa acima do solo e as classes de exploração. Os valores de biomassa acima do solo estão intimamente relacionados com densidade da madeira e seu volume, sendo um dos atributos mais importantes na determinação da biomassa de uma árvore (CHAVE et al., 2014). Encontramos resultados semelhantes descritos por Berenguer et al. (2014) em florestas tropicais modificadas pelo homem (i.e. não perturbadas, exploradas, exploradas e queimadas e secundárias), onde foram verificados valores de carbono 47% menores e 75% menores, para florestas exploradas e exploradas e queimadas respectivamente, quando comparadas às florestas primárias não perturbadas, ocorrendo portanto uma considerável diminuição de estoque de carbono da biomassa florestal nas áreas exploradas.

Nosso estudo evidencia uma diminuição dos valores de biomassa acima do solo e estocagem de carbono em áreas de manejo florestal de baixo impacto causadas pela seletividade das espécies arbóreas, que devido suas características funcionais, ocorrem na mesma categoria de exploração. Valores de biomassa e estocagem de carbono são uma das funções perdidas pela exploração madeireira, mesmo quando o manejo de impacto reduzido é realizado (BRYAN et al., 2010; ELLIS et al., 2019; WEST; VIDAL; PUTZ, 2014). Espécies arbóreas com baixas densidades de madeira ($\sim 0,35-0,57 \text{ gcm}^{-3}$) levam de 17 a 82 anos para atingirem os valores de densidade perdidos pela exploração, enquanto espécies com altas densidades de madeira ($\sim 0,65-0,94 \text{ gcm}^{-3}$) levam de 120 a 227 anos retornarem os valores de densidade perdidos (SCHÖNGART, 2008). Assim como em nosso estudo, a relação entre densidade da madeira e classes de exploração também puderam ser verificadas por de Jeyakumar et al. (2017), que encontraram uma menor densidade da madeira em parcelas exploradas, podendo ser atribuídas a uma diminuição de 19% a 58% de árvores por ha^{-1} de espécies primárias e 11% a 98% de árvores ha^{-1} de espécies secundárias, evidenciando o forte impacto da extração seletiva na redução de espécies primárias tolerantes à sombra e aumentando o número de espécies emergentes dependentes de luz e com baixa densidade da madeira.

Identificamos correlações significativas das variáveis densidade da madeira e grupo de diversidade funcional (GRUPO DF) para ambos os dados de Funcionamento Ecosistêmico e Exploração Florestal. Isto sugere que o impacto causado pela seletividade das espécies arbóreas para o grupo de Exploração Florestal pode influenciar no Funcionamento Ecosistêmico, uma vez que compactam os mesmos grupos de diversidade funcional.

A análise de PCoA realizada entre as classes de exploração (i. e exploradas, não exploradas e substitutas) e as variáveis funcionais (DAP, HF, WD, QF) das espécies arbóreas mostraram uma separação clara entre as classes de exploração, evidenciando um valor de explicação de 82,09% acumulados nos dois principais eixos, sendo um possível efeito das variáveis funcionais que são correlacionadas ao desempenho da planta, com relação na produtividade de biomassa acima do solo (AGB) e que as diferenciam entre as classes de exploração. Nossos resultados podem ser comparados com resultados anteriores (BARALOTO et al., 2011; MARSHALL et al., 2012; YUAN et al., 2018) que verificaram que variáveis funcionais tem um poder de explicação maior na variação de biomassa florestal do que variáveis ambientais (93,1% e 70%, respectivamente) (MARSHALL et al., 2012).

Quando analisamos a relação entre a biomassa acima do solo (AGB) e os índices de diversidade funcional importantes para o Funcionamento Ecosistêmico, nossos resultados mostraram que os valores de AGB são afetados negativamente pela riqueza e equitabilidade funcional. Esse resultado indica que para o aumento de biomassa acima do solo, a dominância funcional é mais importante do que a diversidade funcional, ou seja, quanto menos equitabilidade de funções (ou traços funcionais) das espécies e quanto menor for o espaço funcional coberto, maior será a biomassa florestal (veja resultados semelhantes em BARALOTO et al., 2012, MAGNAGO et al., 2014 para florestas tropicais YUAN et al., 2018; FOTIS et al., 2018 para florestas não tropicais).

Quando avaliamos o efeito da diversidade funcional na biomassa acima do solo (AGB), através da perspectiva da Exploração Florestal, cujos valores de traços médios são utilizados, observamos que os valores de AGB não são determinados por nenhum dos índices avaliados. É provável que isto ocorra devido a biomassa florestal estar intimamente relacionada com valores de traços máximos e com sua riqueza e distribuição ao longo da comunidade. Sendo assim, as políticas públicas que visam a proteção do carbono e biomassa florestal como por exemplo REDD+ (Redução de Emissões de Gases de Efeito Estufa por Desmatamento e Degradação), nem sempre são suficientes para garantir a proteção da biodiversidade, assim como em nossa área de estudo, onde a ocorrência de áreas com maiores valores de AGB também é caracterizada por possuir pouca diversidade funcional (MAGNAGO et al., 2014, 2015).

A regressão linear mostrou que alterações feitas na diversidade funcional pela Exploração Florestal afetam significativamente a diversidade funcional do Funcionamento Ecosistêmico, ou seja, ao diminuir e homogeneizar as funções através da retirada de espécies arbóreas pela exploração florestal, alteramos também a quantidade e distribuições de funções essenciais para manter o Funcionamento Ecosistêmico. Nosso resultado destaca que os impactos da Exploração Florestal afetam significativamente o Funcionamento Ecosistêmico das árvores remanescentes. Diversos estudos já mostraram que a retirada de árvores e as condições de deixadas por essa retirada filtram espécies com traços específicos, por exemplo, maior densidade da madeira, fazendo com que parte do espaço funcional ocupado pelas espécies fique vago e que a riqueza funcional seja reduzida (VILLÉGER; MASON; MOUILLOT, 2008; SANAPHRE-VILLANUEVA et al., 2016).

Os índices de diversidade funcional (FDiv) e dispersão funcional (FDis), avaliados sob a perspectiva da Exploração Florestal, não tiveram efeito significativos nos índices sob a

perspectiva do Funcionamento Ecosistêmico. Sendo assim, nosso estudo mostrou que o aumento da similaridade funcional entre as espécies mais abundantes (menor F_{Div} – GRÁFICO 6c) e a maior similaridade entre as espécies presentes na comunidade (maior F_{Dis} – GRÁFICO 6d) possivelmente provocados pela exploração florestal, não afetaria dessa mesma forma o funcionamento ecosistêmico. Como as florestas tropicais exploradas são extensas, funcionalmente diversificadas e fornecem alta diversidade de serviços ecosistêmicos (COSTANZA et al., 2014; JOLY; METZGER; TABARELLI, 2014; VATN; VEDELD, 2013), estratégias para melhorar a conservação de florestas exploradas através do manejo florestal de impacto reduzido são necessárias. A principal prioridade inclui a melhoria das práticas de colheita para reduzir os impactos negativos nas funções e serviços do ecossistema, entre elas podemos citar a redução na intensidade da colheita, aumento do número de espécies exploradas, ciclos de corte definidos de acordo com características específicas das espécies e tratamentos silviculturais pós-exploração madeireira, seguido da manutenção de processos ecosistêmicos importantes para preservar a biodiversidade e sustentar as funções ecosistêmicas (EDWARDS et al., 2014b).

6. IMPLICAÇÕES PARA O MANEJO FLORESTAL

Nossos resultados mostram que a biomassa acima do solo é afetada negativamente pela riqueza e equitabilidade funcional do Funcionamento Ecosistêmico e que para garantir o aumento de AGB, a dominância funcional atua de maneira mais acentuada que a diversidade funcional, indicando que, quanto mais similares forem ou traços funcionais das espécies, maior será a biomassa florestal. Como implicação, as políticas públicas que são voltadas somente para a conservação dos estoques de carbono, como por exemplo REDD+, podem não amparar a conservação da biodiversidade por não favorecer a riqueza funcional. Por outro lado, muito ainda tem que se estudar sobre o potencial da regeneração pós-colheita como uma importante fonte de sequestro de carbono em floresta tropicais (GRISCOM et al., 2017; PUGH et al., 2019), principalmente na Amazônia, aonde esses estudos ainda são incipientes.

Como resultado, identificamos que alterações feitas na diversidade funcional pela Exploração Florestal afetam significativamente a diversidade funcional do Funcionamento Ecosistêmico e alteração nas funções relacionadas à Exploração Florestal podem causar efeitos negativos nas funções essenciais para o Funcionamento Ecosistêmico, ocorrendo principalmente uma redução e homogeneização das funções exercidas pelas árvores

remanescentes. Assim, uma gestão integrada que vise não somente a proteção e armazenamento da biomassa acima do solo e carbono florestal, mas também que garanta, através de ações de conservação, favorecer a riqueza funcional, importante por garantir que os processos ecológicos e funcionamento ecossistêmico não seja comprometido, é necessária.

Finalmente, para que o manejo florestal de impacto reduzido seja eficaz, algumas técnicas silviculturais precisam ser revistas, e assim possam contribuir para que as florestas tropicais continuem a exercer sua função em totalidade, garantindo que o funcionamento ecossistêmico não seja afetado. Entre as técnicas que devem ser revistas podemos citar: (a) concentração de poucas espécies com alto valor comercial para exploração, (b) um diâmetro de corte mínimo geral adotado para todas as espécies, não considerando diferenças morfofisiológicas e taxas de crescimento entre as espécies e (c) ciclos de corte unificados, sem distinção de espécie (DIONISIO et al., 2017). Evitar que as espécies sejam excessivamente exploradas, aliando a um monitoramento eficaz das florestas tropicais, garante que as áreas exploradas continuem a exercer suas funções sem que haja uma redução dos serviços ecossistêmicos fornecidos.

7. CONCLUSÕES

Nesse estudo pôde-se concluir que:

1. Espécies arbóreas ocorrentes na classe de exploração exploradas compartilham uma considerável similaridade de funções com as espécies arbóreas ocorrentes na classe de exploração não exploradas, e, em grande parte, a concentração de biomassa acima do solo (AGB) está disponível na classe de exploração exploradas, tendo como implicação direta da exploração florestal a redução de funções importantes para garantir o funcionamento ecossistêmico.
2. Assim como a redução de funções necessárias para o funcionamento ecossistêmico, a biomassa acima do solo é afetada negativamente pela riqueza funcional e equitabilidade funcional para os dados do funcionamento ecossistêmico e pequenas alterações na diversidade funcional pela exploração florestal afetam a diversidade funcional do funcionamento ecossistêmico.

REFERÊNCIAS

- ANDRADE, V. H. F. et al. Growth models for two commercial tree species in upland forests of the Southern Brazilian Amazon. **Forest Ecology and Management**, v. 438, n. February, p. 215–223, 2019.
- ASNER, G. P. et al. Ecology: Selective logging in the Brazilian Amazon. **Science**, v. 310, n. 5747, p. 480–482, 2005.
- ASNER, G. P. et al. Condition and fate of logged forests in the Brazilian Amazon. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 103, n. 34, p. 12947–12950, 2006.
- ASNER, G. P. et al. A contemporary assessment of change in humid tropical forests. **Conservation Biology**, v. 23, n. 6, p. 1386–1395, 2009.
- BARALOTO, C. et al. Disentangling stand and environmental correlates of aboveground biomass in Amazonian forests. **Global Change Biology**, v. 17, n. 8, p. 2677–2688, 2011.
- BARALOTO, C. et al. Contrasting taxonomic and functional responses of a tropical tree community to selective logging. **Journal of Applied Ecology**, v. 49, n. 4, p. 861–870, 2012.
- BARLOW, J. et al. Large tree mortality and the decline of forest biomass following Amazonian wildfires. **Ecology Letters**, v. 6, n. 1, p. 6–8, 2003.
- BRIENEN, R. J. W.; SCHÖNGART, J.; ZUIDEMA, P. A. Tree Rings in the Tropics: Insights into the Ecology and Climate Sensitivity of Tropical Trees. p. 439–461, 2016.
- BRIENEN, R. J. W.; ZUIDEMA, P. A.; DURING, H. J. Autocorrelated growth of tropical forest trees: Unraveling patterns and quantifying consequences. **Forest Ecology and Management**, v. 237, n. 1–3, p. 179–190, 2006.
- BROCKERHOFF, E. G. et al. Forest biodiversity, ecosystem functioning and the provision of ecosystem services. **Biodiversity and Conservation**, v. 26, n. 13, p. 3005–3035, 2017.
- BRYAN, J. et al. Impact of logging on aboveground biomass stocks in lowland rain forest, Papua New Guinea. **Ecological Applications**, v. 20, n. 8, p. 2096–2103, 2010.
- CERULLO, G. R.; EDWARDS, D. P. Actively restoring resilience in selectively logged tropical forests. **Journal of Applied Ecology**, v. 56, n. 1, p. 107–118, 2019.
- CHAVE, J. et al. Towards a worldwide wood economics spectrum. **Ecology Letters**, v. 12, n. 4, p. 351–366, 2009.
- CHAVE, J. et al. Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. **Global Change Biology**, v. 20, n. 10, p. 3177–3190, 2014.
- CORNELISSEN, J. H. C. et al. A handbook of protocols for standardised and easy measurement of plant functional traits worldwide. **Australian Journal of Botany**, v. 51, n. 4, p. 335–380, 2003.
- COSSET, C. C. P.; EDWARDS, D. P. The effects of restoring logged tropical forests on avian phylogenetic and functional diversity. **Ecological Applications**, v. 27, n. 6, p. 1932–1945, 2017.
- COSTANZA, R. et al. Changes in the global value of ecosystem services. **Global**

Environmental Change, v. 26, n. 1, p. 152–158, 2014.

CUTRIM CARVALHO, A. et al. Dynamics of Forest Deforestation in the Amazon of Pará: an Approach Centered in Space Econometry. **International Journal of Development Research**, v. 08, n. 06, p. 21260–21270, 2018.

DA COSTA, A. C. L. et al. Variabilidade média do perfil da temperatura e da umidade relativa do ar em uma floresta tropical chuvosa na Amazônia brasileira Average variability of temperature and relative humidity of the air in a tropical rain forest in the Brazilian Amazon. **Bol. Mus. Para. Emílio Goeldi. Cienc. Nat.**, v. 13, n. 2, p. 261–269, 2018.

DANIEL, B.; GILLET, F.; LEGENDRE, P. **Numerical Ecology with R**. [s.l.] Springer New York Dordrecht London Heidelberg ©, 2011.

DAUBER, E.; FREDERICKSEN, T. S.; PEÑA, M. Sustainability of timber harvesting in Bolivian tropical forests. **Forest Ecology and Management**, v. 214, n. 1–3, p. 294–304, 2005.

DE ASSIS, R. L. et al. Patterns of floristic diversity and composition in floodplain forests across four Southern Amazon river tributaries, Brazil. **Flora: Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants**, v. 229, n. September, p. 124–140, 2017.

DIONISIO, L. F. S. et al. Mortality of stocking commercial trees after reduced impact logging in eastern Amazonia. **Forest Ecology and Management**, v. 401, p. 1–7, 2017.

EDWARDS, D. P. et al. Land-sharing versus land-sparing logging: Reconciling timber extraction with biodiversity conservation. **Global Change Biology**, v. 20, n. 1, p. 183–191, 2014a.

EDWARDS, D. P. et al. Maintaining ecosystem function and services in logged tropical forests. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 29, n. 9, p. 511–520, 2014b.

ELLIS, P. W. et al. Reduced-impact logging for climate change mitigation (RIL-C) can halve selective logging emissions from tropical forests. **Forest Ecology and Management**, v. 438, n. February, p. 255–266, 2019.

FAUSET, S. et al. Hyperdominance in Amazonian forest carbon cycling. **Nature communications**, v. 6, p. 6857, 2015.

FOTIS, A. T. et al. Above-ground biomass is driven by mass-ratio effects and stand structural attributes in a temperate deciduous forest. **Journal of Ecology**, v. 106, n. 2, p. 561–570, 2018.

GIBBS, H. K. et al. Monitoring and estimating tropical forest carbon stocks: making REDD a reality. **Environmental Research Letters**, v. 2, n. 4, p. 045023, out. 2007.

GRISCOM, B. W. et al. Natural climate solutions. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 114, n. 44, p. 11645–11650, 2017.

JOLY, C. A.; METZGER, J. P.; TABARELLI, M. Experiences from the Brazilian Atlantic Forest: ecological findings and conservation initiatives. **The New phytologist**, v. 204, n. 3, p. 459–73, 2014.

KING, D. A. et al. The role of wood density and stem support costs in the growth and mortality of tropical trees. **Journal of Ecology**, v. 94, n. 3, p. 670–680, 2006.

LALIBERTÉ, E. et al. Land-use intensification reduces functional redundancy and response diversity in plant communities. **Ecology Letters**, v. 13, n. 1, p. 76–86, 2010.

- LALIBERTÉ, E.; LEGENDRE, P. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. **Ecology**, v. 91, n. 1, p. 299–305, 2010.
- LE QUÉRÉ, C. et al. Global Carbon Budget 2017. **Earth System Science Data**, v. 10, n. 1, p. 405–448, mar. 2018.
- LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. **Numerical Ecology**. 3. ed. Oxford, UK.: Elsevier, 2012.
- LEWIS, S. L.; EDWARDS, D. P.; GALBRAITH, D. Increasing human dominance of Tropical Forests. **Science**, v. 349, n. 6250, p. 827–832, 2015.
- MAGNAGO, L. F. S. et al. Functional attributes change but functional richness is unchanged after fragmentation of Brazilian Atlantic forests. **Journal of Ecology**, v. 102, n. 2, p. 475–485, 2014.
- MAGNAGO, L. F. S. et al. Would protecting tropical forest fragments provide carbon and biodiversity cobenefits under REDD+? **Global Change Biology**, v. 21, n. 9, p. 3455–3468, 2015.
- MAGNAGO, L. F. S. et al. Do fragment size and edge effects predict carbon stocks in trees and lianas in tropical forests? **Functional Ecology**, n. 31, p. 542–552, 2017.
- MARSHALL, A. R. et al. Measuring and modelling above-ground carbon and tree allometry along a tropical elevation gradient. **Biological Conservation**, v. 154, p. 20–33, 2012.
- MASON, N. W. H. et al. A functional approach reveals community responses to disturbances. **Journal of Ecology**, v. 28, n. 3, p. 167–177, 2013.
- PAVOINE, S. et al. On the challenge of treating various types of variables: Application for improving the measurement of functional diversity. **Oikos**, v. 118, n. 3, p. 391–402, 2009.
- PHILLIPS, O. L. et al. Changes in the carbon balance of tropical forests: Evidence from long-term plots. **Science**, v. 282, n. 5388, p. 439–442, 1998.
- PHILLIPS, O. L. et al. Field manual for plot establishment and remeasurement. ([Http://Www.Geog.Leeds.Ac.Uk/Projects/Rainfor/](http://www.Geog.Leeds.Ac.Uk/Projects/Rainfor/)), 2010.
- PIPONIOT, C. et al. Carbon recovery dynamics following disturbance by selective logging in amazonian forests. **eLife**, v. 5, n. DECEMBER2016, 2016.
- PUGH, T. A. M. et al. Role of forest regrowth in global carbon sink dynamics. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 116, n. 10, p. 4382–4387, 2019.
- PUTZ, F. E. et al. Reduced-impact logging: Challenges and opportunities. **Forest Ecology and Management**, v. 256, n. 7, p. 1427–1433, 2008.
- RUIZ-JAEN, M. C.; POTVIN, C. Can we predict carbon stocks in tropical ecosystems from tree diversity? Comparing species and functional diversity in a plantation and a natural forest. **New Phytologist**, v. 189, n. 4, p. 978–987, 2011.
- SCHÖNGART, J. Growth-Oriented Logging (GOL): A new concept towards sustainable forest management in Central Amazonian várzea floodplains. **Forest Ecology and Management**, v. 256, n. 1–2, p. 46–58, 2008.
- SCHÖNGART, J. et al. **Dendroecological Studies in the Neotropics: History, Status and Future Challenges**. [s.l.: s.n.].

- SIST, P. et al. Large trees as key elements of carbon storage and dynamics after selective logging in the Eastern Amazon. **Forest Ecology and Management**, v. 318, p. 103–109, 2014.
- TER STEEGE, H. et al. Towards a dynamic list of Amazonian tree species. **Scientific Reports**, v. 9, n. 1, p. 1–5, 2019.
- TYUKAVINA, A. et al. Types and rates of forest disturbance in Brazilian Legal Amazon, 2000–2013. **Science Advances**, v. 3, n. 4, p. 1–15, 2017.
- VAN DER SANDE, M. et al. Old-growth Neotropical forests are shifting in species and trait composition. **Ecological Monographs**, v. 86, n. 2, p. 228–243, 2016.
- VATN, A.; VEDEL, P. O. National governance structures for REDD+. **Global Environmental Change**, v. 23, n. 2, p. 422–432, 2013.
- VILLÉGER, S.; MASON, N. W. H.; MOUILLOT, D. New multidimensionale functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. **Ecology**, v. 89, n. 8, p. 2290–2301, 2008.
- WALKER, W. S. et al. The role of forest conversion, degradation, and disturbance in the carbon dynamics of Amazon indigenous territories and protected areas. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 117, n. 6, p. 3015–3025, 2020.
- WEST, T. A. P.; VIDAL, E.; PUTZ, F. E. Forest biomass recovery after conventional and reduced-impact logging in Amazonian Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 314, n. February, p. 59–63, 2014.
- WRIGHT, S. J. et al. Functional traits and the growth-mortality trade-off in tropical trees. **Ecology**, v. 91, n. 12, p. 3664–3674, 2010.
- YUAN, Z. et al. Aboveground carbon storage is driven by functional trait composition and stand structural attributes rather than biodiversity in temperate mixed forests recovering from disturbances. **Annals of Forest Science**, v. 75, n. 3, 2018.

MATERIAL SUPLEMENTAR

TABELA 1 – Tabela contendo as classes de exploração, nome científico das espécies ocorrentes na área e número de indivíduos por espécie.

Classe de Exploração	Nome Científico	Nº Indivíduos
Exploradas, N. Explorada, Substituta	<i>Astronium lecointei</i>	481
Exploradas, N. Explorada, Substituta	<i>Bagassa guianensis</i>	151
Exploradas, N. Explorada, Substituta	<i>Caryocar gracile</i>	168
Exploradas, N. Explorada, Substituta	<i>Chrysophyllum sp.</i>	1391
Exploradas, N. Explorada, Substituta	<i>Copaifera multijuga</i>	344
Exploradas, N. Explorada, Substituta	<i>Cordia goeldiana</i>	100
Exploradas, N. Explorada, Substituta	<i>Couratari guianensis</i>	2104
Exploradas, N. Explorada, Substituta	<i>Dinizia excelsa</i>	294
Exploradas, N. Explorada, Substituta	<i>Diploptropis racemosa</i>	120
Exploradas, N. Explorada, Substituta	<i>Dipteryx odorata</i>	258
Exploradas, N. Explorada, Substituta	<i>Endopleura uchi</i>	180
Exploradas, N. Explorada, Substituta	<i>Erisma uncinatum</i>	2343
Exploradas, N. Explorada, Substituta	<i>Goupia glabra</i>	551
Exploradas, N. Explorada, Substituta	<i>Hymenaea courbaril</i>	362
Exploradas, N. Explorada, Substituta	<i>Hymenolobium excelsum</i>	177
Exploradas, N. Explorada, Substituta	<i>Licaria cannella</i>	215
Exploradas, N. Explorada, Substituta	<i>Machaerium macrophyllum</i>	1164
Exploradas, N. Explorada, Substituta	<i>Manilkara huberii</i>	1864
Exploradas, N. Explorada, Substituta	<i>Manilkara paraensis</i>	585

Exploradas, N. Substituta	Explorada,	<i>Myrcia sylvatica</i>	444
N.explorada		<i>Alexa grandiflora</i>	66
N.explorada		<i>Ambelania acida</i>	120
N.explorada		<i>Anacardium spruceanum</i>	95
N.explorada		<i>Apeiba albiflora</i>	67
N.explorada		<i>Aspidosperma album</i>	23
N.explorada		<i>Aspidosperma macrocarpon</i>	3
N.explorada		<i>Bertholletia excelsa</i>	107
N.explorada		<i>Bombacopsis glabra</i>	69
N.explorada		<i>Brosimum guianense</i>	4
N.explorada		<i>Buchenavia parvifolia</i>	372
N.explorada		<i>Calycophyllum spruceanum</i>	125
N.explorada		<i>Caraipa grandiflora</i>	680
N.explorada		<i>Carapa guianensis</i>	56
N.explorada		<i>Caryocar villosum</i>	155
N.explorada		<i>Cedrela fissilis</i>	10
N.explorada		<i>Chrysophyllum venezuelanense</i>	34
N.explorada		<i>Clarisia racemosa</i>	76
N.explorada		<i>Couma macrocarpa</i>	33
N.explorada		<i>Croton urucurana</i>	1
N.explorada		<i>Dipteryx punctata</i>	9
N.explorada		<i>Dipteryx sp</i>	1
N.explorada		<i>Enterolobium contortisiliquum</i>	176
N.explorada		<i>Enterolobium maximum</i>	77
N.explorada		<i>Eschweilera blanchetiana</i>	896
N.explorada		<i>Eschweilera ovata</i>	4
N.explorada		<i>Euplassa sp.</i>	770
N.explorada		<i>Guatteria olivacea</i>	9
N.explorada		<i>Holopyxidium jarana</i>	140
N.explorada		<i>Hymenaea sp.</i>	327
N.explorada		<i>Inga heterophylla</i>	179
N.explorada		<i>Inga paraensis</i>	21
N.explorada		<i>Iryanthera grandis</i>	8
N.explorada		<i>Jacaranda copaia</i>	85
N.explorada		<i>Laetia procera</i>	174
N.explorada		<i>Lecythis lurida</i>	242
N.explorada		<i>Licania parviflora</i>	138
N.explorada		<i>Licaria macrophylla</i>	43
N.explorada		<i>Macrolobium latifolium</i>	6
N.explorada		<i>Maquira calophylla</i>	84
N.explorada		<i>Mezilaurus itauba</i>	166
N.explorada		<i>Micropholis melinoniana</i>	29

N.explorada	<i>Micropholis sp.</i>	217
N.explorada	<i>Mouriri acutiflora</i>	34
N.explorada	<i>Neea oppositifolia</i>	1
N.explorada	<i>NI</i>	110
N.explorada	<i>Ocotea guianensis</i>	18
N.explorada	<i>Ocotea rubra</i>	7
N.explorada	<i>Ormosia excelsa</i>	5
N.explorada	<i>Ormosia nobilis</i>	58
N.explorada	<i>Ormosia paraensis</i>	132
N.explorada	<i>Ormosia sp.</i>	2
N.explorada	<i>Osteophloeum platyspermum</i>	76
N.explorada	<i>Parahancornia amapa</i>	44
N.explorada	<i>Parkia multijuga</i>	791
N.explorada	<i>Parkia nitida</i>	64
N.explorada	<i>Peltogyne maranhensis</i>	1
N.explorada	<i>Peltogyne paniculata</i>	2
N.explorada	<i>Pithecellobium racemosum</i>	90
N.explorada	<i>Platymiscium ulei</i>	40
N.explorada	<i>Pourouma villosa</i>	139
N.explorada	<i>Pouteria caimito</i>	273
N.explorada	<i>Pouteria decorticans</i>	18
N.explorada	<i>Pouteria gongrijpii</i>	2060
N.explorada	<i>Pouteria guianensis</i>	25
N.explorada	<i>Pouteria sp.</i>	169
N.explorada	<i>Protium decandrum</i>	30
N.explorada	<i>Protium sp.</i>	591
N.explorada	<i>Qualea paraensis</i>	62
N.explorada, Substituta	<i>Roupala montana</i>	34
N.explorada	<i>Sacoglottis amazonica</i>	41
N.explorada	<i>Sacoglottis guianensis</i>	164
N.explorada	<i>Sapium longifolium</i>	1
N.explorada	<i>Scheffera morototoni</i>	53
N.explorada	<i>Sclerolobium paniculatum</i>	106
N.explorada	<i>Simarouba amara</i>	98
N.explorada	<i>Sterculia alata</i>	53
N.explorada	<i>Sterculia pruriens</i>	1494
N.explorada	<i>Swartzia grandiflora</i>	40
N.explorada	<i>Swartzia racemosa</i>	94
N.explorada	<i>Swartzia sp</i>	4
N.explorada	<i>Symphonia globulifera</i>	120
N.explorada	<i>Tabebuia serratifolia</i>	12
N.explorada	<i>Tachigali myrmecophila</i>	1588

N.explorada	<i>Tapirira guianensis</i>	77
N.explorada, Substituta	<i>Tetragastris panamensis</i>	2584
N.explorada	<i>Thyrsodium spruceanum</i>	77
N.explorada	<i>Trattinickia rhoifolia</i>	280
N.explorada	<i>Vantanea guianensis</i>	78
N.explorada	<i>Vantanea sp.</i>	11
N.explorada	<i>Vatairea guianensis</i>	110
N.explorada	<i>Vataireopsis speciosa</i>	463
N.explorada	<i>Virola surinamensis</i>	31
N.explorada	<i>Vochysia floribunda</i>	8
N.explorada	<i>Vochysia guianensis</i>	104
N.explorada	<i>Vochysia inundata</i>	21
N.explorada	<i>Vochysia maxima</i>	7
N.explorada	<i>Vouacapoua americana</i>	1142
TOTAL		32926

TABELA 2 – Tabela contendo o Nome Científico das espécies, número total de indivíduos (nº ind) e os valores médio das variáveis qualidade do fuste (QF), diâmetro à altura do peito (DAP), altura do fuste (HF) e valor total da variável biomassa acima do solo (AGB/sp.) por espécie.

Nome Científico	nº ind.	QF	DAP	WD	HF	AGB/sp.
<i>Alexa grandiflora</i>	66	1.2	0.809	0.632	18.67	9084.14
<i>Ambelania acida</i>	120	1.1	0.747	0.525	19.34	6281.16
<i>Anacardium spruceanum</i>	95	1.2	0.693	0.479	18.14	4798.07
<i>Apeiba albiflora</i>	67	1.7	0.588	0.239	16.06	1602.53
<i>Aspidosperma album</i>	23	1.1	0.528	0.766	18.22	3663.20
<i>Aspidosperma macrocarpon</i>	3	1.3	0.490	0.683	17.00	2606.07
<i>Astronium lecointei</i>	481	1.1	0.739	0.790	19.63	28470.82
<i>Bagassa guianensis</i>	151	1.1	0.746	0.706	19.55	24420.89
<i>Bertholletia excelsa</i>	107	1.1	0.827	0.624	19.39	9857.69
<i>Bombacopsis glabra</i>	69	1.3	0.656	0.458	18.38	4023.12
<i>Brosimum guianense</i>	4	1.5	0.573	0.843	16.25	4670.41
<i>Buchenavia parvifolia</i>	372	1.5	0.760	0.818	18.43	10400.16
<i>Calycophyllum spruceanum</i>	125	1.3	0.666	0.707	18.18	5981.99
<i>Caraipa grandiflora</i>	680	1.1	0.610	0.780	17.83	5316.25
<i>Carapa guianensis</i>	56	1.1	0.626	0.569	18.57	4229.83
<i>Caryocar gracile</i>	168	1.2	0.914	0.690	18.73	40007.16

<i>Caryocar villosum</i>	155	1.2	0.784	0.758	18.48	10257.42
<i>Cedrela fissilis</i>	10	1.1	0.577	0.437	18.30	2598.23
<i>Chrysophyllum sp.</i>	1391	1.1	0.790	0.775	19.44	30171.27
<i>Chrysophyllum venezuelanense</i>	34	1.0	0.656	0.775	19.26	6210.78
<i>Clarisia racemosa</i>	76	1.1	0.616	0.585	18.61	4234.17
<i>Copaifera multijuga</i>	344	1.1	0.766	0.642	19.13	23535.72
<i>Cordia goeldiana</i>	100	1.1	0.649	0.498	18.85	13058.38
<i>Couma macrocarpa</i>	33	1.3	0.591	0.495	17.48	3164.09
<i>Couratari guianensis</i>	2104	1.1	0.738	0.510	19.22	17572.94
<i>Croton urucurana</i>	1	1.0	0.541	0.410	15.00	2069.57
<i>Dinizia excelsa</i>	294	1.3	1.331	0.939	19.19	126516.56
<i>Diploptropis racemosa</i>	120	1.0	0.721	0.750	19.10	23408.20
<i>Dipteryx odorata</i>	258	1.2	0.688	0.923	18.75	26253.09
<i>Dipteryx punctata</i>	9	1.3	0.566	0.920	15.56	4975.97
<i>Dipteryx sp</i>	1	1.0	0.586	0.913	20.00	5236.50
<i>Endopleura uchi</i>	180	1.1	0.677	0.772	19.08	20316.86
<i>Enterolobium contortisiliquum</i>	176	1.1	0.743	0.410	18.80	4835.85
<i>Enterolobium maximum</i>	77	1.2	0.989	0.407	19.26	9922.28
<i>Erisma uncinatum</i>	2343	1.1	0.837	0.523	19.29	25272.35
<i>Eschweilera blanchetiana</i>	892	1.3	0.576	0.828	16.99	4802.86
<i>Eschweilera ovata</i>	4	1.3	0.553	0.900	15.00	4734.60
<i>Euplassa sp.</i>	770	1.3	0.625	0.520	17.47	3974.07
<i>Goupia glabra</i>	551	1.3	0.778	0.727	18.64	28989.30
<i>Guatteria olivacea</i>	9	1.7	0.590	0.456	15.33	2997.28
<i>Holopyxidium jarana</i>	140	1.2	0.563	0.930	17.54	5112.78
<i>Hymenaea courbaril</i>	362	1.1	0.800	0.787	19.62	34805.89
<i>Hymenaea sp.</i>	327	1.4	0.573	0.790	17.14	4851.10
<i>Hymenolobium excelsum</i>	177	1.1	0.858	0.650	19.29	34255.57
<i>Inga heterophylla</i>	179	1.4	0.593	0.560	16.06	3549.92
<i>Inga paraensis</i>	21	1.6	0.530	0.820	15.71	3851.64
<i>Iryanthera grandis</i>	8	1.1	0.668	0.630	18.75	5539.09
<i>Jacaranda copaia</i>	85	1.2	0.596	0.354	17.72	2368.02
<i>Laetia procera</i>	174	1.4	0.551	0.633	16.43	3331.65
<i>Lecythis lurida</i>	242	1.4	0.740	0.830	17.99	9338.15
<i>Licania parviflora</i>	138	1.1	0.603	0.820	17.97	5401.42
<i>Licaria cannella</i>	215	1.3	0.654	0.939	18.08	22980.82
<i>Licaria macrophylla</i>	43	1.3	0.548	0.815	16.26	4221.63
<i>Machaerium macrophyllum</i>	1164	1.3	0.718	0.591	18.37	19210.05
<i>Macrolobium latifolium</i>	6	1.5	0.600	0.669	15.83	4193.16
<i>Manilkara huberii</i>	1864	1.1	0.751	0.921	19.06	35386.82
<i>Manilkara paraensis</i>	585	1.1	0.725	0.860	19.16	26993.55
<i>Maquira calophylla</i>	84	1.2	0.571	0.620	17.58	3555.23

<i>Mezilaurus itauba</i>	166	1.5	0.641	0.720	17.97	5549.05
<i>Micropholis melinoniana</i>	29	1.4	0.571	0.530	16.59	3134.01
<i>Micropholis sp.</i>	217	1.4	0.567	0.650	16.60	3688.41
<i>Mouriri acutiflora</i>	34	1.4	0.571	0.810	16.71	4565.80
<i>Myrcia sylvatica</i>	444	1.0	0.604	0.801	18.38	15555.08
<i>Neea oppositifolia</i>	1	1.0	0.573	0.893	15.00	4865.02
<i>NI</i>	110	1.3	0.613	0.663	18.20	4644.88
<i>Ocotea guianensis</i>	18	1.5	0.675	0.530	17.72	5325.35
<i>Ocotea rubra</i>	7	1.0	0.707	0.501	19.86	5001.22
<i>Ormosia excelsa</i>	5	1.0	0.548	0.610	17.00	3112.58
<i>Ormosia nobilis</i>	58	1.7	0.613	0.580	16.53	4017.40
<i>Ormosia paraensis</i>	132	1.2	0.612	0.663	17.78	4797.26
<i>Ormosia sp.</i>	2	1.0	0.557	0.621	17.50	3257.03
<i>Osteophloeum platyspermum</i>	76	1.1	0.725	0.466	18.82	5175.31
<i>Parahancornia amapa</i>	44	1.0	0.706	0.460	19.14	4713.80
<i>Parkia multijuga</i>	791	1.1	0.762	0.396	19.07	5238.30
<i>Parkia nitida</i>	64	1.1	0.852	0.383	19.13	6454.72
<i>Peltogyne maranhensis</i>	1	2.0	0.430	0.690	15.00	1907.70
<i>Peltogyne paniculata</i>	2	1.0	0.522	0.796	19.00	3495.39
<i>Pithecellobium racemosum</i>	90	1.2	0.541	0.544	17.00	2849.97
<i>Platymiscium ulei</i>	40	1.1	0.574	0.750	18.45	4285.87
<i>Pourouma villosa</i>	139	1.3	0.569	0.340	15.88	2053.38
<i>Pouteria caimito</i>	273	1.4	0.617	0.784	17.10	5503.71
<i>Pouteria decorticans</i>	18	1.2	0.629	0.783	17.78	5609.03
<i>Pouteria gongrijpii</i>	2060	1.2	0.608	0.799	18.16	5303.91
<i>Pouteria guianensis</i>	25	1.5	0.626	0.930	16.84	6653.23
<i>Pouteria sp.</i>	169	1.2	0.706	0.783	18.46	7785.91
<i>Protium decandrum</i>	30	1.7	0.537	0.514	15.47	2553.70
<i>Protium sp.</i>	591	1.3	0.573	0.572	17.22	3407.78
<i>Qualea paraensis</i>	62	1.1	0.697	0.689	19.56	6836.35
<i>Roupala montana</i>	34	1.1	0.721	0.730	19.11	15986.42
<i>Sacoglottis amazonica</i>	41	1.2	0.628	0.805	18.29	5989.38
<i>Sacoglottis guianensis</i>	164	1.2	0.586	0.836	17.39	5022.36
<i>Sapium longifolium</i>	1	1.0	0.764	0.421	15.00	4870.28
<i>Scheffera morotoni</i>	53	1.3	0.573	0.453	15.94	2675.48
<i>Sclerolobium paniculatum</i>	106	1.4	0.631	0.525	17.79	3971.17
<i>Simarouba amara</i>	98	1.2	0.667	0.378	18.63	3407.68
<i>Sterculia alata</i>	53	1.0	0.699	0.492	19.11	4809.96
<i>Sterculia pruriens</i>	1494	1.4	0.625	0.486	17.72	3664.00
<i>Swartzia grandiflora</i>	40	1.3	0.608	1.030	16.88	6644.08
<i>Swartzia racemosa</i>	94	1.8	0.600	0.834	16.36	5376.90
<i>Swartzia sp</i>	4	1.8	0.571	0.834	15.00	4685.87

<i>Symphonia globulifera</i>	120	1.4	0.572	0.619	16.83	3714.69
<i>Tabebuia serratifolia</i>	12	1.2	0.758	0.924	19.58	10838.32
<i>Tachigali myrmecophila</i>	1588	1.3	0.664	0.476	18.20	4189.40
<i>Tapirira guianensis</i>	77	1.5	0.559	0.457	15.57	2576.50
<i>Tetragastris panamensis</i>	2584	1.2	0.625	0.732	17.53	10403.40
<i>Thyrsodium spruceanum</i>	77	1.5	0.587	0.540	16.87	3499.92
<i>Trattinickia rhoifolia</i>	280	1.2	0.805	0.451	19.09	6747.28
<i>Vantanea guianensis</i>	78	1.2	0.636	0.841	18.55	6213.96
<i>Vantanea sp.</i>	11	1.5	0.561	0.841	15.91	4431.68
<i>Vatairea guianensis</i>	110	1.2	0.669	0.672	18.52	5994.41
<i>Vataireopsis speciosa</i>	463	1.2	0.675	0.650	18.62	5901.86
<i>Virola surinamensis</i>	31	1.1	0.560	0.413	17.10	2302.65
<i>Vochysia floribunda</i>	8	1.5	0.583	0.457	16.75	2875.79
<i>Vochysia guianensis</i>	104	1.1	0.744	0.509	19.15	6094.72
<i>Vochysia inundata</i>	21	1.1	0.736	0.457	19.24	5293.47
<i>Vochysia maxima</i>	7	1.9	0.923	0.495	16.86	10252.54
<i>Vouacapoua americana</i>	1142	1.4	0.548	0.794	16.40	4029.49
Total Geral	32926	1.2	0.687	0.678	18.12	1109273.11

TABELA 3 – Tabela contendo as Unidades de Tratamento (UT), sua respectiva área (hectares), biomassa acima do solo (ton/ha) e estoque de carbono (ton/ha).

UT	Área	AGB/hectare	C/hectare
1	119.77	100.798	50.399
2	119.77	85.077	42.538
3	119.77	101.984	50.992
4	119.77	101.705	50.852
5	45.85	131.497	65.748
6	100.00	136.235	68.118
7	100.00	132.772	66.386
8	100.00	139.736	69.868
9	66.78	104.856	52.428
10	100.00	122.176	61.088
11	100.00	125.399	62.700
12	100.00	149.481	74.741
13	74.94	121.473	60.736
14	100.00	122.049	61.024
15	100.00	119.365	59.683
16	100.00	117.438	58.719
17	70.91	107.572	53.786
18	84.08	113.844	56.922
19	82.26	114.093	57.046
20	80.58	101.278	50.639
Média	94.22	117.441	58.721
TOTAL	1884.48	2348.828	1233.135

TABELA 4: Resultado do Teste de Tukey para **Funcionamento Ecosistêmico**. Valores máximos de biomassa acima do solo (Biomass), altura do fuste (HF), qualidade do fuste (QF) e densidade de madeira (WD), considerando as características preditoras para o funcionamento Ecosistêmico. Grupo DF (Grupo Diversidade Florestal, obtido como resultado da análise de DF para spfgr); variáveis (valores máximos para as variáveis para cada Grupo DF); erro padrão; Grupo (análise à posteriori para os Grupos DF identificando as similaridades entre os grupos)

Funcionamento Florestal - Biomassa (a)			
Grupo DF	Biomassa	erro padrão	Significância Tukey
1	15.075	±9.90	C
2	34.047	±20.04	B
3	19.475	±13.33	BC
4	130.244	±57.04	A

Funcionamento Florestal – Altura do Fuste (b)			
Grupo DF	HF Máx.	erro padrão	Significância Tukey
1	19.937	±0.12	B
2	31.636	±0.13	A
3	19.696	±0.06	B
4	22.000	±0.18	B

Funcionamento Florestal - Qualidade do Fuste (c)			
Grupo DF	Média dens.	erro padrão	Significância Tukey
1	1.953	±0.21	C
2	2.363	±0.50	B
3	3.000	±0.00	A
4	2.444	±0.52	B

Funcionamento Ecosistêmico – Densidade Máxima (d)			
Grupo DF	WD Máx.	erro padrão	Significância Tukey
1	0.552	±0.12	C
2	0.667	±0.13	B
3	0.844	±0.06	A
4	0.691	±0.18	B

TABELA 5: Resultado do Teste de Tukey para **Extração Florestal**. Valores médios da altura do fuste (HF), diâmetro à altura do peito (DAP), densidade de madeira (WD) e qualidade do fuste (QF), considerando as características preditoras para exploração. Grupo DF (Grupo Diversidade Florestal, obtido como resultado da análise de DF para spfgr); Valores (valores das variáveis para cada GRUPO DF); erro padrão; Grupo (análise à posteriori para os Grupos DF identificando as similaridades entre os grupos)

Extração Florestal – Diâmetro à altura do peito - DAP (a)			
Grupo DF	DAP Média	erro padrão	Significância - Tukey
1	76.316	±8.61	A
2	59.939	±7.87	B
3	64.5883	±7.43	B
4	66.667	±19.30	B

Extração Florestal – Altura média do fuste - HF (b)			
Grupo DF	HF Média	erro padrão	Significância - Tukey
1	18.995	±0.41	A
2	16.735	±0.89	C
3	18.251	±1.13	B
4	16.975	±1.15	C

Extração Florestal – Qualidade do Fuste - QF (c)			
Grupo DF	QF Média	erro padrão	Significância - Tukey
1	1.141	±0.84	C
2	1.369	±0.21	B
3	1.157	±0.08	C
4	1.519	±0.17	A

Extração Florestal – Densidade média da madeira (d)			
Grupo DF	WD Média	erro padrão	Significância - Tukey
1	0.485	±0.07	B
2	0.515	±0.10	B
3	0.777	±0.10	A
4	0.808	±0.07	A

GRÁFICO 1: Dendrograma de método de agrupamento por Cluster Hierárquico para os dados de Funcionamento Ecológico

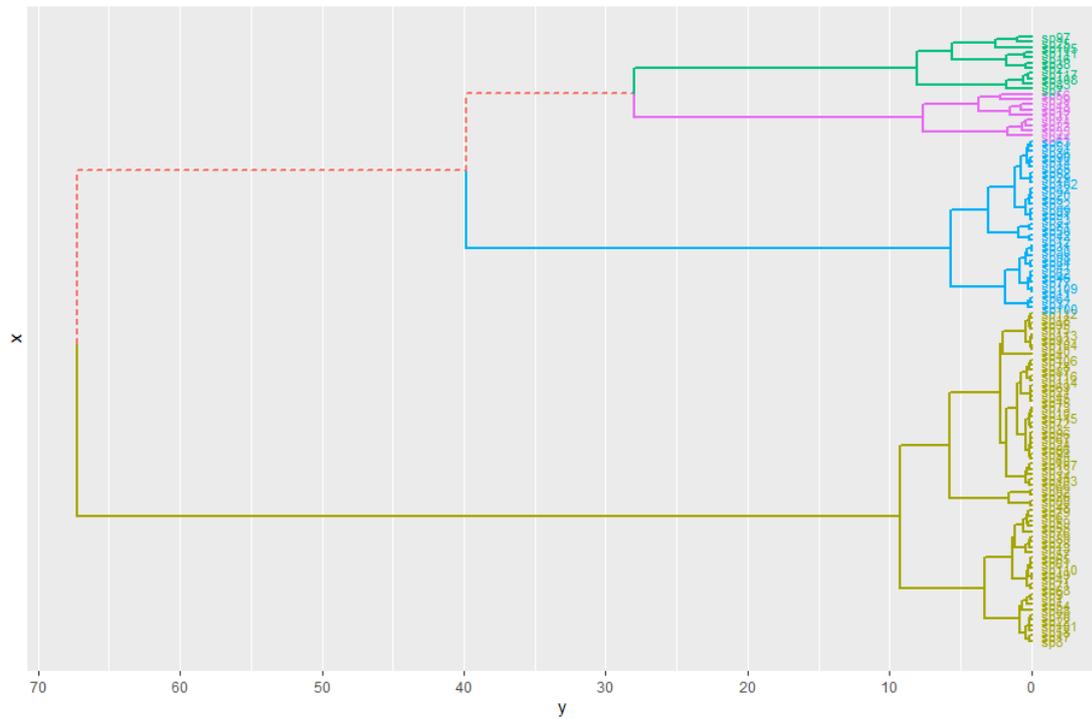


GRÁFICO 2: Dendrograma de método de agrupamento por Cluster Hierárquico para os dados de Extração Florestal

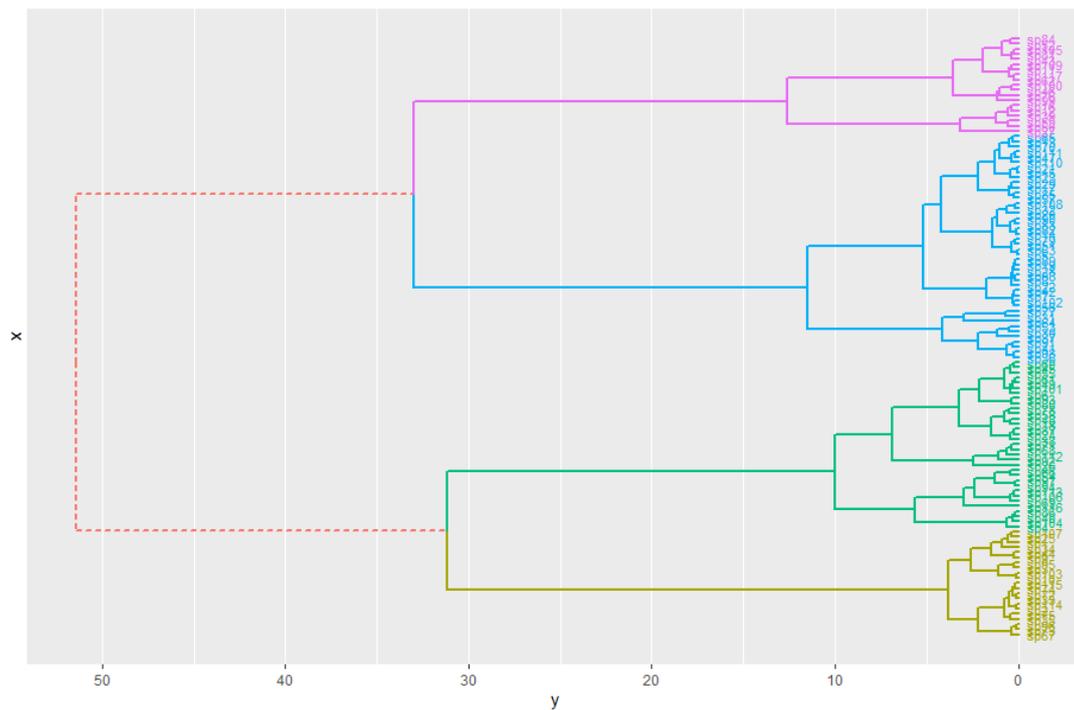


GRÁFICO 3: Resultado das análises de diversidade funcional dos quatro índices (FRic, FEve, FDis e FDiv) para os dados de Funcionamento Ecosistêmico.

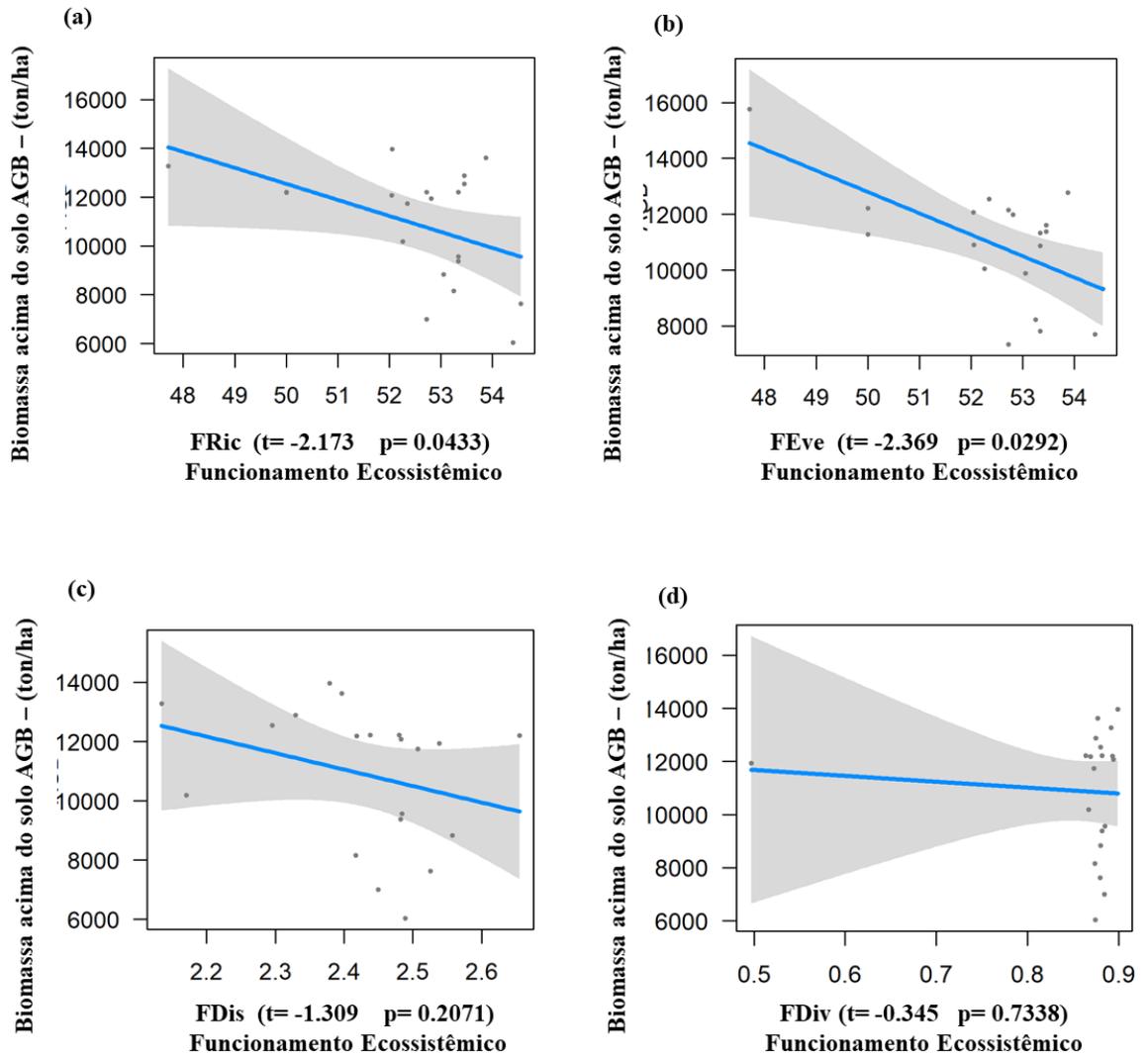


GRÁFICO 4: Resultado das análises de diversidade funcional dos quatro índices (FRic, FEve, FDis e FDiv) para os dados de Exploração Florestal.

