



**FUNDAÇÃO UNIVERSIDADE FEDERAL DE RONDÔNIA
NÚCLEO DE CIÊNCIAS EXATAS E DA TERRA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM DESENVOLVIMENTO
REGIONAL E MEIO AMBIENTE**

**VARIAÇÃO ESPACIAL E TEMPORAL DA BIOMASSA VEGETAL DIRECIONADA
POR PREDITORES AMBIENTAIS EM FLORESTA DE TERRA-FIRME NA ESEC
CUNIÃ – INTERFLÚVIO MADEIRA-PURUS, RONDÔNIA, BRASIL**

RICARDO TEIXEIRA GREGÓRIO DE ANDRADE

Porto Velho (RO)
2017



**FUNDAÇÃO UNIVERSIDADE FEDERAL DE RONDÔNIA
NÚCLEO DE CIÊNCIAS EXATAS E DA TERRA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM DESENVOLVIMENTO
REGIONAL E MEIO AMBIENTE**

**VARIAÇÃO ESPACIAL E TEMPORAL DA BIOMASSA VEGETAL DIRECIONADA
POR PREDITORES AMBIENTAIS EM FLORESTA DE TERRA-FIRME NA ESEC
CUNIÃ – INTERFLÚVIO MADEIRA-PURUS, RONDÔNIA, BRASIL**

RICARDO TEIXEIRA GREGÓRIO DE ANDRADE

Orientador: Prof. Dr. Angelo Gilberto Manzatto

Tese de Doutorado apresentada junto ao Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento Regional e Meio Ambiente, Área de Concentração em Desenvolvimento Sustentável & Diagnóstico Ambiental, para obtenção do Título de Doutor em Desenvolvimento Regional e Meio Ambiente.

Porto Velho (RO)
2017

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Fundação Universidade Federal de Rondônia
Gerada automaticamente mediante informações fornecidas pelo(a) autor(a)

A553v Andrade, Ricardo.

Variação espacial e temporal da biomassa vegetal direcionada por preditores ambientais em floresta de terra-firme na ESEC Cuniã – interflúvio Madeira-Purus, Rondônia, Brasil / Ricardo Andrade. -- Porto Velho, RO, 2017.
79 f. : Il.

Orientador(a): Prof. Dr. Ângelo Gilberto Manzatto

Tese (Doutorado em Desenvolvimento Regional e Meio Ambiente) -
Fundação Universidade Federal de Rondônia

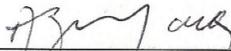
1.Biomassa. 2.Preditores ambientais. 3.Amazônia Sul-Occidental. I.
Manzatto, Angelo Gilberto. II. Título.

CDU 581.522(811.1)

RICARDO TEIXEIRA GREGÓRIO DE ANDRADE

**VARIAÇÃO ESPACIAL E TEMPORAL DA BIOMASSA VEGETAL DIRECIONADA POR
PREDITORES AMBIENTAIS EM FLORESTA DE TERRA-FIRME NA ESEC CUNIÃ –
INTERFLÚVIO MADEIRA-PURUS, RONDÔNIA, BRASIL**

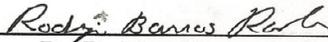
Comissão Examinadora



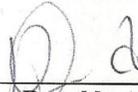
Dr. Angelo Gilberto Manzatto
Orientador
Fundação Universidade Federal de Rondônia



Dr. José Júlio de Toledo
Membro Titular
Universidade Federal do Amapá



Dr. Rodrigo Barros Rocha
Membro Titular
Fundação Universidade Federal de Rondônia/Embrapa Rondônia



Dr. Ronaldo Almeida
Membro Titular
Fundação Universidade Federal de Rondônia



Dra. Susamar Pansini
Membro Titular
União das Escolas Superiores de Rondônia

Porto Velho, 10 de outubro de 2017.

Resultado: APROVADO

AGRADECIMENTOS

Sou grato a Deus, o Mestre superior a tudo e toda a ciência.

À meus pais grandemente, Irineu Andrade e Ana Maria Teixeira por toda a educação e formação familiar, moral e acadêmica que me proporcionaram direta e indiretamente. E também a minha irmã Andréa, foram muitos aprendizados juntos.

A minha família, minha esposa e meus filhos, por me fazerem ser melhor a cada dia e dar forças pra buscar meus objetivos.

A todos que contribuíram para os meus aprendizados acadêmicos e vida profissional, desde a alfabetização. São tantos e tantas são as memórias de professores, colegas e amigos.

Ao Governo Federal e ao IFRO pela oportunidade em realizar o doutorado com afastamento das funções de docente e servidor público. Buscarei cumprir meu dever de retornar à sociedade o conhecimento derivado desta formação.

Especialmente ao meu orientador Gil, um bom orientador. Responsável com os graduandos e pós-graduandos em campo e em laboratório. Bom direcionador no desenvolvimento da tese e atento aos fundamentos da ciência. Grato também pelas oportunidades que me concedeu.

Ao professor Wanderley Bastos, em nome de toda a equipe do Laboratório de Biogeoquímica Wolfgang Pfeiffer. Grato pela infraestrutura e atmosfera acadêmico-científica da qual usufruí, fruto da dedicação de todos, especialmente de quem está a frente dos resultados que o laboratório vem alcançando.

À CAPES, pelo financiamento da bolsa de doutorado, super importante e incentivador para um estudante e para o labor científico nacional. Ao PPBio e seus integrantes por todo auxílio, cursos e eventos dos quais participei e todo o cabedal de estudos científicos e infraestrutura derivada, inclusive a grade de pesquisa da ESEC Cuniã, a qual foi minha área de estudo.

Grato à Susamar, à Adeílza e todos os colegas orientandos do professor Gil pelo auxílio em campo e no desenvolvimento da tese. Grato mesmo. E grato aos mateiros e ajudantes de campo, muito importantes para a realização da pesquisa, especialmente ao parobotânico Edilson Consuelo Oliveira.

À valiosíssima experiência de campo dentro da selva amazônica, pouco conhecida e pouco valorizada pela alarmante maioria da população mundial.

Grato ao PGDRA, à UNIR e a todos os professores e servidores que formam o Doutorado em Desenvolvimento Regional.

“A mais bela coisa que podemos vivenciar é o mistério.
Ele é fonte de qualquer arte verdadeira e qualquer ciência.

Aquele que desconhece esta emoção,
aquele que não para mais para pensar
e não se fascina, está como morto:
seus olhos estão fechados”

Albert Einstein

RESUMO

Estudos referentes à composição de espécies e estimativas de biomassa vegetal na Amazônia são essenciais para ampliar o conhecimento de sua biodiversidade e subsidiar estimativas confiáveis para modelos de fluxo de carbono e predição da função das florestas tropicais no clima global. Além dos fatores climáticos e estocásticos, as variáveis edáficas, topográficas e hidrológicas também determinam os padrões estruturais e de distribuição de espécies e biomassa vegetal, atuando como preditores ambientais de grande influência. Neste estudo, são avaliados os efeitos destes preditores e das taxas de recrutamento e mortalidade sobre as variáveis: abundância e riqueza de espécies; variação espacial e temporal de biomassa viva acima do solo e variação espacial de necromassa. O estudo foi realizado em 30 parcelas permanentes de terra firme na Estação Ecológica do Cuniã – ESEC Cuniã, conforme a metodologia de Pesquisa Ecológica de Longa Duração – PELD e as diretrizes do Programa de Pesquisa em Biodiversidade – PPBio. A área de estudo, compreendida no interflúvio Madeira-Purus, possui fatores edáficos, topográficos e hidrológicos bastante específicos dentro do bioma, pertencendo a uma região de paleovárzea de solos oligotróficos, com alto percentual de palmeiras e estoque de biomassa vegetal relativamente baixo quando comparado a demais áreas na Amazônia. Por meio de análises fitossociológicas e emprego de modelagem de equações estruturais (SEM), em síntese, os resultados encontrados foram que: por estar inserida em uma região recente do ponto de vista geológico de características ecológicas peculiares, a área estudada reflete grande heterogeneidade ambiental com ausência de correlação entre as variáveis topográficas, edáficas e hidrológicas; ocorre alta variabilidade da composição de espécies, porém, os valores médios de riqueza, diversidade, área basal, percentual de espécies localmente raras e estoques de biomassa são baixos quando comparados à Amazônia; a integração das variáveis ambientais com os atributos fitossociológicos e estruturais vegetacionais possibilitou alto poder preditivo da variação espacial da composição florística, biomassa vegetal e necromassa, em que a riqueza foi direcionada principalmente pelo teor de silte no solo e a diversidade e variação espacial e temporal de biomassa foram principalmente determinadas pela distância horizontal da rede de drenagem, indicando maior produtividade e acúmulo de carbono em áreas próximas a rios e igarapés; e os estoques de necromassa de árvores grossas foram principalmente determinados por anoxia causada pela retenção de água no solo. Por fim, os resultados encontrados podem subsidiar políticas públicas de conservação e desenvolvimento regional para a região.

Palavras-chave: Biomassa; Preditores ambientais; Amazônia Sul-Occidental.

ABSTRACT

Studies referred to plant species composition and biomass estimates on Amazonia are essential to amplify its biodiversity knowledge and provide trustable estimates for carbon fluxes modeling and prediction of tropical forests function on global climate. Besides climatic and stochastic factors, environmental variables as edaphic, topographic and hydrological also are essential to determine structural species distribution and biomass variation patterns, acting as predictors of great influence. In this study, those predictors' and recruitment and mortality rates effects are evaluated over species abundance and diversity, spatial and temporal variation of aboveground live biomass and spatial variation of necromass. Study was realized in 30 terra firme permanent plots of Ecological Station of Cuniã, a research sampling site of 25 km² installed in conformity to Long Term Ecological Research methods and rules of the Programa de Pesquisa em Biodiversidade – PPBio. Study area, located at Madeira-Purus interfluve holds edaphic, topographic and hydrological characteristics very specific inside bioma, belonging to a paleovarzea region of oligotrophic soils and low biomass stocks when compared to Amazonia, holding a high palms percentage. By means of phytosociological analysis and structural equation modeling (SEM), in synthesis results were: for being inserted in a geologic recent region of peculiar characteristics, studied area reflects a high heterogeneous environment with absence of correlation among topographic, edaphic and hydrologic variables; there is high variability of species composition, however means values of richness, diversity, ground area, rare local species percentage and biomass stocks are low when compared to Amazonia; integration of environmental variables with phytosociological and structural attributes derived high predictive power of floristic composition, biomass and necromass spatial variation, within richness being mostly directed by silt tenor and diversity and spatial and temporal biomass variation mostly driven by water horizontal distance, thus indicating higher productivity and carbon storage nearby river flows; necromass stocks of gross trees were mainly determined by anoxia caused for soil water retention. Finally, results found may foment public policies of regional development and conservation for similar areas in the region.

Key-words: Biomass; Environmental predictor; South-western Amazonia.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Localização geográfica da área estudada.....	23
Figura 2 - Imagem SRTM baseada em cotas altimétricas indicando a inserção da área estudada em paleovárzea referente a antigo afluente do rio Madeira.	24
Figura 3 - Esquema gráfico de piezômetro instalado.....	27
Figura 4 - Esquema gráfico das faixas de amostragem para identificação e estimativa de AGLB de indivíduos arbóreos conforme DAP.....	28
Figura 5 - Esquema amostral para medição das peças de necromassa (galhos e troncos) e coleta dos discos amostrais: Di_1 e Di_2 = maior e menor diâmetro da primeira peça de madeira; Di_2 e Di_3 = maior e menor diâmetro da segunda peça (1ª bifurcação); Di_2 e Di_4 = maior e menor diâmetro da terceira peça (2ª bifurcação); Da_1 , Da_2 e Da_3 = local de coleta dos três discos amostrais; e C = comprimento da peça.	31
Figura 6 - Fluxograma metodológico para estimativa da produção de necromassa.....	33
Figura 7 - Fluxograma metodológico para estimativa do estoque de necromassa.....	34
Figura 8 – Distribuição dos indivíduos monitorados por classe diamétrica: (A) todas; (B) árvores; (C) palmeiras; e altura: (D) todas; (E) árvores; (F) palmeiras;	37
Figura 9 – Curva cumulativa do número de espécies por parcela.....	38
Figura 10 - Famílias com maiores percentuais de abundância e riqueza de espécies.	38
Figura 11 – Composição do Índice de Valor de Importância Familiar (IVIF) das dez famílias botânicas mais importantes na área estudada.	39
Figura 12 - Distribuições de variáveis por classe de quartis: A- número de indivíduos (pós extrapolação para 1 ha); B - DAP médio; C - altura média; D – riqueza; E – diversidade.....	40
Figura 13 - Dendrograma da Análise de Cluster para as 30 parcelas da grade PPBio na ESEC Cuniã.	41
Figura 14 – Composição estrutural (%) da necromassa (produção e estoque) e número de árvores mortas por classe diamétrica.	44
Figura 15 - Diagrama da modelagem de equações estruturais dos efeitos diretos e indiretos da textura edáfica (areia, silte e argila), altitude, fertilidade (soma de bases), hidrologia (DHR e DVL) e atributos estruturais (área basal e médias de DAP, altura e densidade da madeira) sobre a fitossociologia (riqueza de Chao e diversidade) para a grade de amostragem. Os coeficientes de regressão padronizados são expostos nas linhas. Relações significativas (linhas contínuas) são indicadas com asteriscos (* $P < 0,05$; ** $P \leq 0,01$). Os valores de R^2 indicam a variação total da variável dependente que é explicada pela combinação das variáveis independentes.....	46
Figura 16 - Correlações entre (A) Riqueza e (B) Diversidade e as variáveis da modelagem de equações estruturais que resultaram efeitos diretos e indiretos sobre estes atributos fitossociológicos. Asteriscos indicam relações significativas (* $P < 0,05$; ** $P \leq 0,01$).	46
Figura 17 - Diagrama da modelagem de equações estruturais dos efeitos diretos e indiretos da textura edáfica (areia, silte e argila), altitude, fertilidade (soma de bases), taxa de recrutamento, hidrologia (DHR e DVL), da fitossociologia (riqueza de Chao e diversidade) e atributos estruturais (área basal e médias de DAP, altura e densidade da madeira) sobre AGLB. Os coeficientes de regressão padronizados são expostos nas linhas. Relações significativas (linhas contínuas) são indicadas com asteriscos (* $P < 0,05$; ** $P \leq 0,01$). Os valores de R^2 indicam a variação total da variável dependente que é explicada pela combinação das variáveis independentes.....	47
Figura 18 - Correlações entre AGLB e variáveis da modelagem de equações estruturais que resultaram efeitos diretos e/ou indiretos sobre AGLB. Asteriscos indicam relações significativas (* $P < 0,05$; ** $P \leq 0,01$)......	48
Figura 19 - Diagrama da modelagem de equações estruturais dos efeitos diretos e indiretos da textura edáfica (areia, silte e argila), altitude, fertilidade (soma de bases), taxa de recrutamento, hidrologia	

(DHR e DVL), d fitossociologia (riqueza de Chao e diversidade) e atributos estruturais (área basal e médias de DAP, altura e densidade da madeira) sobre AGLB de (A) árvores e (B) palmeiras. Os coeficientes de regressão padronizados são expostos nas linhas. Relações significativas (linhas contínuas) são indicadas com asteriscos (*P < 0,05; **P ≤ 0,01). Os valores de R ² indicam a variação total da variável dependente que é explicada pela combinação das variáveis independentes.....	50
Figura 20 - Correlações entre AGLB e variáveis da modelagem de equações estruturais que resultaram efeitos diretos e/ou indiretos sobre AGLB de árvores e de palmeiras distintamente. Asteriscos indicam relações significativas (*P < 0,05; **P ≤ 0,01).	51
Figura 21 - Diagrama da modelagem de equações estruturais dos efeitos diretos e indiretos da textura edáfica (teores de areia, silte e argila), altitude, fertilidade (soma de bases), taxa de recrutamento, taxa de mortalidade, hidrologia (DHR e DVL) e variação dos atributos estruturais (Δárea basal e Δmédias de DAP e altura) sobre ΔAGLB (A) total; (B) de árvores; e (C) de palmeiras para a grade de amostragem. Os coeficientes de regressão padronizados são expostos nas linhas. Relações significativas (linhas contínuas) são indicadas com asteriscos (*P < 0,05; **P ≤ 0,01). Os valores de R ² indicam a variação total da variável dependente que é explicada pela combinação das variáveis independentes.....	52
Figura 22 - Correlações entre ΔAGLB e variáveis da modelagem de equações estruturais que resultaram efeitos diretos e/ou indiretos sobre ΔAGLB (A) de árvores e (B) de palmeiras distintamente. Asteriscos indicam relações significativas (*P < 0,05; **P ≤ 0,01).....	53
Figura 23 - Diagrama da modelagem de equações estruturais dos efeitos diretos e indiretos da textura edáfica (teores de areia, silte e argila), altitude, fertilidade (soma de bases), taxa de mortalidade, hidrologia (DHR e DVL), da fitossociologia (riqueza de Chao e diversidade) e atributos estruturais (área basal e médias de DAP, altura e densidade da madeira) sobre necromassa: (A) total; (B) de 10 ≤ DAP < 30 cm; e (C) de DAP ≥ 30 cm para a grade amostragem. Os coeficientes de regressão padronizados são expostos nas linhas. Relações significativas (linhas contínuas) são indicadas com asteriscos (*P < 0,05; **P ≤ 0,01). Os valores de R ² indicam a variação total da variável dependente que é explicada pela combinação das variáveis independentes.....	54
Figura 24 - Correlações entre necromassa e variáveis da modelagem de equações estruturais que resultaram efeitos diretos e indiretos sobre necromassa com DAP ≥ 30 cm. Asteriscos indicam relações significativas (*P < 0,05; **P ≤ 0,01).....	55

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Estatísticas descritivas das variáveis ambientais.....	36
Tabela 2 – Gêneros mais representativos do inventário florístico da Grade PPBio na ESEC Cuniã....	39
Tabela 3 – Médias da estimativa de AGLB de árvores e palmeiras ($t \cdot ha^{-1}$) e da presença de indivíduos (ha^{-1}) por classe diamétrica.....	42
Tabela 5 – Taxas médias de mortalidade (TM) e recrutamento (TR) por ha por classe diamétrica.	43
Tabela 6 – Médias de densidade básica da madeira ($g \cdot cm^{-3}$) e perda de massa (%) das peças de necromassa amostradas por classe diamétrica e categorias de decomposição.	44
Tabela 7 – Estatísticas descritivas de variáveis utilizadas na modelagem de equações estruturais.	45
Tabela 8 - Modelagem de equações estruturais dos efeitos diretos e indiretos da textura edáfica (areia, silte e argila), altitude, fertilidade (soma de bases), taxa de recrutamento, hidrologia (DHR e DVL), dos fitossociologia (riqueza de Chao e diversidade) e atributos estruturais (área basal e médias de DAP, altura e densidade da madeira) sobre AGLB para $DAP < 10$ cm; $10 \leq DAP < 30$ cm; e $DAP \geq 30$ cm. Os valores de R^2 indicam a variação total da variável dependente explicada pela combinação das variáveis independentes. Relações significativas são indicadas com asteriscos (* $P < 0,05$; ** $P \leq 0,01$).	49

SUMÁRIO

APRESENTAÇÃO	13
INTRODUÇÃO	16
2 MATERIAIS E MÉTODOS	22
2.1 ÁREA DE ESTUDO.....	22
2.2 DELINEAMENTO AMOSTRAL	25
2.3 VARIÁVEIS AMBIENTAIS.....	25
2.4 MAPEAMENTO E IDENTIFICAÇÃO DAS ÁRVORES.....	27
2.5 ANÁLISE FITOSSOCIOLÓGICA.....	29
2.6 ESTIMATIVAS DE BIOMASSA ARBÓREA VIVA (ÁRVORES E PALMEIRAS) ACIMA DO SOLO E VARIAÇÃO TEMPORAL.....	30
2.7 ESTIMATIVAS DE PRODUÇÃO E ESTOQUE DE NECROMASSA.....	30
2.8 ANÁLISES DOS DADOS.....	34
3 RESULTADOS.....	35
3.1 PREDITORES AMBIENTAIS	35
3.2 FITOSSOCIOLOGIA	36
3.3 COMPOSIÇÃO FLORÍSTICA E PREDITORES AMBIENTAIS	40
3.4 ESTRUTURA – DESCRIÇÃO DOS DADOS.....	42
3.5 EFEITOS DOS PREDITORES AMBIENTAIS	45
4 DISCUSSÃO.....	55
4.1 PREDITORES AMBIENTAIS.....	55
4.2 FITOSSOCIOLOGIA E FLORÍSTICA.....	56
4.3 ESTRUTURA E CONTEXTO REGIONAL.....	60
4.4 EFEITOS DOS PREDITORES AMBIENTAIS	62
5 CONCLUSÃO	66
REFERÊNCIAS	68
APÊNDICE A - Famílias e espécies encontradas, em ordem decrescente de DR (densidade relativa); GA (área basal); Ni (número de indivíduos); FR (frequência relativa); DoR (dominância relativa); IVC = índice de valor de cobertura.....	76

APRESENTAÇÃO

A Amazônia ocupa lugar de destaque no cenário sócio-político ambiental mundial, tanto pela forte degradação ambiental que sofre, como por exercer papel vital nos ciclos regionais e globais de água e carbono, detendo 45% das florestas tropicais mundiais e abrigando cerca de um quinto das espécies existentes (INPA, 2009). Ainda assim, mesmo com os crescentes esforços de estudo, a pesquisa científica na Amazônia ainda é incipiente e fragmentada, visto seu tamanho colossal. As pesquisas de caráter pontual, não refletem a necessidade premente do conhecimento das relações ecossistêmicas e da biodiversidade deste bioma para sua conservação, bem como de sua influência nos ciclos biogeoquímicos e alterações climáticas globais, e não exercem o impacto necessário sobre políticas públicas de desenvolvimento regional e nacional, tendo em vista uma região tão importante (ANDRADE e MANZATTO, 2014). Logo, estudos regionalizados referentes às composições florísticas e às estimativas de biomassa vegetal e seus padrões estruturais e de distribuição ao longo de toda a Amazônia são essenciais para: ampliar o conhecimento de sua biodiversidade; subsidiar estimativas confiáveis para modelos de fluxo de carbono e predição da função das florestas tropicais no clima global; e diminuir incertezas quanto à resposta do bioma às futuras pressões antropogênicas e mudanças na composição atmosférica global.

A área de estudo da presente tese constitui-se de um sítio de amostragem permanente de 25 km², instalado em 2009 conforme as diretrizes do Programa de Pesquisa em Biodiversidade – PPBio, criado pelo Ministério de Ciência e Tecnologia – MCT, e permite a aplicação de metodologia de Pesquisa Ecológica de Longa Duração – PELD. Estudos de longa duração nestas parcelas permitem capturar padrões ecológicos e modelar a influência do ambiente sobre estes. Por conseguinte, a implantação de parcelas permanentes de monitoramento de biomassa vegetal oferece a possibilidade de captar, além da variação espacial, a variação temporal nas estimativas de biomassa florestal, constituindo imenso potencial para aferição de estimativas precisas de estoque e fluxo de carbono (MAGNUSSON et al., 2005; MAGNUSSON et al., 2013).

A utilização de métodos padronizados aumenta a eficiência dos estudos de monitoramento e conhecimento da biodiversidade, pois além de atender às demandas locais e regionais, permite a realização de análises integradas em escalas maiores, resultando no avanço do entendimento de processos ecológicos no âmbito da bacia amazônica. Dados adquiridos em projetos PELD são vistos como os mais completos e os mais úteis para o

monitoramento de longo prazo e comparações fitofisionômicas e geográficas com outras regiões. Ainda, sob a ótica do desenvolvimento regional, o método apresenta a vantagem de capacitar e treinar analistas e comunitários nos processos de tomada de decisão e monitoramento dos dados (MAGNUSSON et al., 2005; MAGNUSSON et al., 2013).

Esta tese possui três focos de estudo. Primeiramente, trata da fitossociologia e composição florística da área, e relação desta com preditores edáficos, topográficos e hidrológicos, visando a esclarecer a contribuição de tais fatores na determinação do padrão de distribuição das espécies. No caso do interflúvio Madeira-Purus e da ESEC Cuniã, além de sua taxonomia ainda ser bastante desconhecida, a retomada dos planos de repavimentação da rodovia BR 319, que liga Porto Velho a Manaus, infere em grandes riscos a uma região ainda pouco explorada, tornando urgente o conhecimento florístico básico da região para subsídios a planos de conservação mais eficientes e políticas de desenvolvimento regional menos impactantes.

O segundo foco é direcionado à aferição da biomassa e necromassa vegetal na área e sua inserção no contexto regional, considerando tal relevância diante da localização geográfica e características ecológicas e ambientais. A ESEC Cuniã encontra-se no sudoeste da Amazônia, região que é caracterizada por possuir árvores mais baixas e com espécies arbóreas de menor densidade da madeira quando comparada a outras regiões amazônicas. Somado a isso, por estar inserida em área com histórico de sofrer forte pressão de desflorestamento, se estendendo até o presente, apresenta menor biomassa do que foi previamente calculado (NOGUEIRA et al., 2007), sendo importante uma aferição mais precisa e atual das estimativas para a região. O terceiro enfoque busca conhecer como as variáveis ambientais, estruturais e taxonômicas influenciam os padrões de variação de biomassa e necromassa na área de estudo.

A presente tese teve início em outubro de 2013. Abaixo estão citadas as comunicações científicas havidas até o momento derivadas de parte do cabedal de fundamentação da tese e de algumas supressões desta.

Artigos publicados em periódicos:

ANDRADE, R. T. G.; PANSINI, S.; SAMPAIO, A. F.; RIBEIRO, M. S.; CABRAL, G. S.; MANZATTO, A.G.. Fitossociologia de uma floresta de terra firme na Amazônia Sul-Occidental, Rondônia, Brasil. BIOTA AMAZÔNIA, v. 7, p. 36-43, 2017. DOI: <http://dx.doi.org/10.18561/2179-5746/biotaamazonia.v7n2p36-43>.

PANSINI, S.; SAMPAIO, A.F.; REIS, N.F.C.; BERNARDI, J.V.E; QUESADA, C.A.N.; ANDRADE, R.T.G.; MANZATTO, A.G.. Riqueza e Seletividade de Palmeiras ao Longo de

Gradientes Ambientais na Região do Interflúvio Purus-Madeira em Porto Velho, RO. *Biota Amazônia*, v. 6, p. 93-100, 2016. DOI: <http://dx.doi.org/10.18561/2179-5746/biotaamazonia.v6n2p93-100>.

ANDRADE, R. T. G.; MANZATTO, A. G.. A Insuficiência de Políticas Públicas Nacionais Pró-Biodiversidade Amazônica. *Revista Gestão e Políticas Públicas*, v. 4, p. 219-239, 2014.

Artigos encaminhados para publicação em periódicos:

ANDRADE, R. T. G.; PANSINI, S.; SAMPAIO, A. F.; MANZATTO, A.G.. Tree mortality rates in a south-western Brazilian Amazon: effects of topography, soil and hydrology. *Acta Amazonica*. 2017

SAMPAIO, A. F.; ANDRADE, R. T. G.; ZUQUIM, G.; COSTA, F. R. C.; CUNHA, M. F. M.; MANZATTO, A.G.. Lycophyta and ferns of Cuniã Ecological Station, Rondônia, Brasil. *Checklist*. 2017

Trabalhos publicados em anais de eventos:

ANDRADE, R. T. G.; PANSINI, S. ; SAMPAIO, A. F. ; MANZATTO, A.G. Preditores hidrológicos determinam estoques de necromassa em Floresta de Terra-firme no Interflúvio Madeira-Purus. VIII Seminário de Pós-Graduação e Pesquisa e I Simpósio de Inovação, Propriedade Intelectual e Tecnologia. Porto Velho-RO, 26-28 jun 2017.

ANDRADE, R. T. G.; MANZATTO, A.G. Estoque e produção de necromassa nas parcelas permanentes do PPBIO na Estação Ecológica do Cuniã-RO, dados preliminares. III Simpósio CENBAM e PPBio Amazônia Ocidental. Manaus-AM, 17-19 nov 2015.

INTRODUÇÃO

A biodiversidade terrestre é a base de todas as relações humanas, abrangendo as searas social, cultural, tecno-científica, ética e econômica. Avaliando-se apenas a produção dos setores industriais, biotecnológicos e de subsistência (alimentícios e florestais), estima-se que os serviços ecossistêmicos prestados pela biodiversidade, se contabilmente internalizados, equivaleriam a mais de US\$ 124 trilhões anuais, quase o dobro do PIB mundial (de GROOT et al. 2012; COSTANZA et al. 2014). Contudo, as pressões antropogênicas crescem continuamente e progressivamente, sendo que desde 1990, mais de 70% das ecorregiões globais definidas sofreram aumento de atividades antrópicas em mais de 20%, e nas 20 ecorregiões mais afetadas tal pressão mais que dobrou. Como exemplo, na várzea do Rio Purus e nas florestas tropicais circundantes dos Rios Japurá, Solimões e Negro, tal aumento foi de 161% e 101%, respectivamente (VENTER et al., 2016).

Por conseguinte, estudos florísticos e fitossociológicos ao longo dos ecossistemas amazônicos são indubitavelmente necessários, por derivarem o conhecimento da composição e distribuição das espécies vegetais que pode subsidiar políticas e ações eficientes de proteção, conservação e manejo da flora e consequente biodiversidade envolvida (OLIVEIRA et al., 2008; SOUZA, 2012). Assim, o primeiro passo para obtenção de tal conhecimento é a realização dos inventários florísticos, posto que caracterizam a diversidade da flora do local estudado, evitando sub ou superestimação da mesma. A consistência metodológica e cobertura espacial dos inventários, ainda que não cheguem ao nível específico para todos os indivíduos, permitem análises numéricas e estatísticas valiosas para descrever variações espaciais de biomassa, diversidade, composição de comunidades e funcionamento florestal, ainda pouco entendidas, em escala local ou regional, a partir da integração de dados (ter STEEGE et al., 2006; 2013).

Os padrões espaciais e temporais de distribuição de plantas são determinados em grande parte pelo determinismo ambiental e/ou processos históricos e limitações físicas de dispersão (PALACE et al., 2012; MITCHARD et al., 2014; BRIENEN et al., 2015). Em florestas tropicais, contudo, existem discussões sobre quais destes fatores conferem maior importância relativa na estruturação das comunidades vegetais. Enquanto há autores que chamam atenção para a relevância de eventos estocásticos e históricos, outros documentam a importância de preditores ambientais, como disponibilidade de luz, topografia, altitude, hidrografia, textura e composição do solo, para explicar a estruturação das comunidades

(TOLEDO et al., 2011; ALVES et al., 2010). Gradientes topográficos, hidrológicos e edáficos, em diferentes escalas de abordagem, são fundamentais na determinação da estrutura e distribuição de espécies em florestas tropicais (COSTA et al., 2005; ALVES et al., 2010; EMILIO et al., 2014).

A ecologia vem focando estudos mais apurados relativos à composição florística e fitossociologia de ecossistemas florestais amazônicos. Oliveira et al. (2004; 2008) resumizam conclusões de diversos estudos atestando que a floresta amazônica possui contingentes florísticos ricos e bastante variados conforme ambientes (diversidade alfa) e distâncias geográficas (diversidade beta), vistas as “múltiplas inter-relações entre seus componentes bióticos e abióticos que formam um conjunto de ecossistemas altamente complexo e de equilíbrio ecológico extremamente frágil”. Majoritariamente, ocorre que em florestas de terra firme persiste uma grande heterogeneidade ambiental com poucos representantes por espécie e baixa similaridade florística entre parcelas contíguas.

Previamente, ecólogos criam que regimes imprevisíveis de tempestades, temperatura, doenças e outros fatores ambientais de florestas tropicais implicavam em comunidades de plantas altamente heterogêneas. Contudo, a floresta amazônica se mostra muito mais homogênea quanto à composição de espécies. Observa-se que a maior parte da ciclagem biogeoquímica na Amazônia é restrita a uma minúscula parcela da biodiversidade, pois apenas 227 espécies de árvores (1,4% do total) respondem por metade de todos os indivíduos do bioma, enquanto as 11.000 espécies mais raras representam somente 0,12% dos indivíduos (PITMAN et al., 2001; 2013; ter STEEGE et al., 2013).

A variabilidade ambiental existente é relacionada a diversos fatores e mecanismos, como: os mecanismos ecológicos de mortalidade e recrutamento de árvores, cujas taxas seriam diretamente proporcionais à riqueza de espécies encontrada (PHILLIPS et al., 1994); climas mais chuvosos e estáveis e solos mais férteis, que garantiriam maior diversidade (GENTRY, 1988; CLINEBELL et al., 1995; ter STEEGE et al., 2000); distâncias geográficas associadas a preditores ambientais topográficos, edáficos e hidrológicos (VICENTINI 2004; COSTA et al. 2005; ter STEEGE et al. 2006; BUTT et al. 2008; DUQUE et al. 2009; SOUZA, 2009); e eventos perturbadores.

Estudos mostram que os solos da Amazônia são formados por gradientes de fertilidade com diversificadas características físicas e químicas (QUESADA et al., 2010; 2011), os quais influenciam a produtividade primária e densidade das árvores (MALHI e DAVIDSON, 2009; QUESADA et al., 2012), as taxas de recrutamento e mortalidade (PHILLIPS et al., 2004; MARTINS et al., 2015) e também a distribuição de espécies de palmeiras (COSTA et al.

2009; EMILIO et al., 2014). Toledo (2009) sumariza diversos estudos relacionando preditores edáficos e topográficos à mortalidade de árvores e formação de clareiras em florestas tropicais. Desta feita, é essencial a continuidade dos estudos a fim de se aclarar quais são os fatores direcionadores da composição e distribuição das espécies vegetais na Amazônia. Esperançosamente, as contínuas descobertas da prevalente homogeneidade vegetal do bioma sobre imensas áreas possibilita o uso de modelos preditivos para compreensão da composição e estrutura florestal que possam ser estendidos a regiões circundantes próximas não visitadas (PITMAN et al., 2001; 2013).

Neste enfoque, a biomassa vegetal é uma propriedade chave dos ecossistemas, por ser a resultante do balanço de massa entre as taxas de ganho por produtividade (fotossíntese) e perda por respiração e mortalidade (emissão de CO₂) (ALVES et al., 2010). O estudo da biomassa florestal amazônica é de alta relevância, visto que a Amazônia é um dos maiores reservatórios mundiais de carbono, armazenando em torno de $3,9 \cdot 10^{11}$ árvores (~16.000 espécies) (ter STEEGE et al., 2013) e 150–200 PgC em biomassa viva e solos (BRIENEN et al. 2015). O armazenamento de carbono pode estar relacionado a eventos históricos, a fatores estocásticos e/ou principalmente a variáveis ambientais como topografia, fertilidade e propriedades físicas do solo, disponibilidade de luz e hidrologia (ter STEEGE et al., 2000; PHILLIPS, 2004; CASTILHO et al., 2006; ter STEEGE et al., 2006; CHAO et al., 2008; BAKER, 2009; EMILIO et al., 2013). Na Amazônia, existe grande variabilidade espacial nas estimativas de biomassa vegetal. Basicamente, para fins de estudos ecológicos, pode ser segmentada em biomassa vegetal encontrada acima e abaixo do solo, sendo ainda subdividida em viva e morta.

Quanto à biomassa viva acima do solo, doravante denominada AGLB (*aboveground live biomass*), as estimativas geralmente são obtidas através de equações alométricas que integram medições de diâmetro, altura e densidade da madeira de árvores em determinada área. Tais parâmetros são relacionados às variáveis ambientais edáficas, topográficas e hidrológicas, as quais podem servir como preditores para as informações acerca das estimativas de estoque e de distribuição espacial da biomassa florestal, bem como de sua variação temporal (COSTA et al., 2005; ALVES et al., 2010; EMILIO et al., 2014). Entretanto, em face da variabilidade ambiental da Amazônia e poucas áreas estudadas e monitoradas, tais estimativas ainda são inexistentes ou incertas para muitos locais, o que resulta em muitas incertezas quanto ao estoque e fluxo de carbono amazônico (ANDRADE e MANZATTO, 2014; MITCHARD et al., 2014).

Somado a isso, há o fato de que diversas regiões amazônicas têm sofrido alterações em suas dinâmicas florestais em diferentes direções, o que é sumarizado por alguns autores (TOLEDO et al., 2011; COSTA et al., 2005; BRIENEN et al., 2015). Tais alterações, causadas majoritariamente por mudanças climáticas, resultam em modificações nas taxas de assimilação e liberação de carbono pela floresta (Phillips et al., 2009; Lewis et al., 2010). A exemplo, intensificações do fenômeno El niño podem resultar em prolongadas secas, que levam a diminuição de produtividade vegetal e aumento da mortalidade de árvores em florestas tropicais (MARTINS et al., 2015), o que pode também ocorrer em casos de inundações prolongadas (PHILLIPS et al., 2004). Nessa direção, um cenário drástico poderia alterar a função ecológica de áreas que funcionam como sumidouro de carbono, transformando-as em áreas emissoras de CO₂ (BRIENEN et al., 2015).

Na Amazônia Central, Castilho et al. (2006) e Toledo et al. (2012) destacam que o solo e topografia são responsáveis por modelar cerca de um terço da variação espacial e acumulação de AGLB e necromassa. Esses autores reconhecem que solo e topografia podem estar relacionados com aspectos hidrológicos determinantes da variação de biomassa e recomendam estudos similares em outras áreas para aumentar o conhecimento da variação espacial da biomassa. Schietti et al. (2016) revelam a predição da hidrologia para a estrutura de biomassa florestal ao longo do interflúvio Madeira-Purus.

A biomassa morta é denominada liteira, sendo constituída por detritos orgânicos majoritariamente de origem vegetal (folhas, flores, frutos, galhos e troncos) produzidos pela floresta e responde por importante função nos ecossistemas e ciclos biogeoquímicos, em níveis local, regional e global. Pode ser classificada como serrapilheira fina (folhas, flores e frutos) e liteira grossa (material lenhoso com diâmetro > 2 cm). Para fins de estudos ecológicos, a liteira grossa de diâmetro > 10 cm é denominada necromassa (NASCIMENTO e LAURANCE, 2002; PHILLIPS et al., 2004; TOLEDO, 2009; MARTINS et al., 2015; SILVA et al., 2016).

A necromassa representa de 0,91 a 41,8% da biomassa vegetal total acima do solo (SILVA et al., 2016). Em alguns casos, pode até superar a liberação de nutrientes da liteira fina para o solo quando decomposta (SCHOWALTER, 1992; et al., 1998), sendo essencial para incremento da fertilidade do solo (MARTINS et al., 2015). Globalmente, a necromassa possui significativa importância nos ciclos biogeoquímicos devido à liberação do CO₂ para a atmosfera quando de sua decomposição, posto que o carbono constitui aproximadamente 46% da biomassa seca de árvores (IPCC, 2014) e que o material lenhoso de uma árvore representa cerca de 99% de seu peso seco (HIGUCHI et al., 1998).

Naturalmente, a necromassa é produzida principalmente pela morte de árvores (que caem ou permanecem em pé), mas também pela queda de galhos e troncos de árvores vivas (árvores quebradas que rebrotam). A produção de necromassa e mortalidade de árvores são basicamente resultantes de quatro fatores: senescência, relação com preditores ambientais, distúrbios climáticos e fatores estocásticos. Os fatores estocásticos referem-se à morte pela queda de outras árvores, enfraquecimento do tronco por danos provocados por grandes mamíferos ou ataque de fungos, insetos e patógenos, sendo aleatórios e caracterizando um ruído nos resultados das análises estatísticas (TOLEDO et al., 2012a; 2012b).

Nas florestas amazônicas, a produção de necromassa é bastante variável espacial e temporalmente, sendo influenciada por diversos fatores. Por isso, é fundamental a realização de estudos em escalas locais e regionais, que apresentem mesmas condições climáticas e menores diversidades florísticas e ambientais. Em áreas antropicamente impactadas (*e.g.* por madeiras), os valores são maiores quando comparados às florestas prístinas, tanto pela ação direta do corte, como pela alteração da paisagem devido à logística de extração e manuseio da madeira (FELDPAUSCH et al., 2006; PALACE et al., 2007).

Por sua magnitude em área e biomassa vegetal, a Amazônia é vital nessa seara, principalmente em face das mudanças climáticas, que podem alterar os valores de produção e estoque de necromassa. Pequenos incrementos nas taxas de mortalidade no bioma podem resultar na emissão de enormes quantidades de CO₂, influenciando novos direcionamentos das mudanças climáticas (HUNTINGFORD et al., 2013, BRIENEN, 2015). Como os modelos climáticos preveem cenários com alterações extremas nos regimes pluviométricos, motivados pelos fenômenos El niño e La niña (DAVIDSON et al., 2012; GLOOR et al., 2013; IPCC, 2014), entender os padrões de variabilidade espacial da mortalidade e necromassa de árvores é fundamental para aprimorar as estimativas de fluxo de carbono na Amazônia (TOLEDO, 2011; MARTINS et al., 2015).

Quanto à relação com preditores ambientais, é relevante observar que a necromassa deriva do porte da biomassa viva (considerando densidade da madeira e crescimento das árvores), que é fortemente relacionada às variáveis edáficas, topográficas e/ou hidrológicas. Logo, os preditores ambientais podem ser relacionados direta ou indiretamente à mortalidade e necromassa, que variam entre espécies e ambientes ao longo da bacia. Vista a variabilidade dos ecossistemas amazônicos, não se pode definir uma variável única como causa (GALE and BARFOD, 1999; LAURANCE et al., 1999; GALE, 2000; PHILLIPS et al., 2004; CASTILHO et al., 2006; NEPSTAD et al., 2007; CHAO et al., 2009; QUESADA et al.,

2009a; TOLEDO et al., 2011; 2012b; MARTINS et al., 2015). Contudo, estudos locais e regionais podem apontar resultados direcionadores.

Phillips et al. (2004) sumarizaram estudos ao longo de 25 anos na Amazônia e relatam que a variação espacial da mortalidade de árvores exibe relação diretamente proporcional à fertilidade do solo. A mortalidade também apresenta relação positiva com solos mal drenados, em que as raízes são superficiais e a anoxia geralmente causa enfraquecimento e mesmo apodrecimento do sistema radicular, diminuindo a resistência da árvore ao vento e à chuva pela fraca ancoragem no solo (DREW, 1997; KOZLOWSKI, 1997; TOLEDO et al., 2011; 2012b). Por vezes, condições anóxicas constantes também podem resultar em menor biomassa e consequentes menores estoques de necromassa (CHAO et al., 2008; MARTINS et al., 2015). Estudos também demonstram que intensificações nas taxas de mortalidade e estoque de necromassa também estão frequentemente associadas à ocorrência de distúrbios climáticos, tais como secas prolongadas, fogo, *blowdowns*, tempestades e enchentes prolongadas (HAUGAASEN et al., 2003; PHILLIPS, 2004; BAKER et al., 2009; TOLEDO et al., 2012b; DAVIDSON et al., 2012; VASCONCELOS et al., 2013). Quanto às tempestades, o vento e a chuva geralmente são apenas as causas proximais da morte, sendo a infecção por agentes externos ou condições edáficas restritivas os verdadeiros motivadores da morte das árvores (TOLEDO et al., 2012b).

É importante salientar que tais fatores resultam em diferentes modos de morte das árvores. Árvores quebradas geralmente são causadas por vento forte e árvores mortas em pé podem estar associadas à própria senescência da árvore ou condições de encharcamento do solo. Logo, compreender a relação entre preditores ambientais e modo de morte pode auxiliar no entendimento da variação espacial da necromassa e mortalidade de árvores. No entanto, há poucos estudos que buscam tal relação para fatores edáficos e topográficos (CAREY et al., 1994; KORNING e BALSLEV, 1994; GALE e BALFORD, 1999; CHAO et al., 2009; TOLEDO et al., 2011) e praticamente inexistem para preditores hidrológicos, tais como distâncias horizontal e vertical à drenagem. Quanto às árvores mortas em pé, há evidências de maior proporção destas em áreas com maior estabilidade climática (CAREY et al., 1994) e em áreas submetidas a enchentes prolongadas (CECANTINI, 2008). Inundações ocasionais e prolongadas podem também resultar em estoques elevados de necromassa, sendo importante o estudo deste fenômeno, visto que pouco se conhece sobre sua influência na provisão de CO₂ atmosférico, a qual provavelmente é bastante relevante (DAVIDSON et al., 2012).

O objetivo principal da presente tese é avaliar a influência direta e indireta das variáveis ambientais edáficas, topográficas e hidrológicas, de ora em diante citadas como

preditores ambientais, sobre a variação espacial e temporal da biomassa vegetal no sítio de amostragem. Para este fim e considerando a área estudada, possui como objetivos secundários: (a) descrever a fitossociologia e composição florística, e relação desta com os preditores ambientais; (b) aferir os estoques e produção de biomassa e necromassa, comparando-os aos valores encontrados na Amazônia; (c) conhecer como os preditores ambientais influenciam e/ou determinam a estrutura e distribuição espacial e temporal da biomassa vegetal de árvores e palmeiras e a variação espacial da necromassa.

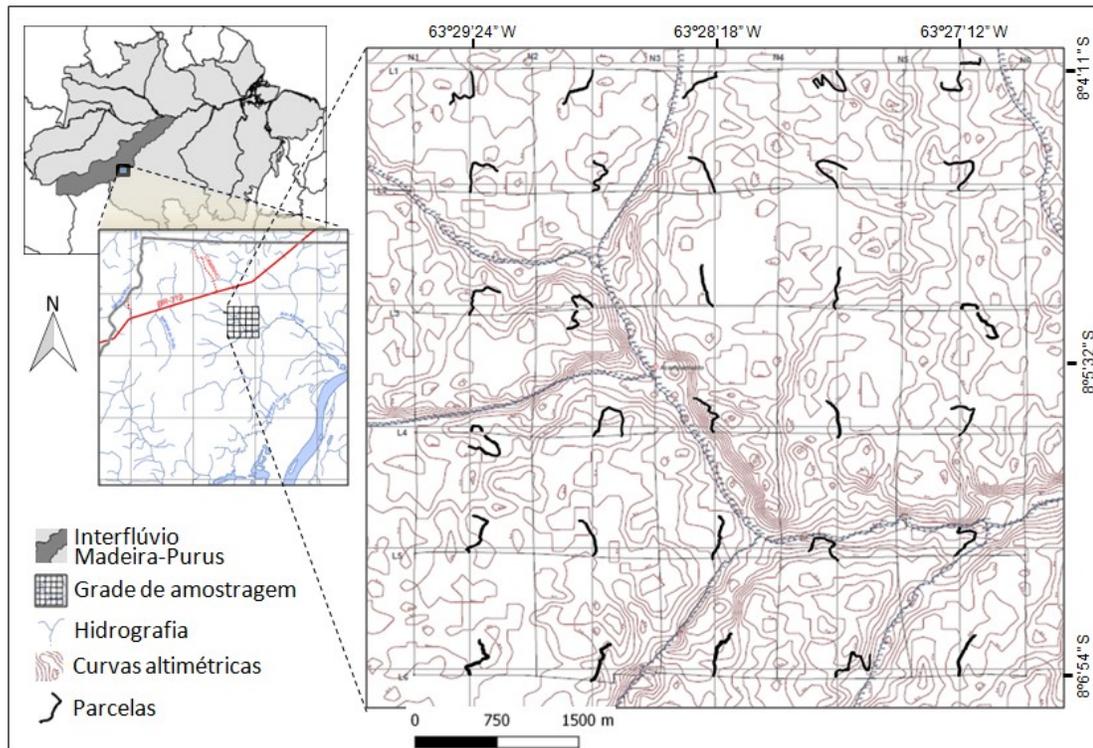
2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 ÁREA DE ESTUDO

O presente estudo foi desenvolvido em uma área amostral de 25 km² inserida na Estação Ecológica do Cuniã – ESEC Cuniã, uma unidade de conservação de proteção integral, localizada no sudoeste da Amazônia, ao norte do Estado de Rondônia (município de Porto Velho) e inserida no interflúvio Madeira–Purus (Figura 1). Criada pelo Decreto Federal de 27 de setembro de 2001, possui área total de 125.849,23 ha, sendo delimitada pelas coordenadas geográficas -63,49445167 e -63,4489703 de longitude Oeste e -8,11515556 e -8,069815 de latitude Sul, e pode ser acessada pela BR 319, distando 120 km da área urbana de Porto Velho (PPBio, 2012).

O interflúvio reúne variações e gradientes ambientais que o distinguem da Amazônia Central, com regime pluviométrico e mudança de relevo e altitude pouco variáveis (SOUSA, 2012). Quesada et al. (2011) denominaram o solo da região como Laterita Hidromórfica em grande parte do interflúvio, e solos Hidromórficos gleyzados e aluviais Eutróficos ou Álicos nos terraços e planícies fluviais. Em geral, os solos são rasos, com subsolos densos, baixa agregação de partículas e restritivos do ponto de vista de disponibilidade de O₂ (MARTINS et al., 2015). O clima é do tipo Aw, tropical chuvoso (KÖEPPEN, 1948), com temperaturas variando de 21°C a 35°C.

Figura 1 – Localização geográfica da área estudada.



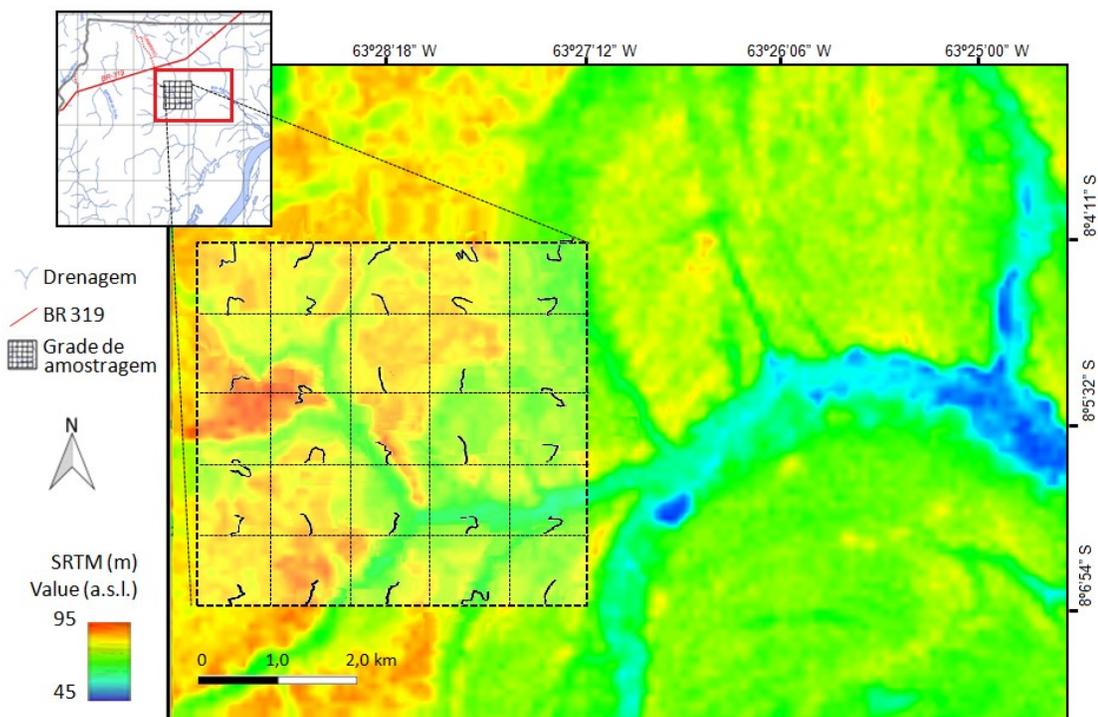
A vegetação ao longo do interflúvio caracteriza-se, de maneira geral, por um mosaico diversificado de tipologias florestais que conforma uma paisagem constituída pela transição entre florestas densas (com dossel de cerca de 40 m) mais ao norte e florestas abertas com áreas de campinas e campinaranas mais ao sul, onde está inserida a ESEC Cuniã. Nas florestas abertas a presença de palmeiras é marcante. A região próxima à área de estudo é caracterizada por possuir árvores mais baixas e com espécies arbóreas de menor densidade da madeira quando comparada à Amazônia ocidental e setentrional (BRASIL, 1978; SOUSA, 2007; PANSINI et al., 2016).

Quanto à geomorfologia, a área está inserida no Planalto rebaixado da Amazônia Ocidental, pertencendo à formação Solimões, a qual deriva de sedimentação do Pleistoceno. A área possui uma relevante característica de pertencer à paleovárzea do rio Madeira, depositada de 7.000 a 27.000 anos atrás, com possíveis perturbações ocorridas no Neógeno, as quais poderiam ter produzido modificações recentes na paisagem com efeitos diretos sobre a biodiversidade (ROSSETTI et al., 2005; SOUSA, 2007). De fato, de acordo com imagens SRTM e cotas altimétricas, parte da área de estudo se localiza em prévias áreas de drenagem

de antigo afluente do rio Madeira (Figura 2). Atualmente, as áreas mais baixas, próximas aos igarapés, são submetidas a inundações periódicas anuais, gerando encharcamento do solo e consequente aumento de anoxia.

A altitude varia de 60 a 90 metros e o relevo se caracteriza por grandes interflúvios tabulares com topografia plana e variação de micro-relevo de 1 a 3 m de altitude, o que favorece a retenção de água e formação de poças temporárias. Quanto à mesohidrografia, observa-se uma extensa rede de igarapés (Figura 2). O regime hidrológico é dependente da precipitação local, com corpos d'água sazonais e lençol freático geralmente superficial (RONDÔNIA, 1998; SEDAM, 2002). Na maioria das árvores caídas são observadas raízes pivotantes com menos de 50 cm de comprimento, indicando a presença do lençol freático próximo à superfície em algum período do ano (BRASIL, 1978; IBGE, 1997; PANSINI et al., 2016). Existe um período mais chuvoso (entre os meses de novembro a abril, com precipitações superiores a 220 mm) e uma estação relativamente seca (de maio e setembro, com precipitações inferiores a 55 mm).

Figura 2 - Imagem SRTM baseada em cotas altimétricas indicando a inserção da área estudada em paleovárzea referente a antigo afluente do rio Madeira.



O sítio de amostragem é cortado por uma rede de drenagem formada por igarapés de 1ª, 2ª e 3ª ordem (Figura 1), sendo parcialmente submetido a inundações periódicas, que normalmente não afetam as parcelas de terra firme, alvos deste estudo. Contudo, em 2014 uma enchente histórica ocorreu na região, em que o serviço de informações hidrológicas da Agência Nacional de Águas aferiu a cota de 19,7 m no rio Madeira no mês de março, em régua instalada próximo à área urbana de Porto Velho, nível máximo que se tem registro (ANA, 2016). Boa parte da grade ficou submergida por quatro a cinco meses, incluindo duas parcelas de terra firme (OLIVEIRA, 2017).

2.2 DELINEAMENTO AMOSTRAL

A área de amostragem é formada por 12 trilhas de 5 km de comprimento, seis no sentido norte-sul e seis no sentido leste-oeste, formando uma grade de 25 km². Contíguas às trilhas no sentido leste-oeste, foram alocadas 30 parcelas permanentes de terra firme de 1 ha (250m de comprimento por 40m de largura), distando 1km entre si. O eixo maior da parcela acompanha a curva de nível do terreno, minimizando as variações topográficas (distância do lençol freático) e edáficas (textura) dentro de cada parcela. Caso a linha central da parcela cruze uma das 12 trilhas da grade ou a inclinação entre segmentos seja menor do que 70°, desconsidera-se um trecho de 10 metros em cada ponto exemplificado e acrescenta-se um segmento de 10 metros ao final da trilha (Figura 1) (MAGNUSSON et al., 2005).

2.3 VARIÁVEIS AMBIENTAIS

A aferição das cotas de altitude, bem como a coleta e análises físico-químicas das amostras de solos foram realizadas em estudo prévio (PANSINI et al., 2016). As cotas de altitude foram medidas por um topógrafo profissional a cada 100 m ao longo das 12 trilhas. Os valores de altitude utilizados por parcela correspondem à cota de altitude da trilha de acesso no ponto de início da parcela. Como as trilhas seguem a curva de nível do terreno, as medidas de altitude são constantes em toda a extensão longitudinal da parcela.

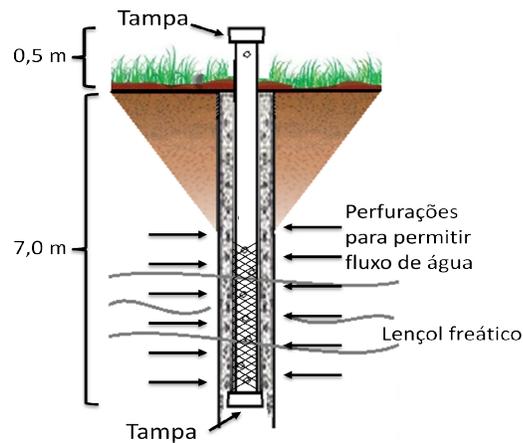
Para a amostragem de solo, foram coletadas seis amostras equidistantes (a cada 50m) ao longo da trilha de acesso de cada parcela, na profundidade de 0-10 cm. Em cada ponto, foi retirada uma amostra de solo superficial de 30 cm x 30 cm x 5 cm com auxílio de uma pá de aço inoxidável. Em seguida, foram removidos folhiços e raízes, homogeneizadas as amostras

e coletados 500 g de solo, que foram armazenados em sacos plásticos e trazidos ao laboratório. Foram analisados: percentuais de argila, silte e areia; pH do solo em água; macro e micronutrientes essenciais (t/kg) Fe^{2+} , Mn^{2+} , Zn^{2+} e fósforo disponível (P); bases trocáveis (cmocl/kg) K^+ , Ca^{2+} , T^{2+} e Al^{3+} . Dados de Na^+ não foram inclusos devido à concentração do elemento ser muito baixa na área ($< 0,001$ t/kg). As análises físico-químicas foram realizadas no Laboratório Temático de Solos e Plantas do INPA, conforme métodos especificados no Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes da EMBRAPA (2009). Nas análises estatísticas, utilizou-se a soma de bases (SB) para representar a fertilidade química do solo (FIGUEIREDO et al., 2014, POORTER et al., 2015).

Quanto aos preditores hidrológicos, foram aferidas as mínimas distâncias horizontal à rede de drenagem (DHR) e vertical do lençol freático (DVL) por parcela. A DHR refere-se à distância em linha reta ao igarapé mais próximo, verificada pela distância euclidiana entre os pontos georreferenciados. A DVL resultou do valor mínimo obtido por medição da profundidade do lençol freático ao longo de 12 meses, utilizando-se um medidor digital *Solinist Model102*. Próximo ao início da trilha de acesso de cada parcela foi cavado um poço de até sete metros de profundidade, com auxílio de trado holandês. Nos poços, foram instalados piezômetros, consistindo estes em um cano de PVC de 6 cm de diâmetro e 7,5 m de comprimento. A porção inferior do piezômetro foi toda perfurada, para diminuir o tempo de retardo (*time delay*) do equilíbrio entre a profundidade da água no solo e dentro do piezômetro, e revestida por uma malha fina de poliéster para evitar entupimento dos orifícios. Acima do solo permaneceram 50 cm de cano, perfurados com único furo, para regulação das pressões interna e externa. A extremidade externa foi tampada para impedir a entrada de água da chuva e/ou outros itens indesejáveis. Os poços foram selados com solo residual do processo de perfuração, com adição de bentonita. O restante do solo cavado foi descartado fora da área da parcela (Figura 3).

Em relação às parcelas de terra firme que sofreram alagamento no início de 2014, foram registradas as marcas d'água nos troncos das árvores com fitas métricas, com medição a partir do nível altimétrico da trilha principal da parcela. Sempre se observou a presença da marca na mesma altura em pelo menos cinco árvores próximas.

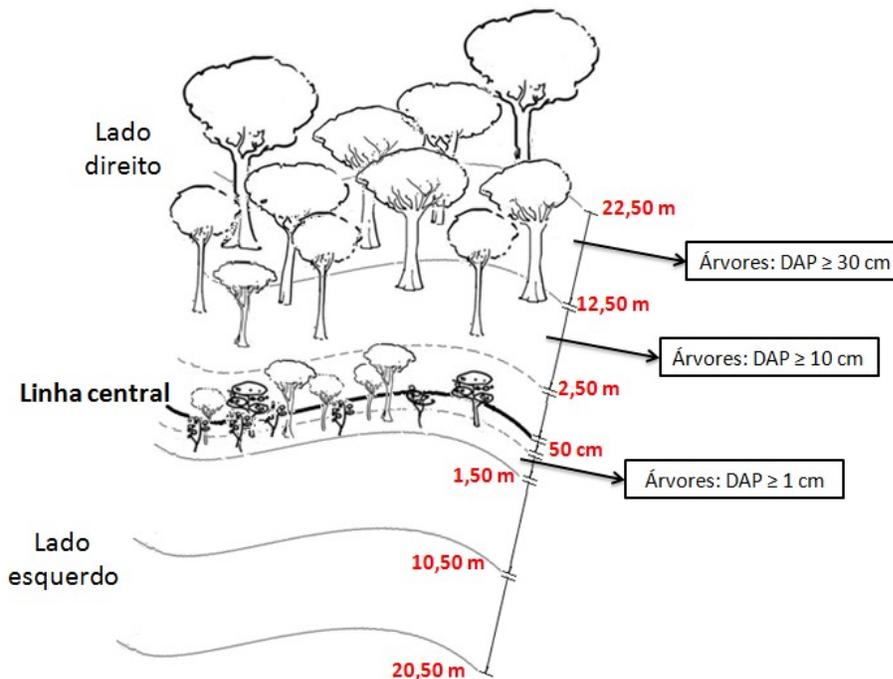
Figura 3 - Esquema gráfico de piezômetro instalado.



2.4 MAPEAMENTO E IDENTIFICAÇÃO DAS ÁRVORES

Quanto ao inventário, foram amostradas árvores e palmeiras em faixas paralelas às linhas centrais das parcelas. A delimitação da largura da faixa depende da classe de diâmetro à altura do peito (DAP) do indivíduo: a) Indivíduos com $1 \text{ cm} \leq \text{DAP} < 10 \text{ cm}$ foram amostrados em uma faixa de 1 m do lado esquerdo de cada parcela (total amostrado de 0,025 ha por parcela); b) Indivíduos com $10 \text{ cm} \leq \text{DAP} < 30 \text{ cm}$, em faixas de 10,0 m à esquerda e à direita (total amostrado de 0,5 ha por parcela); e c) Indivíduos com $\text{DAP} \geq 30 \text{ cm}$, em faixas de 20,0 m para ambos os lados (amostragem de 1 ha por parcela). Para minimizar os efeitos do trânsito no interior das parcelas, foi delimitada uma faixa de acesso de 0,5 m de largura do lado esquerdo e 2,5 m do lado direito. A largura das faixas de amostragem inicia após a faixa de acesso (Figura 4).

Figura 4 - Esquema gráfico das faixas de amostragem para identificação e estimativa de AGLB de indivíduos arbóreos conforme DAP.



Todos os indivíduos arbóreos e arborescentes e as palmeiras (estípes) foram marcados, identificados e tiveram diâmetro e altura medidos. A marcação se deu com placas de alumínio numeradas e fixadas com pregos galvanizados para indivíduos de diâmetro à altura do peito (DAP) > 10 cm ou com fios de cobre revestidos com plástico (fio de telefone) para DAP < 10 cm. As medidas do DAP foram realizadas com paquímetro (DAP < 6 cm) ou fita diamétrica (precisão de ± 1 mm) a 1,30 m do chão, sempre que possível. Em caso de irregularidades no tronco, o ponto de medida foi deslocado para seção mais cilíndrica do caule. Em árvores com sapopemas grandes, o DAP foi medido cerca de 50 cm acima do final da sapopema. A altura foi medida com fita métrica atada a uma vara (para indivíduos com até 4 m), trena (através de escalada), hipsômetro e estimativas a olho nu nos casos de difícil escalada e dossel muito fechado que dificultasse uso do hipsômetro, tendo por base de referência as medições por trena e hipsômetro. A instalação das parcelas, mapeamento e primeiras marcação e medição das árvores ocorreram concomitantemente de abril de 2009 a abril de 2010.

A identificação das espécies foi feita em campo de outubro a dezembro de 2014, com o auxílio de parataxônomo especializado, havendo coleta e herborização do material vegetativo, conforme as técnicas usuais para plantas vasculares (FIDALGO e BONONI,

1989), para confirmação em herbário e consulta a especialistas em casos de dúvidas. O material vegetativo foi depositado no herbário da Universidade Federal de Rondônia – UNIR. A nomenclatura botânica foi conferida na página da WEB do *Missouri Botanical Garden* (TROPICOS, 2016) e atualizada conforme sistema APG IV. As amostras não identificadas em nível específico receberam códigos de morfotipo para identificação posterior.

2.5 ANÁLISE FITOSSOCIOLÓGICA

A estrutura da comunidade arbórea foi determinada por meio dos seguintes parâmetros fitossociológicos: área basal; densidades, frequências e dominâncias absolutas e relativas; Índice de Valor de Cobertura – IVC (MÜLLER-DOMBOIS, ELLENBERG, 1974) e Índice de Valor de Importância Familiar – IVIF, sendo caracterizado pela soma dos parâmetros diversidade (número de espécies da família / número total de espécies), densidade e dominância relativas (MORI, BOOM, 1983). A área basal (BA) ($\text{m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$) foi calculada através da equação $BA = (\sum n\pi \cdot (DAP/2)^2) \cdot \text{ha}^{-1}$, em que n é o número de indivíduos (troncos) por parcela.

A diversidade florística foi avaliada através dos índices de riqueza de espécies (S), estimada pelo emprego do Índice de Chao: $S_{\text{Chao}} = S_{\text{obs}} + (a^2/2b)$, em que S_{obs} corresponde ao número de espécies observadas, ‘a’ é o número de espécies representadas por apenas um indivíduo nas amostras e ‘b’ o número de espécies com apenas dois indivíduos nas amostras (CHAO, 1984; COLWEL e CODDINGTON, 1994); e através do índice de diversidade Alpha de Fisher, relacionando o número de espécies (S) ao número de indivíduos (N) amostrados: $S = \alpha \ln(1 + N/\alpha)$ (FISHER et al., 1943) e de Shannon-Wiener (H), obtido pela fórmula: $H = - \sum (p_i) (\log_e p_i)$, sendo p_i a probabilidade aleatória de indivíduo pertencer à espécie i. O valor de p_i resulta da razão n_i / N , em que n_i é o total de indivíduos da espécie i, e N é o total de indivíduos amostrados na área (MAGURRAN, 1988). Utilizou-se também o estimador de riqueza de *Jackknife* 1ª ordem (HELTSHE e FORRESTER, 1983), a fim de se verificar a eficiência da amostragem.

As similaridades florísticas foram estimadas através do índice qualitativo de Sorensen (MUELLER-DOMBOIS, ELLENBERG, 1974), pela fórmula $C_s = [2c / (a + b)] \times 100$, em que c = nº de espécies comuns às parcelas contíguas; a e b = nº de espécies presentes apenas nas 1ª e 2ª parcelas, respectivamente. Foi aplicado o teste de Mantel (1967) a fim de se verificar a existência de relação entre a similaridade florística e a distância geográfica entre as

parcelas, bem como a significância estatística da variação temporal da abundância e diversidade entre os censos.

2.6 ESTIMATIVAS DE BIOMASSA ARBÓREA VIVA (ÁRVORES E PALMEIRAS) ACIMA DO SOLO E VARIAÇÃO TEMPORAL

As estimativas de biomassa arbórea viva ($t.ha^{-1}$) (AGLB – *aboveground live biomass*) foram obtidas através de equações alométricas que integram medidas de DAP, altura e densidade da madeira, utilizando-se o modelo para florestas tropicais úmidas de Chave (et al., 2014) para as árvores e as equações propostas por Goodman (et al., 2013) para palmeiras.. Os valores de densidade da madeira foram calculados por gênero e obtidos através do banco de dados “*Global Wood Density Database*” (CHAVE et al., 2014; ZANNE et al., 2009).

A remedição dos indivíduos ocorreu de março de 2015 a julho de 2015, após um intervalo de 5,21 a 5,65 anos ($5,55 \pm 0,08$) da primeira medição. A taxa de mudança da AGLB foi fixada como a diferença de biomassa entre o censo final e o censo inicial. A adição de novos indivíduos às parcelas (recrutamento) seguiu os mesmos critérios da primeira medição. A biomassa do censo final foi calculada como o resultado do crescimento das árvores, mais a adição de novos recrutas e a subtração da biomassa perdida pela mortalidade. Foram também calculadas o percentual de crescimento das árvores e as taxas de mortalidade e recrutamento por parcela. A taxa de recrutamento (TR) foi calculada pela equação $TR = [(N_0 + N_1)/N_0]^{1/t} - 1] * 100$, sendo N_0 o número inicial de indivíduos, N_1 o número de recrutas e t o intervalo de anos entre. Já as taxas de mortalidade geral (TM) e dos indivíduos mortos em pé (TMP) foram obtidas por $TM = \{ 1 - [1 - (N_0 - N_2)/N_0]^{1/t} \} * 100$, em que N_2 é o número de sobreviventes (SHEIL, 1995). Os valores de estimativas de AGLB e taxas de mortalidade e recrutamento obtidos por faixa de amostragem foram extrapolados para fins de determinação das estimativas por hectare.

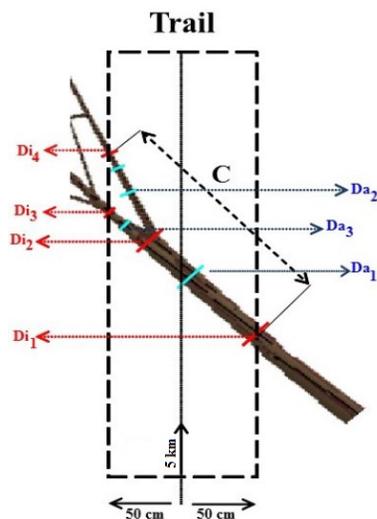
2.7 ESTIMATIVAS DE PRODUÇÃO E ESTOQUE DE NECROMASSA

A estimativa da produção de necromassa ($t.ha^{-1}.ano^{-1}$) foi obtida em uma área de 0,5 ha de amostragem, a partir de amostragem total ao longo de toda a borda direita da grade (5 km de extensão por 1 m de largura). Cabe ressaltar que a borda selecionada transpassa todas as tipologias florestais encontradas na grade, a fim de garantir representatividade para a

grade e região de estudo. Adotou-se a mesma metodologia utilizada por Silva et al. (2016). Em agosto de 2009, a trilha havia sido limpa, com remoção de toda a necromassa existente (caída e em pé) em uma faixa de 50 cm de cada lado da linha central. Em agosto de 2014, realizou-se um censo de todas as novas peças de necromassa.

Para todas as peças caídas ou em pé com diâmetro médio ou DAP (1,30 m) superior a 10 cm, foram medidos e registrados os diâmetros de cada extremidade que tocava os dois lados da trilha, ou suas extremidades finais nos casos em que a peça estava inclusa na área de amostragem mas não tocava em um ou nos dois lados da trilha. Para cada peça, foi coletado um disco amostral (ou fração correspondente) no ponto equivalente à distância central entre os diâmetros registrados, utilizando-se motosserra. Também foram medidos os comprimentos das peças, considerando-se a distância entre as extremidades compreendidas entre a faixa de 1 m considerada. Seguiu-se o mesmo procedimento para bifurcações de peças que resultassem em diâmetro médio maior que 10 cm (Figura 5).

Figura 5 - Esquema amostral para medição das peças de necromassa (galhos e troncos) e coleta dos discos amostrais: Di_1 e Di_2 = maior e menor diâmetro da primeira peça de madeira; Di_2 e Di_3 = maior e menor diâmetro da segunda peça (1ª bifurcação); Di_2 e Di_4 = maior e menor diâmetro da terceira peça (2ª bifurcação); Da_1 , Da_2 e Da_3 = local de coleta dos três discos amostrais; e C = comprimento da peça.



O volume de necromassa (m^3) de peças tombadas foi estimado pela fórmula do cilindro. Para troncos de árvores mortas em pé, adotou-se o modelo para florestas tropicais úmidas de Chave (et al., 2014) descontando-se 10% correspondentes a folhas, galhos e ramos (NASCIMENTO e LAURANCE, 2004). Peças intermediárias ($2 \text{ cm} < \varnothing \leq 10 \text{ cm}$) são excluídas deste tipo de amostragem devido à impossibilidade de uma estimativa efetiva, visto

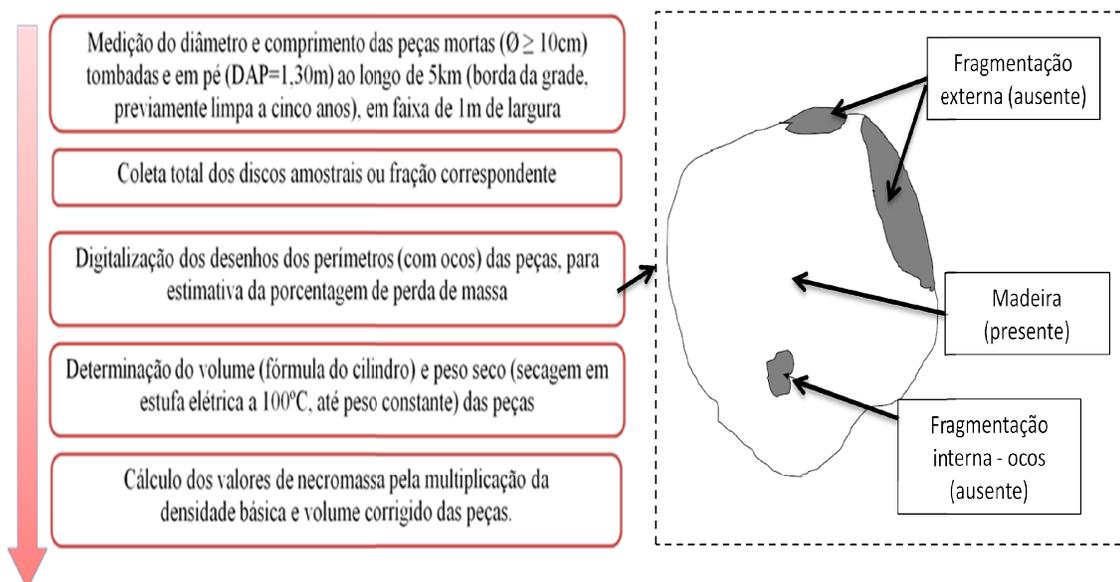
o intenso caminhar pelas trilhas por diferentes equipes e o deslocamento natural que tais peças sofrem ao longo do tempo ocasionado por animais, intempéries e distúrbios climáticos. Tal impedimento constitui certa limitação metodológica, visto que ocasiona subestimação da necromassa real gerada. Contudo, outros estudos na Amazônia vem seguindo o mesmo procedimento (MARTINS et al., 2015; SILVA et al., 2016), pois que a inclusão de peças intermediárias necessitaria um acompanhamento diário e contínuo, logística extremamente difícil de ser implementada.

Em seguida, por meio de avaliação tátil-visual, os discos eram classificadas em três graus de decomposição, conforme perda líquida de massa: P1 (<10% de perda de massa) – decomposição inexistente ou imperceptível, geralmente árvores recém caídas ou com alta resistência a ataque de microorganismos; P2 (11 a 30%) – sinais leves a moderados de deterioração e ataques de insetos e fungos; e P3 (>30%) – estágio avançado de decomposição, com sinais de apodrecimento e despedaçamento ao toque manual.

O próximo passo foi estimar os volumes sólido e real para cada unidade amostral. O volume sólido foi obtido através da fórmula do cilindro, utilizando-se a espessura média das unidades, com medição da espessura em pelo menos quatro pontos de cada disco ou fração correspondentes. Para estimar o volume real, no mesmo dia de coleta os discos foram limpos com pincel, retirando-se as partes deterioradas presentes nas bordas e ocos. Então, foi feito o desenho do contorno de cada um em folha de papel A4, tracejando os perímetros externo e de ocos. Posteriormente, em laboratório, os desenhos foram digitalizados e verificada a presença/ausência de pixels em cada imagem (Figura 6). Com as medidas alocadas em um banco de dados pôde ser aferido o erro entre a avaliação tátil-visual e a deterioração real das peças, estabelecendo-se um referencial de porcentagem de perda de material para os graus de deterioração classificados em campo por classe diamétrica.

Por fim, cada disco foi ensacado e trazido ao laboratório para secagem em estufa a temperatura de ~100°C até peso constante. Com os dados de volume e peso seco, foi calculada a densidade básica das peças (g.cm^{-3}). Os valores de produção de necromassa foram calculados conforme Keller et al. (2004): $\text{Necro}_{\text{prod}} = (\pi \times D^2 / 4) \times L \times sf \times wd$, onde $\text{Necro}_{\text{prod}}$ = necromassa de cada peça (T); D = diâmetro médio de cada peça (m) ou DAP no caso de peças em pé; L = comprimento ou altura de cada peça (m); sf = fração sólida da peça; wd = densidade da madeira (g.cm^{-3}). Somando-se os valores ao longo de toda a área amostrada e dividindo-se pelo período de cinco anos, obteve-se a produção de necromassa ($\text{t.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$) para a grade. A Figura 6 sintetiza as etapas metodológicas expostas.

Figura 6 - Fluxograma metodológico para estimativa da produção de necromassa.



O estoque de necromassa ($\text{t}\cdot\text{ha}^{-1}$) foi calculado a partir da medição do diâmetro das peças mortas ($\varnothing \geq 2\text{cm}$) tombadas e em pé (DAP a 1,30 m) que cruzavam uma linha esticada ao longo da trilha principal das 30 parcelas, utilizando-se fita diamétrica. Em seguida, procedeu-se à classificação das peças de acordo com os graus de decomposição: P1, P2 ou P3.

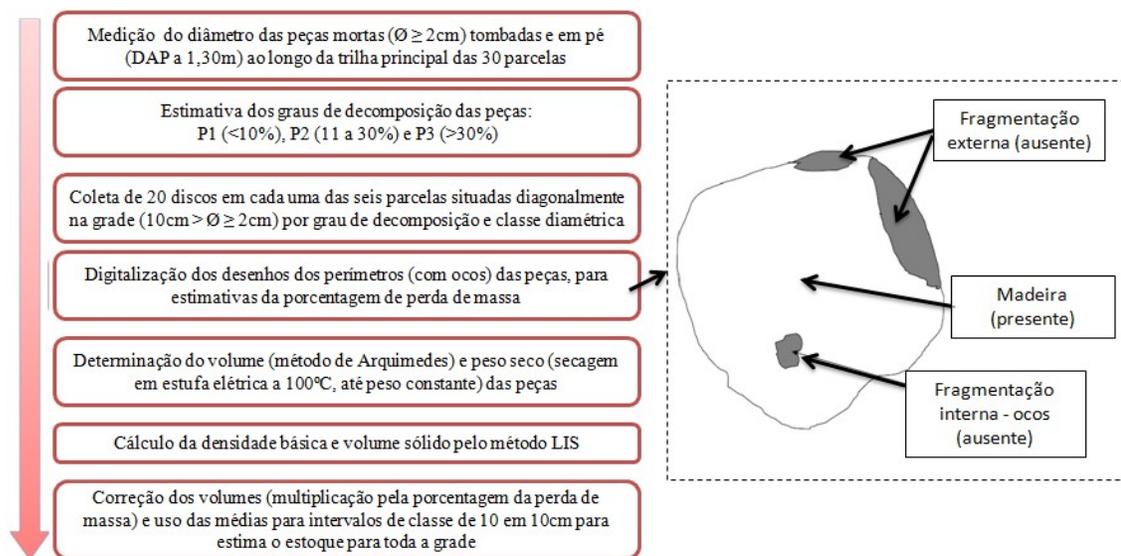
Para servirem de base aos cálculos de volume sólido de necromassa, foram coletados 120 discos amostrais ($10\text{cm} > \varnothing \geq 2\text{cm}$) por grau de decomposição e classe diamétrica ao longo das seis parcelas situadas diagonalmente na grade, sendo 20 discos em cada uma (Figura 7). Ao longo dos 250 m da trilha principal, foram coletadas quatro peças a cada 50 m, sendo: uma peça de 2-4 cm de diâmetro, uma de 4-6 cm, uma de 6-8 cm e uma de 8-10 cm, intercalando-se o grau de decomposição. Quando não encontradas dentro de um dos intervalos de 50 m, eram coletadas no intervalo com maior número de peças presentes. Por serem peças de pequeno tamanho, a coleta de discos amostrais não causa dano significativo à parcela, mesmo porque apenas os discos foram retirados e as peças continuaram no mesmo local de origem. Os discos passaram pelo mesmo procedimento de digitalização para verificação do volume real antes descrito.

O volume das amostras foi calculado no mesmo dia pelo Princípio de Arquimedes, verificando-se o volume de água deslocado ao mergulhá-las em uma proveta graduada de 1 litro. Assumiu-se que a umidade das amostras coletadas equivalia a seu volume saturado. Em laboratório foram submetidas à secagem em estufa a temperatura de $\sim 100^\circ\text{C}$ até peso

constante. Os valores do estoque de necromassa foram calculados indiretamente, baseados no método LIS (*line intersect sampling*) (van WAGNER, 1968), em função das classes diamétricas e graus de decomposição: $V = \pi^2 \times D^2 / 8 \times L$, em que V = volume sólido de necromassa em uma unidade de área; D = diâmetro de cada peça; L = comprimento da linha de amostragem (250 m). Peças posicionadas longitudinalmente à linha de amostragem foram ignoradas, posto que é inviável sua integração ao processo matemático utilizado.

Em seguida, os volumes foram corrigidos multiplicando-se a porcentagem da perda de massa e as médias para intervalos de classe de 10 em 10 cm, a fim de se estimar o estoque de liteira grossa em toda a grade. Para a correção do volume das peças com $\varnothing \geq 10$ cm, utilizou-se o referencial obtido para estimativa de produção de necromassa. A Figura 7 resume os procedimentos metodológicos para estimativa do estoque de necromassa.

Figura 7 - Fluxograma metodológico para estimativa do estoque de necromassa.



2.8 ANÁLISES DOS DADOS

Em relação à florística, utilizou-se o método da Análise de Cluster Aglomerativa Hierárquica (CAH) com método de aglomeração UPGMA (*Unweighted Pair Group Method using Arithmetic averages*) (KREBS, 1989) para a análise de agrupamento entre parcelas. Objetivando verificar a significância estatística da variação espacial e temporal da abundância e diversidade entre os censos, foi utilizado o teste de Mantel (1967), comparando as matrizes de dissimilaridade dos dois censos e a matriz da distância geográfica entre parcelas. Como

medida de distância, foram usados os índices de Bray-Curtis e Sorensen respectivamente para abundância e composição florística (GOTELLI e ELLISON, 2011; LEGENDRE e LEGENDRE, 2012).

Quanto à estrutura, os valores aferidos e estimativas atinentes às estatísticas descritivas estão apresentados no formato de média \pm desvio padrão. Quanto à DVL, quando registrada ausência de água no piezômetro em todas as medições, os valores foram truncados em sete metros, seguindo procedimento similar ao adotado por Moulatlet (et al., 2014).

Utilizou-se uma modelagem de equações estruturais – SEM (*Structural Equation Modeling*) para descrever a influência direta e indireta das variáveis preditoras e atributos estruturais sobre as: a) variação espacial da composição florística; b) variação espacial da AGLB (total, por classe diamétrica e separando-se árvores e palmeiras); c) variação temporal da AGLB (total e distintamente para árvores e palmeiras); e d) variação espacial da necromassa (total e por classe diamétrica). A SEM constitui-se em uma extensão da regressão múltipla, estabelecendo um diagrama de caminhos com efeitos unidirecionais entre variáveis independentes e dependentes. Logo, é um método mais confirmatório que exploratório, posto que existe a necessidade de modelo prévio considerando o sistema avaliado. As variáveis independentes (dados observados) podem ser fatoradas por meio de análise fatorial, derivando os construtos latentes (HOYLE, 1995; CHIN, 1998; HAIR et al., 1998; Tenenhaus et al., 2005). No caso, os teores de argila, silte e areia fatorados formaram o construto ‘textura’, DHR e DVL derivaram ‘hidrologia’, os índices de riqueza e diversidade formaram ‘fitossociologia’ e a área basal juntamente com as médias de DAP, altura e densidade da madeira constituíram os atributos estruturais.

As análises foram realizadas nos programas R 0.99.878 (RSTUDIO TEAM, 2015) e XLSTAT 2017.1 (ADDINSOFT, 2017).

3 RESULTADOS

3.1 PREDITORES AMBIENTAIS

Quanto à altitude, houve pouca variação entre as parcelas, com mínimo e máximo de 65,57 m e 85,88 m (s.n.m.) ($73,84\text{m} \pm 5,98$). Quanto aos solos, predomina a textura siltosa-arenosa, sendo encontrados quatro tipos de solos: Argissolo vermelho, Gleysolo, Latossolo vermelho amarelo e Neossolo Quartzarenico. Entre os tipos de solo não foram encontradas grandes variações das variáveis edáficas (PANSINI et al., 2016) (Tabela 1).

Houve grande variabilidade dos preditores hidrológicos entre as parcelas, com DHR variando de 45,9 a 1632,4 m ($642,9 \pm 453,0$) e DVL de -0,8 a $>7,0$ m ($4,6 \pm 3,0$) (Tabela 1). Duas parcelas foram submetidas diretamente à inundação prolongada, por um período que variou de quatro a cinco meses, sendo uma destas com a menor DHR dentre a grade e a outra com a menor altitude. A marca d'água nos troncos das árvores revelou que as alturas máximas de alagamento foram de 0,48 e 0,81 m.

Tabela 1 - Estatísticas descritivas das variáveis ambientais.

Variável	Mínimo	Máximo	Média ± DP
Areia (%)	12,35	78,47	46,06 ± 19,97
Silte (%)	5,03	63,48	35,34 ± 16,49
Argila (%)	5,00	35,50	18,60 ± 5,98
Soma de bases (cmoc/kg)	0,08	0,50	0,20 ± 0,11
Altitude (m)	65,57	85,88	73,84 ± 5,98
DHR* (m)	45,95	1632,42	642,88 ± 452,99
DVL** (m)	-0,81	7,00	4,63 ± 2,98

*DHR = distância horizontal à rede de drenagem;

** DVL = menor distância vertical ao lençol freático.

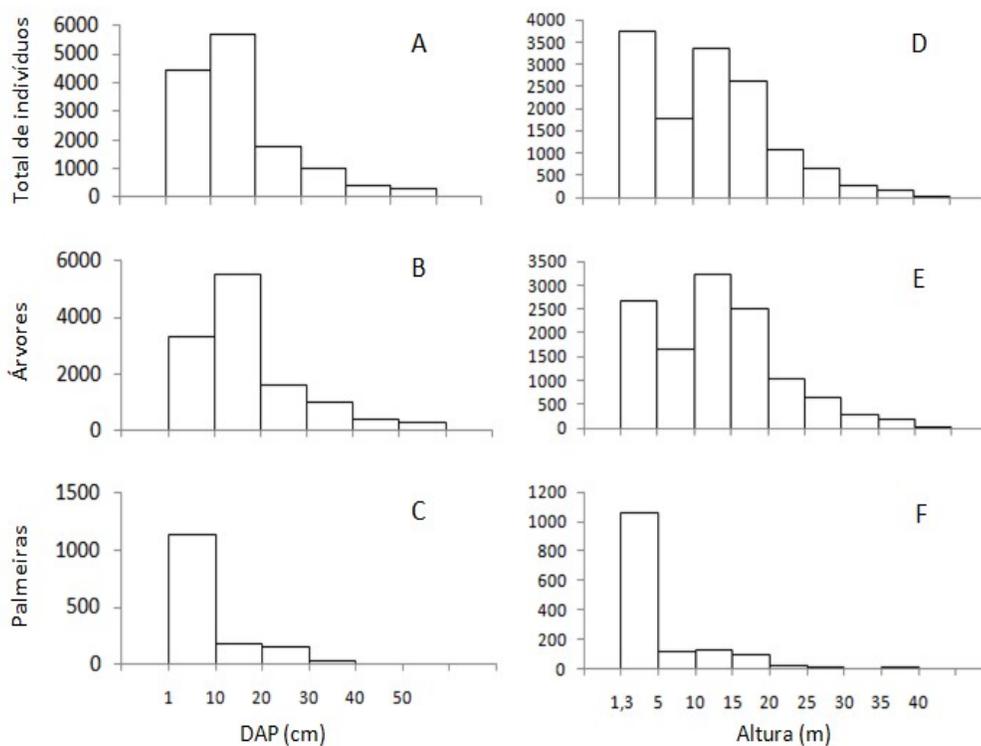
Não houve correlação entre as variáveis hidrológicas e altitude nem entre as edáficas e altitude. Relacionando as variáveis hidrológicas e edáficas, apenas DVL apresentou correlação com teor de argila ($r = 0,251$; $t = 10,3$; $P < 0,001$), baixa porém bastante significativa.

3.2 FITOSSOCIOLOGIA

Ao todo, foram registrados e identificados 10679 indivíduos, sendo 89,1% árvores e 10,9% palmeiras, resultando em uma distribuição diamétrica em J-invertido, com 74,4% dos indivíduos ocupando as duas primeiras classes diamétricas (Figura 8). A amplitude diamétrica total variou de 1 a 127,5 cm, em que as árvores mais grossas foram *Brosimum rubescens* Taub., *Chomelia estrellana* Müll. Arg. e *Bertholletia excelsa* Bonpl., ocorrendo entre 90-100 cm, e *Ficus* sp e *Cedrelinga* sp com DAP acima de 100 cm. A maior parte das árvores monitoradas concentrou-se na classe diamétrica de 10 a 20 cm (45,42%) e altura de 10 a 20 m (46,9%), enquanto a maioria das palmeiras possuem entre 1 e 10 cm de DAP (76,01%) e

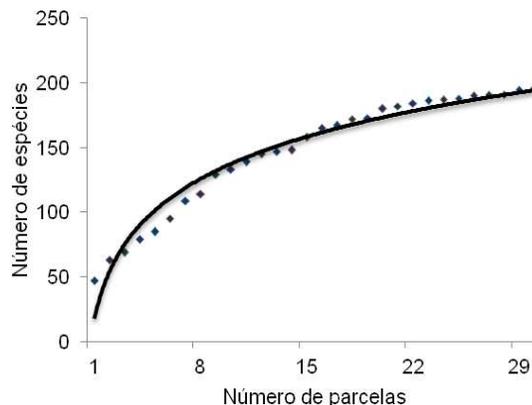
menos de 5 m de altura (74,35%) (Figura 8). A média de árvores com DAP ≥ 10 cm por área (pós extrapolação) resultou em 533,5 indivíduos por hectare.

Figura 8 – Distribuição dos indivíduos monitorados por classe diamétrica: (A) todas; (B) árvores; (C) palmeiras; e altura: (D) todas; (E) árvores; (F) palmeiras;.



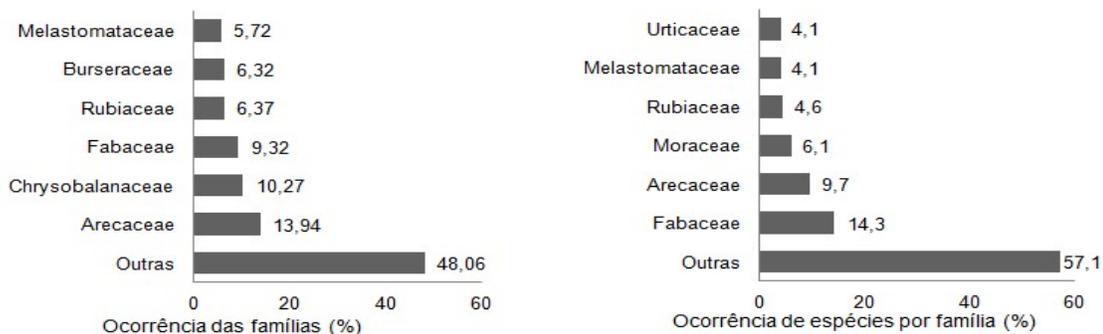
Foram identificados 196 táxons, distribuídos em 136 gêneros e 47 famílias. O método *Jackknife* estimou uma riqueza total de 199,9 espécies, bem próximo ao observado. Dos táxons encontrados, 176 foram identificados em nível específico e 20 em nível de gênero. Extrapolando-se os indivíduos por hectare, nove espécies (4,5% do total) respondem por 51,6% do total de indivíduos. Quanto à presença de espécies raras (apenas um indivíduo encontrado dentre as 30 parcelas inventariadas), foram identificados 25 táxons, correspondendo a 12,7% do total de espécies. Pós-extrapolação, estes correspondem a 0,16% dos indivíduos. A curva cumulativa de espécies por parcela não estabilizou (Figura 9).

Figura 9 – Curva cumulativa do número de espécies por parcela.



As famílias mais abundantes em ordem decrescente foram Arecaceae, Chrysobalanaceae, Fabaceae, Rubiaceae, Burseraceae e Melastomataceae, representando 51,9% da abundância total. Já em termos de riqueza de espécies, as famílias mais representativas foram Fabaceae, Arecaceae, Moraceae, Rubiaceae, Melastomataceae e Urticaceae, representando 42,9% da riqueza local (Figura 10).

Figura 10 - Famílias com maiores percentuais de abundância e riqueza de espécies.



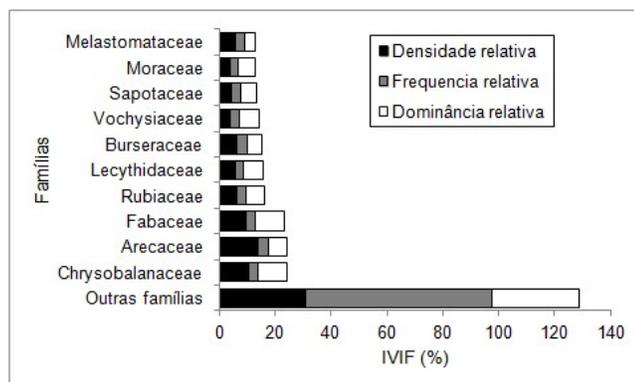
Pós-extrapolação, apenas quatro famílias responderam por 56,7% do total de indivíduos. Do total de famílias, 36,2% contribuíram com apenas uma espécie. Os gêneros mais abundantes foram *Lepidocaryum* Mart., *Licania* Aubl., *Protium* Burm. f., *Eschweleira* Mart. ex DC., *Miconia* Ruiz e Pav. e *Pouteria* Aubl. (Tabela 2).

Tabela 2 – Gêneros mais representativos do inventário florístico da Grade PPBio na ESEC Cuniã.

Gênero	Nº de indivíduos	% do total
<i>Lepidocaryum</i>	905	6,1%
<i>Licania</i>	892	5,2%
<i>Protium</i>	648	4,3%
<i>Eschweilera</i>	557	4,1%
<i>Miconia</i>	454	3,8%
<i>Pouteria</i>	436	3,6%

As dez espécies de maior representatividade foram *Lepidocaryum tenue* Mart., *Licania* sp, *Warszewiczia coccinea*, *Eschweilera collina*, *Miconia ferruginea*, *Protium calendulinum*, *Tachigali venusta*, *Rapanea* sp, *Pouteria guianensis* e *Virola* cf. *pavonis*, representando 35,8% do total dos indivíduos. Quanto à importância ecológica, obtiveram maior destaque as espécies *Licania* sp, *L. tenue*, *W. coccinea* e *Q. dinizii*, considerando-se o IVC. As espécies que mais se destacaram pelo porte dos indivíduos (maiores dominâncias) foram *Licania* sp, *Q. dinizii*, *E. collina*, *W. coccinea* e *P. guianensis* (Apêndice A). Quanto ao IVIF, os maiores valores foram apresentados pelas famílias Chrysobalanaceae, Arecaceae, Fabaceae, Rubiaceae, Lecythidaceae e Burseraceae (Figura 11).

Figura 11 – Composição do Índice de Valor de Importância Familiar (IVIF) das dez famílias botânicas mais importantes na área estudada.

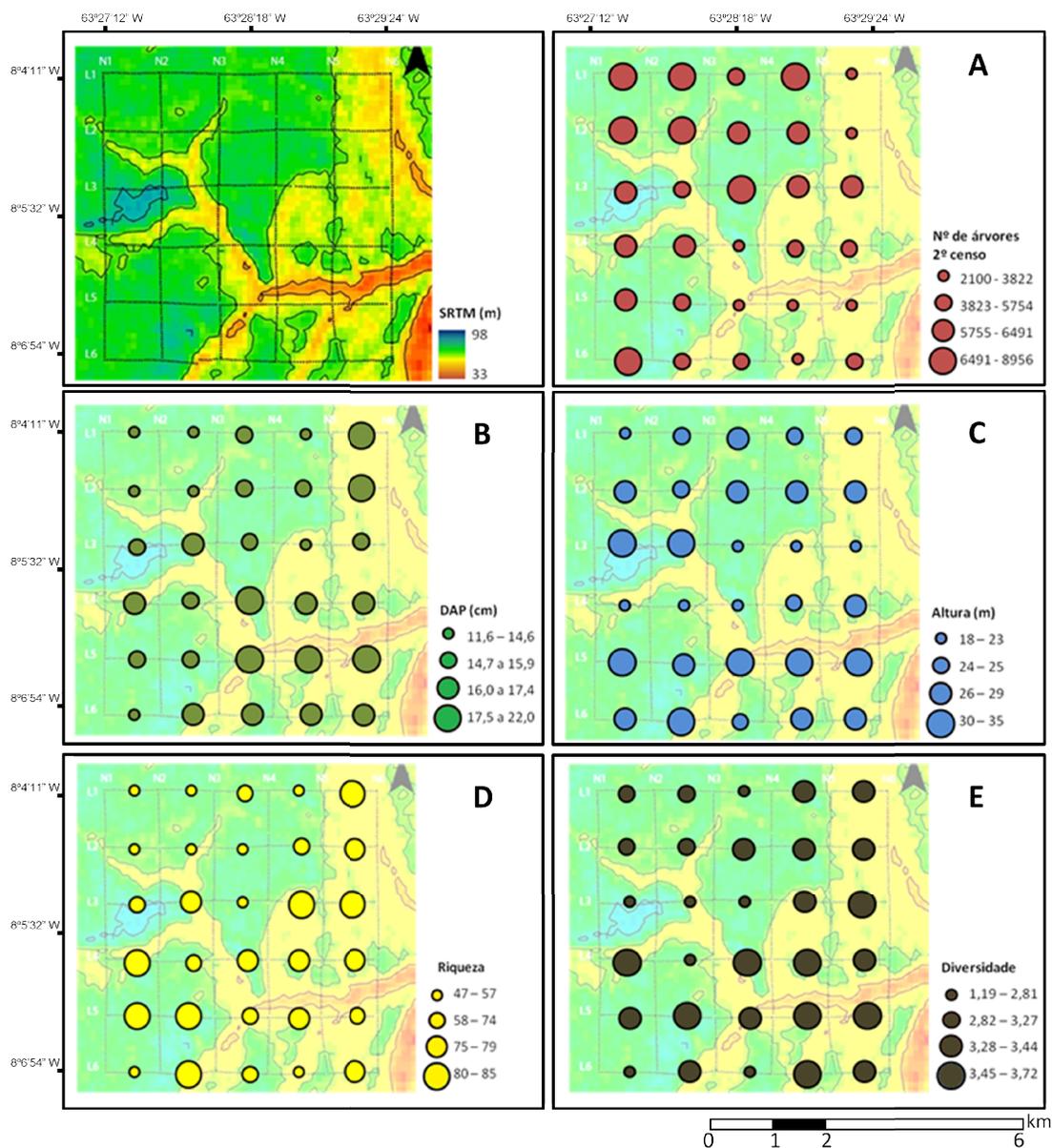


O índice de diversidade α -Fisher variou de 6,96 a 15,74 entre as parcelas ($12,93 \pm 2,64$). O índice de Shannon-Weaver (H') resultou em média de $2,96 \pm 0,73$ (1,13 a 3,75). Logo, considerando-se a grade como um todo, o índice foi de 3,75. A área basal estimada resultou em $21,08 \pm 0,2$ m². Quanto ao padrão de distribuição das espécies entre as parcelas, a similaridade florística calculada pelo índice de Sorensen variou de 7 a 81%, sendo que 56,5% dos pares apresentaram similaridade inferior a 30%.

3.3 COMPOSIÇÃO FLORÍSTICA E PREDITORES AMBIENTAIS

A visualização espacial das parcelas classificadas conforme os quartis da distribuição total denota haver um gradiente em que ocorre menor densidade de indivíduos na área de paleovárzea (Figura 12).

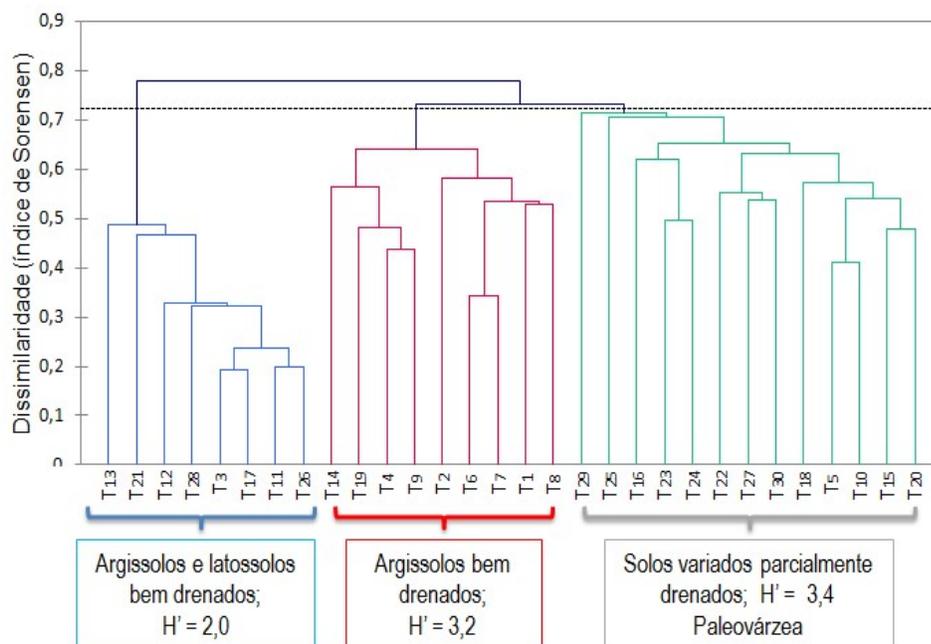
Figura 12 - Distribuições de variáveis por classe de quartis: A- número de indivíduos (pós extrapolação para 1 ha); B - DAP médio; C - altura média; D - riqueza; E - diversidade.



Segundo classificação das parcelas pelos quartis da distribuição total, visualmente percebe-se uma tendência de formação de um gradiente com indivíduos de maior diâmetro em direção à área de paleovárzea e áreas próximas à drenagem fluvial (Figura 12). Considerando-se as demais variáveis, a visualização espacial da classificação por quartis não indica uma tendência clara de formação de gradiente.

O agrupamento pela Análise de Cluster resultou em três grupos, sendo que a primeira divisão separou as parcelas com os menores índices de diversidade de toda a grade (H' médio = 2,0) e caracterizadas por argissolos e latossolos bem drenados (profundidade média do lençol freático = 6,98 m). A segunda divisão segmentou um grupo com argissolos bem drenados e outro com as parcelas localizadas na paleovárzea de solos variados e parcialmente drenados (Figura 13). As parcelas que sofreram inundações (T24 e T29) ficaram inclusas neste último grupo.

Figura 13 - Dendrograma da Análise de Cluster para as 30 parcelas da grade PPBio na ESEC Cuniã.



Quanto à variação temporal entre as variáveis medidas, o teste de Mantel relacionando AGLB, abundância e diversidade das espécies dos dois censos com a distância geográfica entre parcelas inferiu que as variáveis são correlacionadas entre os censos ($P < 0,001$ para as três variáveis), indicando que não houve mudança significativa para este tempo de recenseamento.

3.4 ESTRUTURA – DESCRIÇÃO DOS DADOS

A biomassa arbórea total viva acima do solo (AGLB) média estimada no segundo censo foi de $190,97 \pm 57,2 \text{ t.ha}^{-1}$, variando de 101,53 a $323,59 \text{ t.ha}^{-1}$, sendo que apenas as árvores (sem palmeiras) responderam por 84,7% do total estimado. Considerando-se apenas as árvores, houve pequena variação na abundância dos indivíduos monitorados, de 218 indivíduos medidos ($1014 \text{ indivíduos.ha}^{-1}$) na parcela com menor registro ao máximo de 447 (6758 ind.ha^{-1}), com média de $306,37 \pm 63,1 \text{ indivíduos}$ ($3393,4 \pm 1599,23 \text{ ind.ha}^{-1}$). A AGLB média de árvores foi de $167,38 \pm 53,4 \text{ t.ha}^{-1}$ (de 88,79 a $290,61 \text{ t.ha}^{-1}$). Quanto às palmeiras, houve aumento de abundância em 16,9 vezes da menor (4 indivíduos por parcela) para maior abundância (148), com média de $49,6 \pm 42,2 \text{ t.ha}^{-1}$. Considerando-se a extrapolação, o aumento foi em 122,9 vezes (de 46 a 5653 ind.ha^{-1} ; $1528,43 \pm 1738,7$). A AGLB média de palmeiras foi estimada em $30,14 \pm 20,4 \text{ t.ha}^{-1}$ (de 5,99 a $101,39 \text{ t.ha}^{-1}$).

A classe de DAP entre 1 e 10 cm, apesar de concentrar maioria exacerbante de indivíduos, respondeu apenas por aproximadamente 7,2% da AGLB de árvores (Tabela 3). As árvores com DAP entre 10 e 30 cm contribuíram com 43,4% da AGLB de árvores, um grande valor em biomassa, efeito da alta densidade de indivíduos nestas classes. Nota-se que os indivíduos com $\text{DAP} \geq 30 \text{ cm}$, a despeito de ocorrerem em baixa densidade, representam mais de 50,0% da AGLB de árvores estimada para a grade.

Tabela 3 – Médias da estimativa de AGLB de árvores e palmeiras (t.ha^{-1}) e da presença de indivíduos (ha^{-1}) por classe diamétrica.

	DAP (cm)	AGLB (t.ha^{-1})	% AGLB	Indivíduos (ha^{-1})
Árvores	$\geq 1 < 10$	$12,12 \pm 6,4$	7,24	$2976,93 \pm 1569,3$
	$\geq 10 < 20$	$34,40 \pm 9,7$	20,55	$282,07 \pm 72,8$
	$\geq 20 < 30$	$38,20 \pm 11,2$	22,82	$89,7 \pm 24,9$
	$\geq 30 < 40$	$26,26 \pm 10,1$	15,69	$24,83 \pm 8,2$
	$\geq 40 < 50$	$21,99 \pm 11,5$	13,14	$11,47 \pm 4,5$
	$\geq 50 < 60$	$16,65 \pm 12,6$	9,28	$5,32 \pm 3,7$
	≥ 60	$25,73 \pm 18,9$	11,27	$4,68 \pm 2,9$
Palmeiras	$\geq 1 < 10$	$20,90 \pm 14,1$	69,35	$1505,47 \pm 1745,5$
	$\geq 10 < 20$	$4,43 \pm 3,6$	13,23	$13,19 \pm 9,6$
	$\geq 20 < 30$	$6,21 \pm 10,5$	15,80	$13,43 \pm 19,9$
	$\geq 30 < 40$	$2,09 \pm 1,8$	1,62	$3,43 \pm 3,2$

Em relação às palmeiras, a classe de DAP entre 10 e 30 cm também apresentou forte contribuição para a AGLB (31,6%) diante do reduzido número de indivíduos representantes (Tabela 3). Em média, 11,3% ($\pm 9,5$) dos indivíduos de cada parcela eram palmeiras, representando 23,4% ($\pm 24,3$) dos indivíduos por hectare. A amostragem de palmeiras com DAP > 30 cm foi baixa e não foi registrada nenhuma com DAP acima de 40 cm. A distribuição de palmeiras representa a forma de um 'J' invertido, refletindo que quanto menor o DAP, maior a frequência.

Entre os censos, houve aumento da AGLB média estimada em 6,55 t.ha⁻¹ (3%), porém não significativo (t pareado = -0,450; P = 0,654). Também houve aumento da área basal média estimada (1,27 m².ha⁻¹; 6,0%), mas também não significativa (t pareado = -1,384; P = 0,172).

Quanto às taxas de mudança em termos do percentual do número de indivíduos por hectare, houve mais mortalidade do que recrutamento. A taxa média de recrutamento correspondeu a 2,66 \pm 1,67 %. ano^{-1} (variando de 0,26 a 5,81 %. ano^{-1}). Já para a taxa de mortalidade, os valores foram de 4,01 \pm 1,67 %. ano^{-1} (de 1,21 a 9,12 %. ano^{-1}). Árvores mortas em pé corresponderam a 24,8% do total das árvores mortas, derivando uma taxa de mortalidade dos indivíduos mortos em pé (TMP) média de 1,05 \pm 1,18 %. ano^{-1} (de 0,2 a 5,2 %. ano^{-1}). Quanto à TM, 13,3% das parcelas apresentaram valores abaixo de 2,0%. ano^{-1} , outros 43,3% tiveram taxas variando de 2,0–4,0%. ano^{-1} e o restante acima de 4,0%. ano^{-1} . As maiores contribuições foram referentes à classe de 1 a 10 cm (Tabela 4), com exceção da mortalidade de palmeiras, em que prevaleceram indivíduos com DAP de 20 a 30 cm. As duas parcelas de terra firme afetadas pela enchente foram as que apresentaram as maiores mortalidades (6,63 e 9,12%. ano^{-1}).

Tabela 4 – Taxas médias de mortalidade (TM) e recrutamento (TR) por ha por classe diamétrica.

	Classes de DAP (cm)	Árvores	Palmeiras	Total
TM	$\geq 1 < 10$	4,30 \pm 1,83	3,82 \pm 4,75	4,17 \pm 1,68
	$\geq 10 < 20$	2,60 \pm 2,64	0,75 \pm 1,89	2,54 \pm 2,57
	$\geq 20 < 30$	2,51 \pm 1,88	9,20 \pm 6,17	2,48 \pm 1,84
	$\geq 30 < 40$	2,98 \pm 2,54	0,55 \pm 2,43	2,49 \pm 2,49
	$\geq 40 < 50$	2,11 \pm 2,6	-	2,11 \pm 2,6
	≥ 50	1,49 \pm 2,16	-	1,49 \pm 2,16
TR	$\geq 1 < 10$	3,28 \pm 2,18	1,40 \pm 2,98	2,79 \pm 1,8
	$\geq 10 < 20$	2,27 \pm 1,15	0,43 \pm 1,06	2,22 \pm 1,13
	$\geq 20 < 30$	1,36 \pm 0,98	0,00	1,36 \pm 0,98
	$\geq 30 < 40$	0,01 \pm 0,08	0,10 \pm 0,57	0,01 \pm 0,06

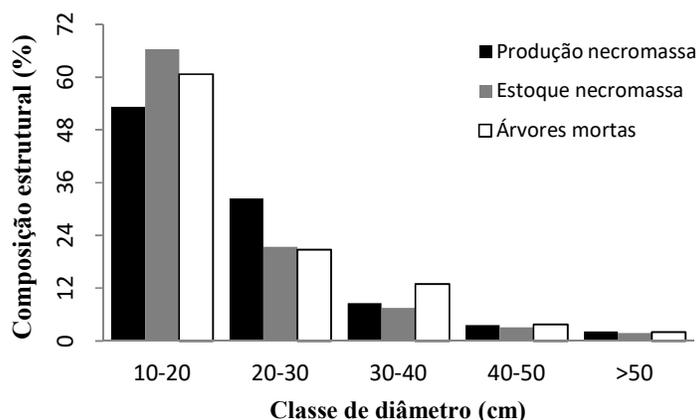
A produção de necromassa resultou em $2,56 \text{ t.ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ ($\pm 0,23$), com base em 139 peças amostradas (127 caídas e 12 em pé), com 10,1% de Arecaceae. A maior parte das peças (40,29%) foram classificadas como ausentes de deterioração perceptível (P1), seguidas de estágios de deterioração avançado (P3 – 32,37%) e intermediário (P2 – 27,34%). O estoque de necromassa foi estimado em $15,1 \text{ t.ha}^{-1}$ ($\pm 8,93$), resultando em um tempo de residência estimado em 5,9 anos. Foram amostradas 644 peças, sendo 11,2% de Arecaceae. A maioria (67,9%) foi classificada como em avançado estágio de decomposição (P3), como esperado. Os valores médios de perda física de massa, de acordo com as classes de decomposição, foram 4,2% (P1), 17,6% (P2) and 37,3% (P3) (Tabela 5).

Tabela 5 – Médias de densidade básica da madeira (g.cm^{-3}) e perda de massa (%) das peças de necromassa amostradas por classe diamétrica e categorias de decomposição.

Classe diamétrica (cm)	Densidade básica da madeira (g.cm^{-3})				Perda de massa (%)			
	P1	P2	P3	Média	P1	P2	P3	Média
10,1 - 19,9	0,45	0,37	0,48	0,43	2,73	18,17	31,57	17,49
20,0 - 29,9	0,53	0,40	0,32	0,42	3,13	12,50	30,67	15,43
30 - 39,9	0,55	0,28	0,53	0,45	2,00	24,00	46,00	24,00
40 - 49,9	0,48	0,57	0,54	0,53	6,33	14,00	43,00	21,11
≥ 50	0,50	1,33	0,50	0,78	5,31	17,50	36,68	19,83
Médias	0,56	0,67	0,51	0,58	4,19	17,58	37,25	19,67

O estoque de necromassa não apresentou relação significativa com TM ($r = 0,35$; $P = 0,054$), nem com TMp ($r = 0,04$; $P = 0,839$). Peças com diâmetro de 10 a 20 cm dominaram a amostragem tanto para produção (53,2%) como para o estoque (66,3%) e número de indivíduos mortos (60,7%) (Figura 14).

Figura 14 – Composição estrutural (%) da necromassa (produção e estoque) e número de árvores mortas por classe diamétrica.



3.5 EFEITOS DOS PREDITORES AMBIENTAIS

Algumas das variáveis utilizadas na modelagem de equações estruturais apresentaram variação considerável ao longo da grade (Tabela 1 e Tabela 6), com as maiores extensões para DVL (mais que 70 vezes), DHR (35x), TR (22x), Silte (12,6x) e TM (7,5x).

Tabela 6 – Estatísticas descritivas de variáveis utilizadas na modelagem de equações estruturais.

Variável	Mínimo	Máximo	Média ± DP
DAP médio (mm)	114,45	216,79	158,99 ± 26,79
Altura média (m)	10,01	17,02	12,60 ± 1,94
Área basal (m ² .ha ⁻¹)	15,66	30,07	21,07 ± 3,46
Densidade da madeira (g.cm ⁻³)	0,56	0,67	0,62 ± 0,03
Riqueza (Chao)	52,00	88,26	73,22 ± 11,74
Diversidade (H')	1,12	3,74	2,95 ± 0,73
Taxa de Mortalidade (%)	1,21	9,12	4,00 ± 1,67
Taxa de Recrutamento (%)	0,26	5,80	2,66 ± 1,67

Quanto aos efeitos diretos e indiretos das variáveis sobre os atributos fitossociológicos de riqueza e diversidade, a modelagem de equações estruturais revelou efeito direto significativo dos atributos estruturais ($\beta = 0,85$; $P < 0,001$) com efeitos indiretos em ordem decrescente da hidrologia ($\beta = -0,389$) e fertilidade ($\beta = 0,330$). O modelo pôde explicar 72% da variação espacial dos atributos fitossociológicos (Figura 15).

Correlacionando as variáveis predictoras aos atributos fitossociológicos, percebe-se a tendência significativa de aumento da riqueza de espécies com aumento das variáveis estruturais e teor de silte e decréscimo quanto maior for o teor de areia. Já a diversidade é relacionada positivamente ao DAP e densidade média da madeira, e negativamente à DVL (Figura 16).

Figura 15 - Diagrama da modelagem de equações estruturais dos efeitos diretos e indiretos da textura edáfica (areia, silte e argila), altitude, fertilidade (soma de bases), hidrologia (DHR e DVL) e atributos estruturais (área basal e médias de DAP, altura e densidade da madeira) sobre a fitossociologia (riqueza de Chao e diversidade) para a grade de amostragem. Os coeficientes de regressão padronizados são expostos nas linhas. Relações significativas (linhas contínuas) são indicadas com asteriscos (* $P < 0,05$; ** $P \leq 0,01$). Os valores de R^2 indicam a variação total da variável dependente que é explicada pela combinação das variáveis independentes.

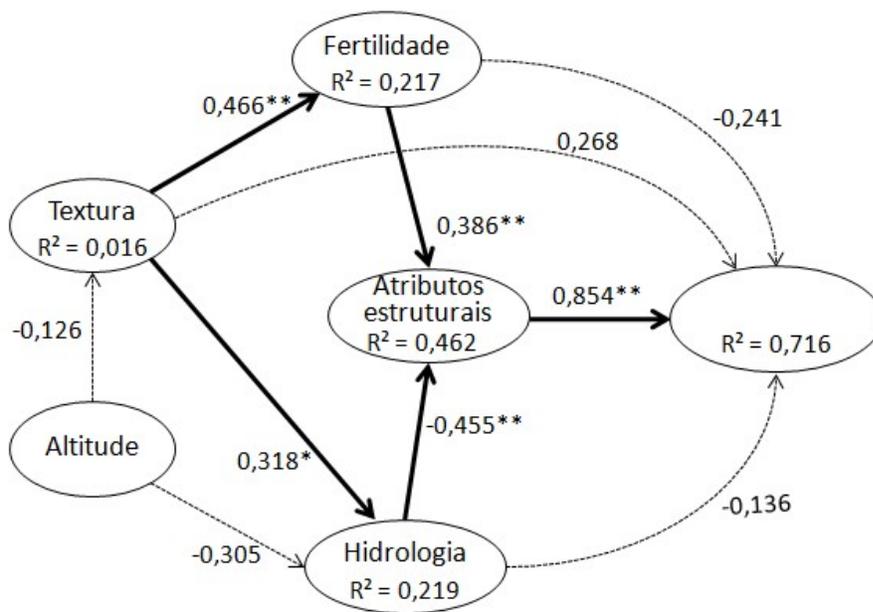
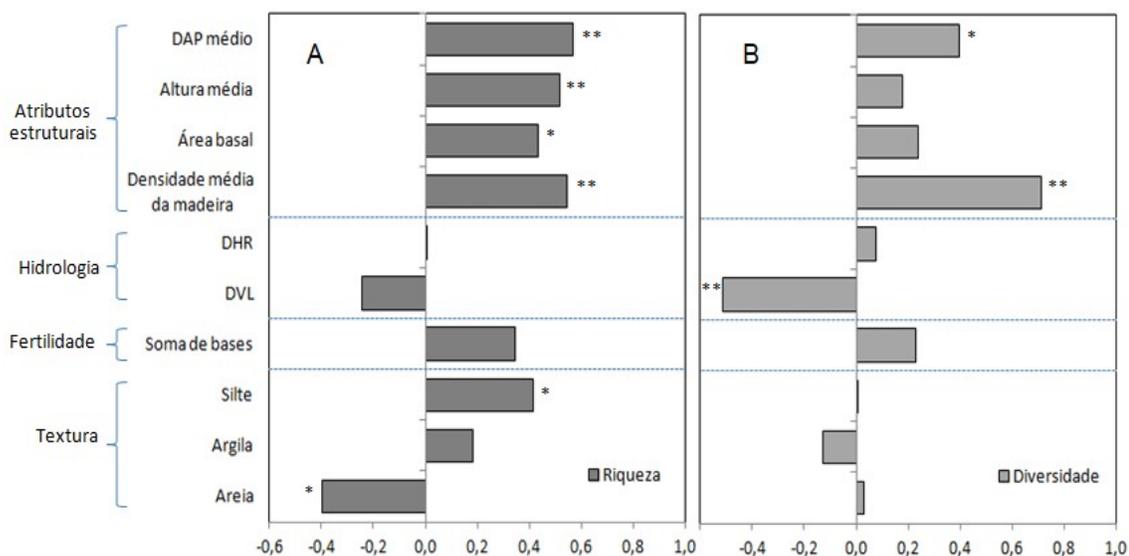
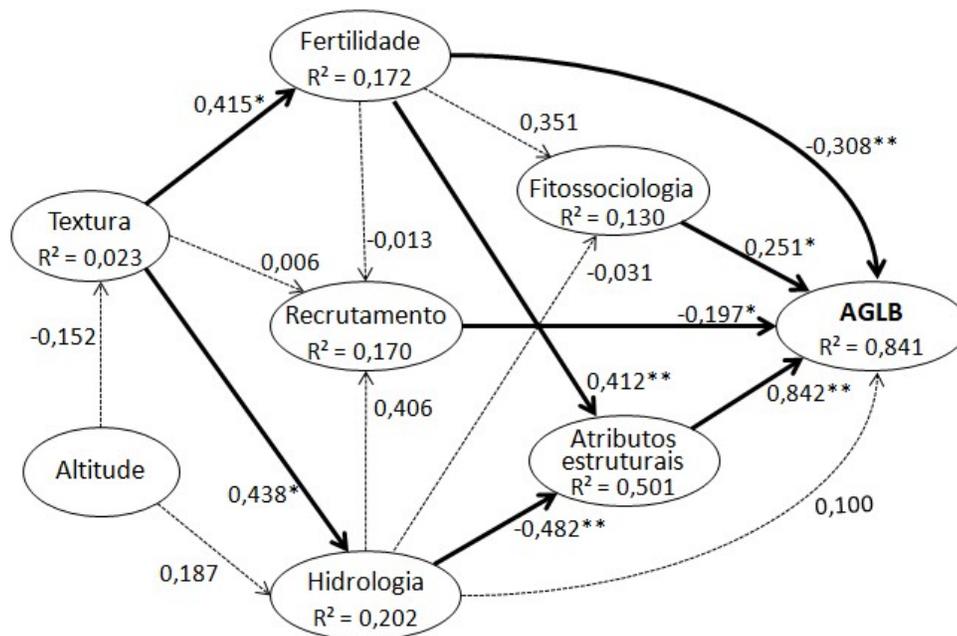


Figura 16 - Correlações entre (A) Riqueza e (B) Diversidade e as variáveis da modelagem de equações estruturais que resultaram efeitos diretos e indiretos sobre estes atributos fitossociológicos. Asteriscos indicam relações significativas (* $P < 0,05$; ** $P \leq 0,01$).



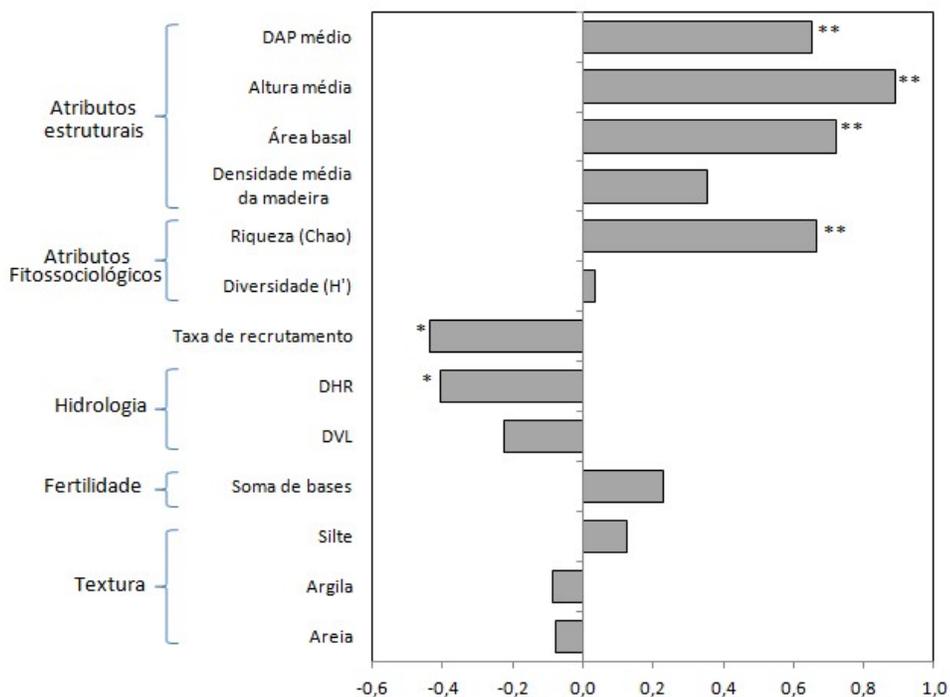
Referente aos efeitos dos preditores ambientais sobre a AGLB, a variável atributos estruturais foi responsável pelo maior efeito direto ($\beta = 0,84$; $P < 0,001$) observado, seguido por fertilidade ($\beta = -0,31$; $P = 0,004$), fitossociologia ($\beta = 0,25$; $P = 0,029$) e recrutamento ($\beta = 0,20$; $P = 0,040$). A variável atributos estruturais foi afetada tanto pela hidrologia ($\beta = -0,48$; $P = 0,002$), quanto pela fertilidade ($\beta = 0,41$; $P = 0,007$). O efeito indireto mais forte sobre AGLB foi derivado de hidrologia, via atributos estruturais ($\beta = 0,406$). O modelo foi capaz de explicar 84% da variação espacial da AGLB (Figura 17).

Figura 17 - Diagrama da modelagem de equações estruturais dos efeitos diretos e indiretos da textura edáfica (areia, silte e argila), altitude, fertilidade (soma de bases), taxa de recrutamento, hidrologia (DHR e DVL), da fitossociologia (riqueza de Chao e diversidade) e atributos estruturais (área basal e médias de DAP, altura e densidade da madeira) sobre AGLB. Os coeficientes de regressão padronizados são expostos nas linhas. Relações significativas (linhas contínuas) são indicadas com asteriscos (* $P < 0,05$; ** $P \leq 0,01$). Os valores de R^2 indicam a variação total da variável dependente que é explicada pela combinação das variáveis independentes.



As correlações com as variáveis preditoras indicam que a AGLB tendeu significativamente a aumentar com o ganho de diâmetro e altura médios, área basal e riqueza e a decrescer com aumento da DHR e da taxa de recrutamento (Figura 18).

Figura 18 - Correlações entre AGLB e variáveis da modelagem de equações estruturais que resultaram efeitos diretos e/ou indiretos sobre AGLB. Asteriscos indicam relações significativas (* $P < 0,05$; ** $P \leq 0,01$).



Aplicando-se a modelagem de equações estruturais às classes de DAP, não houve grande variação nos principais resultados derivados, se mantendo os maiores efeitos direto pelos atributos estruturais e indireto pela hidrologia, com exceção da classe de $10 \leq \text{DAP} < 30$ cm em que o efeito indireto da hidrologia não foi detectado (Tabela 7).

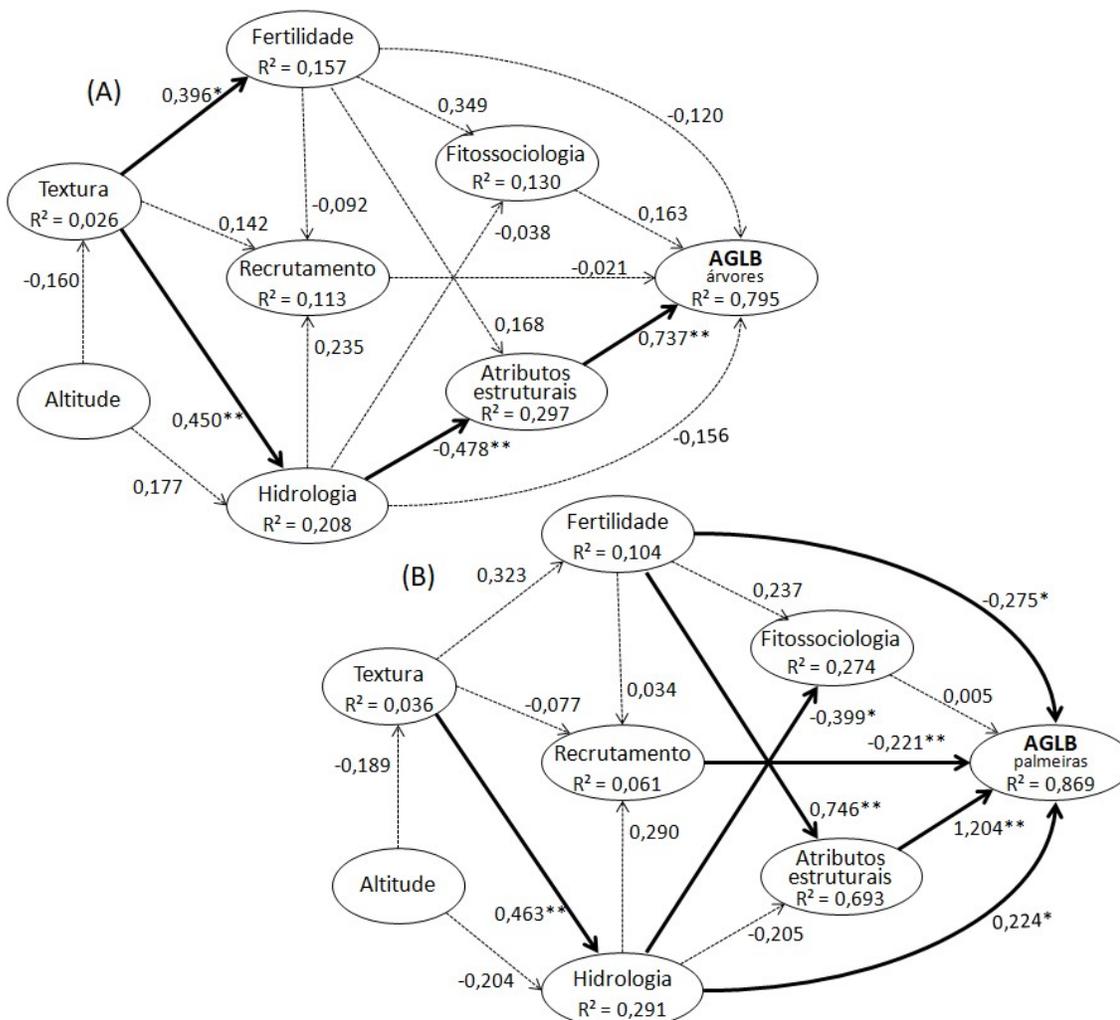
Tabela 7 - Modelagem de equações estruturais dos efeitos diretos e indiretos da textura edáfica (areia, silte e argila), altitude, fertilidade (soma de bases), taxa de recrutamento, hidrologia (DHR e DVL), da fitossociologia (riqueza de Chao e diversidade) e atributos estruturais (área basal e médias de DAP, altura e densidade da madeira) sobre AGLB para DAP < 10 cm; 10 ≤ DAP < 30 cm; e DAP ≥ 30 cm.

Os valores de R² indicam a variação total da variável dependente explicada pela combinação das variáveis independentes. Relações significativas são indicadas com asteriscos (*P < 0,05; **P ≤ 0,01).

Variável dependente	R ²	Coeficientes de regressão padronizados							
		Altitude	Textura	Fertilidade	Hidrologia	TR	Atributos taxonomicos	Atributos estruturais	
DAP < 10	AGLB	0,691			-0,445**	0,191	0,019	-0,352*	0,902**
	Atributos estruturais	0,373			0,169	-0,537**			
	Atributos fitossociológicos	0,185			0,293	-0,238			
	TR	0,059		0,271	-0,176	-0,051			
	Hidrologia	0,306	-0,207	0,473**					
	Fertilidade	0,085		0,292					
	Textura	0,040	-0,199						
10 ≤ DAP < 30	AGLB	0,838			0,148	-0,059	-0,003	-0,042	0,951**
	Atributos estruturais	0,131			-0,258	0,190			
	Atributos fitossociológicos	0,314			0,117	-0,515**			
	Recrutamento	0,28		0,203	-0,386	0,200			
	Hidrologia	0,327	-0,266	0,452**					
	Fertilidade	0,055		0,235					
	Textura	0,047	-0,216						
DAP ≥ 30	AGLB	0,947			0,009	0,131	0,122*	-0,162*	1,174**
	Atributos estruturais	0,426			0,136	-0,608*			
	Atributos fitossociológicos	0,127			0,355	-0,008			
	Recrutamento	0,215		0,297	0,052	0,511*			
	Hidrologia	0,169	0,203	-0,378*					
	Fertilidade	0,265		-0,515**					
	Textura	0,009	0,095						

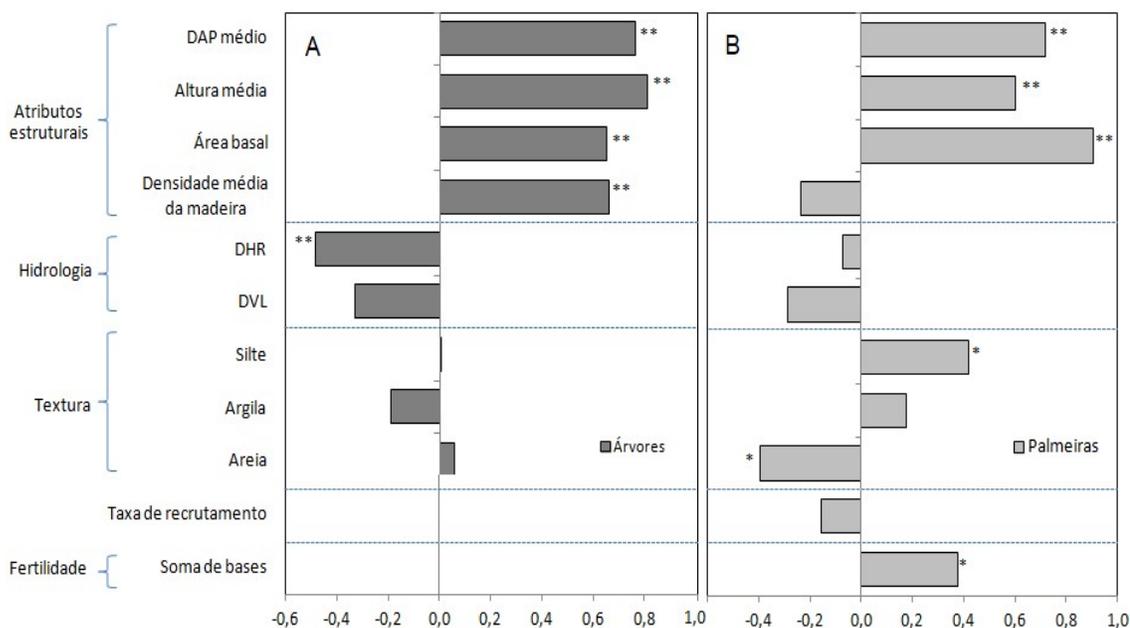
Aplicando-se a SEM separadamente às árvores e palmeiras, nota-se que sobre a AGLB permanecem os maiores efeitos direto dos atributos estruturais ($\beta = 0,74$; $P < 0,001$) e indireto da hidrologia ($\beta = -0,48$; $P = 0,008$). Quanto às palmeiras, a variável atributos estruturais também foi responsável pelo maior efeito direto ($\beta = 1,20$; $P < 0,001$), sendo seguida por fertilidade ($\beta = -0,27$; $P = 0,043$), hidrologia ($\beta = 0,22$; $P = 0,019$) e recrutamento ($\beta = -0,22$; $P = 0,010$). Contudo, quem respondeu pelo maior efeito indireto registrado foi a fertilidade, via atributos estruturais ($\beta = 0,898$) (Figura 19).

Figura 19 - Diagrama da modelagem de equações estruturais dos efeitos diretos e indiretos da textura edáfica (areia, silte e argila), altitude, fertilidade (soma de bases), taxa de recrutamento, hidrologia (DHR e DVL), fitossociologia (riqueza de Chao e diversidade) e atributos estruturais (área basal e médias de DAP, altura e densidade da madeira) sobre AGLB de (A) árvores e (B) palmeiras. Os coeficientes de regressão padronizados são expostos nas linhas. Relações significativas (linhas contínuas) são indicadas com asteriscos (* $P < 0,05$; ** $P \leq 0,01$). Os valores de R^2 indicam a variação total da variável dependente que é explicada pela combinação das variáveis independentes.



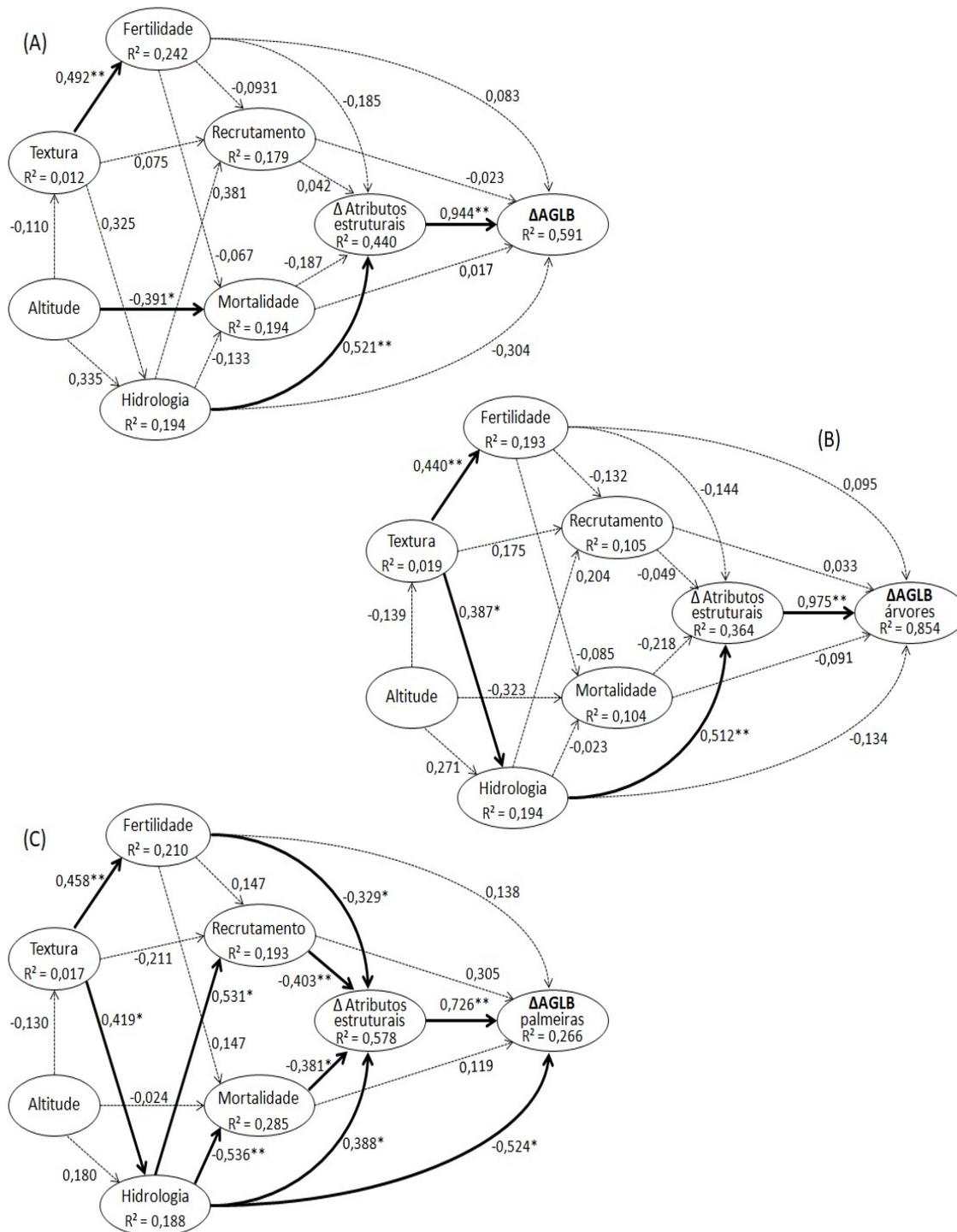
Considerando-se apenas as árvores, inferiu-se acréscimo significativo da AGLB conforme ganho de todas as variáveis estruturais e diminuição da DHR. Já no tocante às palmeiras, as variáveis estruturais também possuem relação significativa positiva com a AGLB (excetuando-se a densidade média da madeira), somando-se a esta outras variáveis, como a fertilidade e teor de silte. Já o teor de areia no solo apresentou relação significativa negativa com a AGLB das palmeiras (Figura 20).

Figura 20 - Correlações entre AGLB e variáveis da modelagem de equações estruturais que resultaram efeitos diretos e/ou indiretos sobre AGLB de árvores e de palmeiras distintamente. Asteriscos indicam relações significativas (* $P < 0,05$; ** $P \leq 0,01$).



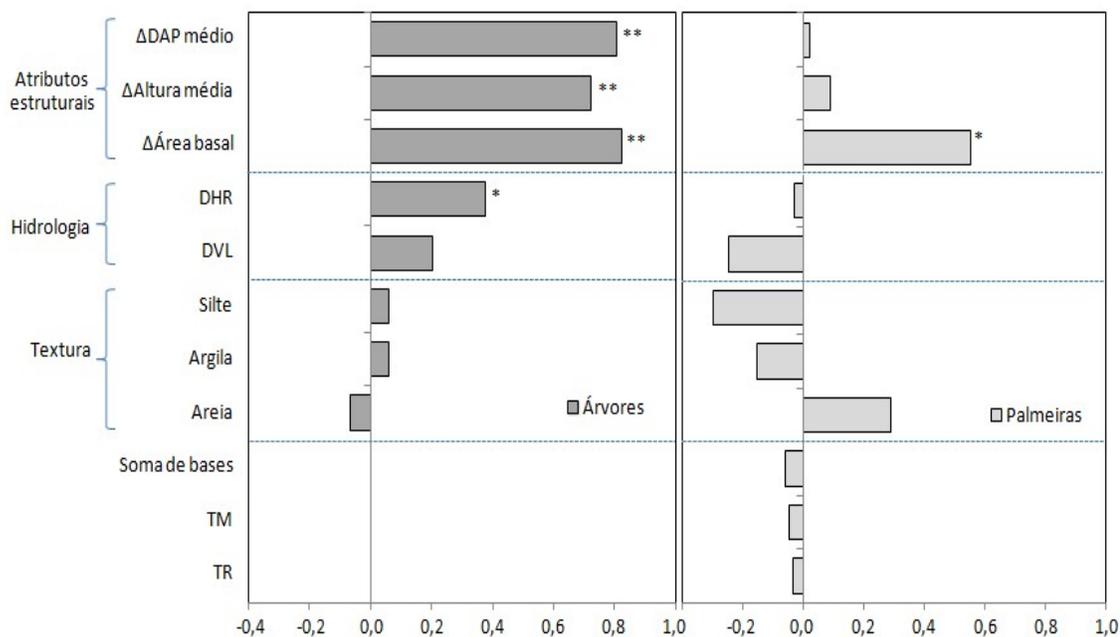
A variação temporal da AGLB foi explicada em 59% pelo modelo, com efeitos significativos direto da variação dos atributos estruturais ($\beta = 0,94$; $P < 0,001$) e indireto pela hidrologia, via atributos estruturais ($\beta = 0,492$). A análise aplicada apenas às árvores derivou resultado semelhante com maior poder preditivo (85%). Quanto às palmeiras, somente 27% da variação temporal foi explicada, com o maior efeito direto derivado dos atributos estruturais ($\beta = 0,73$; $P = 0,013$), seguido da hidrologia ($\beta = -0,52$; $P = 0,044$). O maior efeito indireto foi referente à hidrologia ($\beta = 0,282$). Percebe-se ainda que a hidrologia também apresentou efeito direto significativo sobre as taxas de recrutamento ($\beta = 0,53$; $P = 0,026$) e mortalidade ($\beta = -0,54$; $P = 0,004$) de palmeiras (Figura 21).

Figura 21 - Diagrama da modelagem de equações estruturais dos efeitos diretos e indiretos da textura edáfica (teores de areia, silte e argila), altitude, fertilidade (soma de bases), taxa de recrutamento, taxa de mortalidade, hidrologia (DHR e DVL) e variação dos atributos estruturais (Δ área basal e Δ médias de DAP e altura) sobre Δ AGLB (A) total; (B) de árvores; e (C) de palmeiras para a grade de amostragem. Os coeficientes de regressão padronizados são expostos nas linhas. Relações significativas (linhas contínuas) são indicadas com asteriscos (* $P < 0,05$; ** $P \leq 0,01$). Os valores de R^2 indicam a variação total da variável dependente que é explicada pela combinação das variáveis independentes.



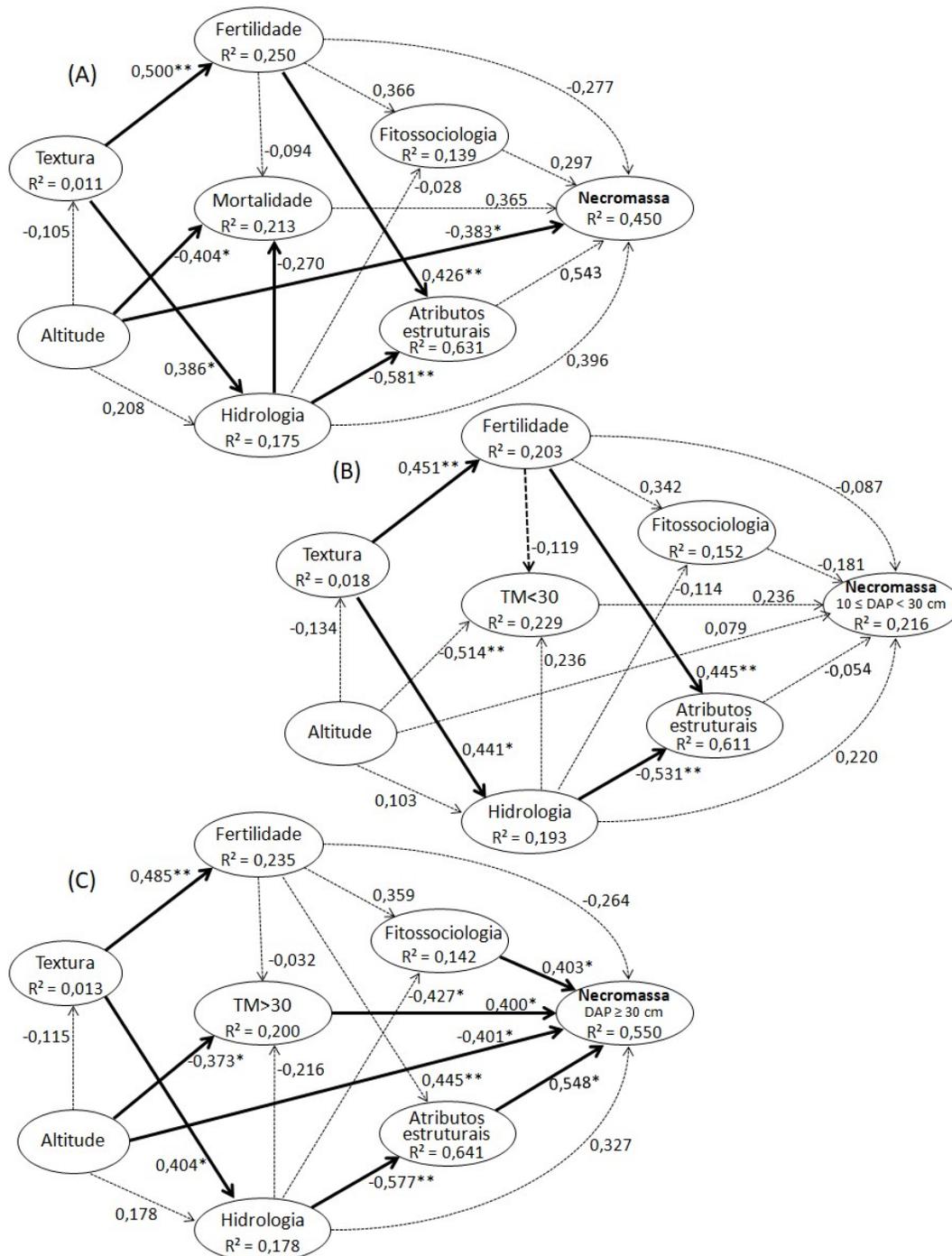
Analisando-se separadamente as correlações entre a variação temporal da AGLB de árvores e palmeiras com as variáveis utilizadas na SEM, nota-se que há relação positiva significativa com as mudanças nas variáveis formativas dos atributos estruturais e com a DHR para árvores, enquanto que para palmeiras, apenas a variação da área basal apresentou relação positiva significativa (Figura 22).

Figura 22 - Correlações entre Δ AGLB e variáveis da modelagem de equações estruturais que resultaram efeitos diretos e/ou indiretos sobre Δ AGLB (A) de árvores e (B) de palmeiras distintamente. Asteriscos indicam relações significativas (* $P < 0,05$; ** $P \leq 0,01$).



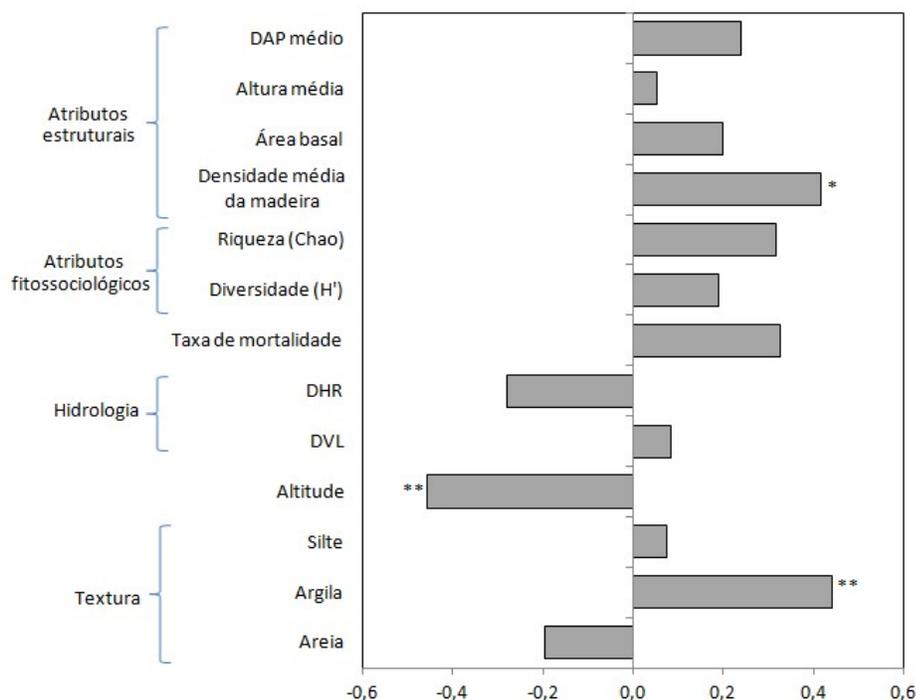
A variação espacial da necromassa total foi explicada em 45% pelo modelo adotado na análise, havendo efeito significativo direto apenas da altitude ($\beta = -0,38$; $P = 0,043$). A análise aplicada à necromassa de $10 \leq \text{DAP} < 30$ cm não revelou efeitos diretos das variáveis. Quanto à necromassa de $\text{DAP} \geq 30$ cm, o modelo explicou 55% da variação espacial de necromassa. Houve efeitos diretos em ordem decrescente por parte dos atributos estruturais ($\beta = 0,55$; $P = 0,049$), dos atributos fitossociológicos ($\beta = 0,40$; $P = 0,034$); altitude ($\beta = -0,40$; $P = 0,020$) e TM ($\beta = 0,40$; $P = 0,027$). O maior efeito indireto se deu por hidrologia, via atributos estruturais ($\beta = 0,316$) (Figura 23).

Figura 23 - Diagrama da modelagem de equações estruturais dos efeitos diretos e indiretos da textura edáfica (teores de areia, silte e argila), altitude, fertilidade (soma de bases), taxa de mortalidade, hidrologia (DHR e DVL), da fitossociologia (riqueza de Chao e diversidade) e atributos estruturais (área basal e médias de DAP, altura e densidade da madeira) sobre necromassa: (A) total; (B) de $10 \leq \text{DAP} < 30$ cm; e (C) de $\text{DAP} \geq 30$ cm para a grade amostragem. Os coeficientes de regressão padronizados são expostos nas linhas. Relações significativas (linhas contínuas) são indicadas com asteriscos (* $P < 0,05$; ** $P \leq 0,01$). Os valores de R^2 indicam a variação total da variável dependente que é explicada pela combinação das variáveis independentes.



A variação espacial de necromassa com $DAP \geq 30$ cm obteve relação positiva significativa com densidade da madeira e teor de argila e negativa com altitude (Figura 24).

Figura 24 - Correlações entre necromassa e variáveis da modelagem de equações estruturais que resultaram efeitos diretos e indiretos sobre necromassa com $DAP \geq 30$ cm. Asteriscos indicam relações significativas (* $P < 0,05$; ** $P \leq 0,01$).



4 DISCUSSÃO

4.1 PREDITORES AMBIENTAIS

A altitude variou de 65,56 a 85,88 m entre as parcelas ($73,83\text{m} \pm 5,98$), reforçando estudos que mostram que o interflúvio Madeira-Purus é constituído por terras baixas, de pouca variação altimétrica. A área de estudo possui valores bastante baixos (próximos ao extremo inferior) de teor de argila, pH e soma de bases, quando comparados aos demais solos encontrados na Amazônia, porém com alto teor de Ferro (BERNOUX et al., 1998), o que caracteriza o solo como ácido e oligotrófico. Em comparação à média das demais áreas de estudo do interflúvio Madeira-Purus ao longo da BR 319, os dados de bases trocáveis estão dentro dos valores médios também aferidos para o interflúvio ($0,17 \pm 0,1$ cmolc/kg), porém os teores de fósforo da área ($6,20 \pm 2,7$) são superiores ao encontrado no interflúvio ($2,21 \pm 1,4$

t/kg), estando próximo dos maiores valores registrados (0,69 a 6,38 t/kg) (SCHIETTI et al., 2016).

É relevante perceber a ausência de relação entre a altitude e as variáveis edáficas na área, o que se estende na região do interflúvio (SOUSA, 2007), diferentemente do que é encontrado na Amazônia central. A variação topográfica local não é tão bem definida como nas florestas de terra-firme da Amazônia Central, em que habitats podem ser definidos por grandes categorias topográficas (platôs, vertentes e baixios) bastante homogêneas por amplas áreas (CASTILHO et al., 2006; TOLEDO et al., 2011).

É relevante perceber também a ausência de correlação entre os preditores hidrológicos (DHR e DVL), bem como entre estes e a altitude, indicando a peculiaridade ambiental de uma área inserida em região recente geologicamente (ROSSETI et al., 2005). A correlação significativa entre a DVL e o teor de argila já era esperada, visto que na área de estudo predominam variações micro-topográficas de relevo (de 1 a 3 m) que dificultam o escoamento da água e assim resultam em significativa contribuição da textura do solo para a formação do gradiente desta variável hidrológica (SOUSA, 2007; SCHIETTI et al., 2016). Em conformidade, em quase todas as derivações da modelagem de equações estruturais, a textura foi positiva e significativamente relacionada à hidrologia, indicando lençol freático mais próximo à superfície (retenção de água) nas parcelas de solo mais argiloso.

Posto tal cenário, cabe ressaltar que esta dissociação entre variáveis ambientais permite distinção mais clara e entendimento mais reforçado da influência específica de algum preditor na determinação das variações espacial e temporal da composição florística, biomassa e necromassa relacionadas.

4.2 FITOSSOCIOLOGIA E FLORÍSTICA

A distribuição diamétrica observada, com 74,4% dos indivíduos ocupando as duas primeiras classes diamétricas (Figura 8), confirma o modelo em J-invertido característico das florestas tropicais. A estrutura diamétrica observada sugere que a própria dinâmica natural de mortalidade e recrutamento deve ser responsável pela intensidade de regeneração do componente arbóreo, denotada pela maior representatividade nas primeiras classes. A ocorrência de indivíduos com DAP superior a 80 cm é outro fator que permite inferir o bom estado de conservação da floresta (OLIVEIRA et al., 2008; ALMEIDA, JARDIM, 2011; CARIM et al., 2013; SILVA et al., 2015). Ainda, percebe-se uma nítida tendência à

estabilização da curva, refletindo a manutenção do equilíbrio da estrutura diamétrica, característica típica de florestas inequidâneas com ausência de grandes distúrbios climáticos, em que o número de indivíduos é inversamente proporcional ao aumento das classes (CARIM et al., 2013). A distribuição em classes de altura revela o grande percentual de indivíduos jovens (com até 5 m) e uma curva regular a partir dos indivíduos com altura ≥ 10 m. Houve grande contribuição das palmeiras para este cenário, em que 74,4% destas estão abaixo de 5 m. Similarmente ao encontrado em florestas tropicais jovens, foi observada uma grande representatividade dos indivíduos com até 20 m de altura (83,9%) (83,9%) (Figura 8) (LAU e JARDIM, 2013).

Em relação à identificação de táxons, o registro de 10,9% de Arecaceae, corrobora com o alto percentual de palmeiras encontrado na região (PANSINI et al., 2016). O percentual de espécies raras observado (12,7%) é consoante ao encontrado por Carim et al. (2013), realizado na região da Amazônia setentrional brasileira. Porém, estes diferem de outras regiões do bioma (OLIVEIRA, AMARAL, 2004; CARIM, 2007; PEREIRA, SOBRINHO, COSTA NETO, 2007; GUIMARÃES, CARIM, 2008; CAIAFA et al., 2009; PEREIRA et al., 2011), em que foram registradas de 40 a 60% de espécies raras. Logo, denota-se um baixo percentual de espécies raras e menor heterogeneidade em se tratando de Amazônia.

A dominância de poucas espécies (4,5%) respondendo por grande parte dos indivíduos (51,6%) segue o padrão de hiperdominância relatado para a Amazônia (PITMAN et al., 2001; ter STEEGE et al., 2013), ocorrendo o mesmo para famílias, em que quatro famílias responderam por 56,7% dos indivíduos. Destarte, reforça-se o entendimento de que para o domínio espacial e temporal de uma paisagem geográfica e climaticamente heterogênea, tal qual a Amazônia, faz-se necessário apenas algumas espécies melhores adaptadas a condições tão variadas (PITMAN et al., 2001; 2013; ter STEEGE et al., 2013).

A curva cumulativa de espécies por parcela não estabilizou, corroborando com outros estudos na Amazônia (OLIVEIRA et al., 2004; OLIVEIRA et al., 2008; CARIM et al., 2013; OLIVEIRA et al., 2015; SILVA, 2015) (Figura 9). O resultado aponta que, apesar de grande (em comparação a outros estudos florísticos), a área amostral da grade do PPBio não é suficiente para abarcar toda a diversidade de espécies arbóreas da região estudada. Possivelmente isso se explica pela variedade de ambientes e fatores abióticos compreendidos, o que é diretamente proporcional ao tamanho da área estudada em se tratando da heterogeneidade Amazônica. Schilling e Batista (2008) chegam mesmo a considerar que a curva espécie-área é inadequada para dimensionar o tamanho ideal de amostragem no

contexto amazônico, posto que a alta riqueza, interrelacionamento entre comunidades e ausência de limites bem estabelecidos impedem a curva de alcançar sua assíntota.

As famílias mais abundantes encontradas (Arecaceae, Chrysobalanaceae, Fabaceae, Rubiaceae, Burseraceae e Melastomataceae) acordam com resultados semelhantes de outros estudos ao longo do bioma (OLIVEIRA et al., 2004; ter STEEGE et al., 2006; OLIVEIRA et al., 2008; CARIM et al., 2013; OLIVEIRA et al., 2015; SILVA, 2015). A respeito de 36,2% das famílias contribuírem com apenas uma espécie, pode-se inferir que estas são constituídas por poucas espécies na área, sendo mais dificilmente observadas na região. Dos gêneros mais abundantes observados (Tabela 2), *Licania*, *Protium*, *Eschweleira* também estão entre os mais representativos na continuação do interflúvio em direção à Amazônia Central (SOUZA, 2012), bem como entre os dez mais abundantes de toda a Amazônia (ter STEEGE et al., 2006). Já na Amazônia Central, apenas os gêneros *Licania* e *Eschweleira* continuam entre os mais abundantes, sendo que o gênero *Licania* também é o maior em riqueza no neotrópico (RIBEIRO et al., 1999; SOUZA, 2012). Tais resultados expressam a permanência de alguns gêneros dominantes e alternância de abundância de outros gêneros conforme variação geográfica, sugerindo uma possível tendência de substituição gradual de gêneros conforme alterações nas nuances do gradiente (SOUZA, 2012). Vistas a representatividade e à importância ecológica das espécies, nota-se que, apesar dos baixos valores de área basal e dominância, *L. tenue* se destaca devido à alta densidade apresentada.

Quanto ao Índice de Valor de Importância Familiar (IVIF), os maiores valores foram apresentados pelas famílias Chrysobalanaceae, Arecaceae, Fabaceae, Rubiaceae, Lecythidaceae e Burseraceae (Figura 11), bastante semelhante ao observado ao longo de outras áreas no Interflúvio Madeira-Purus (SOUZA, 2012). Essas famílias são também consideradas de grande importância ecológica em outros estudos de fitossociologia (OLIVEIRA et al., 2004; OLIVEIRA et al., 2008; SOUZA, 2012).

Percebe-se que não necessariamente as famílias com maiores abundância ou riqueza são as de maior importância ecológica na comunidade, indicando que outras variáveis, a exemplo de densidade e dominância relativas são determinantes na avaliação fitossociológica de uma comunidade florestal. Como exemplo, a inclusão de Arecaceae no estudo revela a importância ecológica da mesma na formação florestal, vistas sua inserção na dinâmica sucessional ecológica e ciclagem de energia (em forma de alimento e biomassa) no equilíbrio faunístico e florístico. Isto é reforçado para a área específica de estudo, vista a forte presença de palmeiras observada, que é acentuada pelas características de solo e maior espaçamento entre as árvores (ANDRADE et al., 2017).

Considerando-se estudos em terra firme na Amazônia, é interessante identificar uma congruência entre tais áreas do interflúvio Madeira-Purus e apresentando variação gradual da composição florística conforme o gradiente geográfico. Ainda que muitos autores asseverem uma conformação florestal de mosaicos heterogêneos sem interdominância, os resultados apontam para o conceito de uma oligarquia estruturante em grandes escalas (em níveis de gênero e família), com grupos comuns dominantes e outros raros, inferindo a dessemelhança entre comunidades (PITMAN et al., 2001; SOUZA, 2012; PITMAN et al., 2013).

Os valores estimados para o índice de diversidade de Shannon-Weaver (H') (3,76) e área basal ($21,08 \text{ m}^2 \pm 0,2$) estão abaixo dos resultados encontrados em outros estudos realizados na Amazônia (OLIVEIRA et al., 2004; 2008; CARIM et al., 2013; OLIVEIRA et al., 2015; SILVA, 2015), provavelmente por influência das características edáficas e hidrológicas locais. Embora a constatação demonstre que a área pode ser considerada de baixa biodiversidade em relação a outras regiões do bioma amazônico, ao mesmo tempo tal dado é importante por representar um extremo em termos de composição florística, essencial para o conhecimento de todo o espectro da biodiversidade amazônica e sua relação com os ciclos biogeoquímicos globais.

A similaridade florística calculada (de 7 a 81%, com 56,5% dos pares apresentando similaridade inferior a 30%) denota alta variabilidade da composição de espécies entre as parcelas, maior do que a observada na Amazônia Central (OLIVEIRA et al., 2008). Isto é provavelmente resultante da diversidade de ambientes e variáveis envolvidas ao longo da grade. Contudo, de forma semelhante a outras regiões amazônicas, o teste de Mantel ($P < 0,001$) evidenciou a tendência de que quanto menor a distância geográfica entre as parcelas, maior a similaridade florística (NEKOLA, WHITE, 1999; HUBBEL, 2001; CONDIT et al., 2002; TUOMISTO et al., 2003; OLIVEIRA et al., 2008; DUQUE et al., 2009; SILVA et al., 2011).

A aplicação da Análise de Cluster derivou grupos florísticos segregados pela drenagem do ambiente e diversidade florística. As parcelas pertencentes à paleovárzea foram reunidas em um grupo, por possuírem solos que encharcam e áreas inundáveis, incluindo-se as duas parcelas afetadas pela enchente prolongada de 2014. Logo, o resultado sugere que as características hidrológicas possuem forte contribuição como determinantes na conformação florística na área estudada, tal como percebido também ao longo do interflúvio, em que a composição florística de parcelas alagadas mostrou-se peculiar e bem distinta das demais que não são influenciadas pelo afloramento do lençol freático (SOUZA, 2012; SCHIETTI et al., 2014).

Em termos de variação temporal entre as variáveis medidas, o teste de Mantel relacionando AGLB, abundância e diversidade das espécies dos dois censos com a distância geográfica entre parcelas inferiu que as variáveis são correlacionadas entre os censos ($P < 0,001$; para as três variáveis), indicando que não houve mudança significativa para este tempo de recenseamento. Isto pode ser devido a uma característica de manutenção da diversidade alfa local ou a um curto intervalo de remedição, necessitando da continuidade dos recenseamentos para averiguação.

4.3 ESTRUTURA E CONTEXTO REGIONAL

A AGLB média estimada é ligeiramente menor do que as estimativas existentes para o interflúvio Madeira-Purus, apesar de o número de indivíduos por hectare estimados ser bastante inferior (~ de 49% a 59%). Ainda em relação ao interflúvio, os indivíduos de $10 \leq \text{DAP} < 30$ cm possuem representação percentual em biomassa pronunciada (SCHIETTI et al., 2016). Tal aparente contraste pode ser entendido pela grande contribuição dos indivíduos de $\text{DAP} \geq 30$ cm para a AGLB, apesar de existentes em baixa densidade (Figura 8), posto que formam a maior densidade de copa onde os maiores ganhos fotossintéticos de carbono são concentrados com a maior contribuição à produtividade (STEPHENSON et al., 2014; POORTER et al., 2015). Contudo, os valores da AGLB média estimada são baixos quando comparados a maior parte das demais regiões amazônicas, apesar de o número médio de árvores por hectare ser intermediário (ALVES et al., 2010; POORTER et al., 2015).

Percebeu-se grande variação da AGLB de palmeiras entre parcelas (122,9x entre os extremos), o que pode ser associado à grande variabilidade ambiental na área, posto que as evidências mostram que o crescimento de palmeiras responde a gradientes edáficos de acordo com o porte da planta (RUOKOLAINEN e VORMISTO, 2000; SVENNING, 1999; VORMISTO et al., 2016). Ao todo, as palmeiras representaram mais de 15% da AGLB estimada, valor bem superior ao encontrado na Amazônia central (CASTILHO, 2004) e superior aos percentuais estimados em Roraima (NASCIMENTO et al., 2007). Contudo, a forte presença de palmeiras restringe-se a algumas parcelas localizadas nas áreas de floresta mais aberta.

O aumento não significativo da AGLB (e área basal) entre os censos infere a necessidade da continuação do monitoramento para avaliar-se a área quanto à estabilização ou

evolução em termos de biomassa, visto que o resultado pode ser derivado de manutenção da diversidade alfa local ou ao curto intervalo de remedição.

Os valores estimados das taxas de mortalidade ($4,01\% \text{ y}^{-1} \pm 1,67$) são altos quando comparados às florestas de baixo dinamismo e altas densidade de madeira da Amazônia Norte-Oriental e Central ($< 2,0\% \text{ y}^{-1}$) (CAREY et al., 1994; WILLIAMSON et al., 2000; LEWIS et al., 2004; NASCIMENTO e LAURANCE, 2004; CHAO et al., 2008; TOLEDO et al., 2011). Por outro lado, as estimativas foram similares às de florestas com menores densidades de madeira e áreas afetadas por distúrbios naturais da Amazônia Norte-Occidental e Central-Oriental (PHILLIPS et al., 2004; NEPSTAD et al., 2007; CHAO et al., 2008). É sabido que a influência, em escala local e regional, de preditores ambientais em taxas de mortalidade e recrutamento (PHILLIPS et al., 2004; QUESADA et al., 2009a) podem ser restringidos a algumas classes diamétricas (TOLEDO et al., 2011). Desta feita, a mortalidade das árvores de tamanho médio, que respondem pela porção majoritária dos indivíduos (Figura 14), pode ser entendida separadamente das menores (DAP < 10 cm) e das maiores (DAP ≥ 30 cm), de acordo com a magnitude dos efeitos de altitude e profundidade do lençol freático. Estes efeitos, relacionados à saturação de água no solo e anoxia (DREW, 1997; TOMASELLA et al., 2008; QUESADA et al., 2009a), são amplificados em ocasiões de enchentes (FERNANDEZ et al., 1999). Considerando-se os muitos fatores que podem determinar a mortalidade vegetal, os principais preditores da mortalidade de árvores pequenas e grandes poderia ser competição e distúrbios exógenos, respectivamente (COOMES et al., 2003; TOLEDO et al., 2003).

O percentual de árvores mortas em pé (24,8%) é semelhante a outras áreas de alto dinamismo na Amazônia, como encontrado no oeste (25%) e leste (20%) do Equador (KORNING e BALSLEV, 1994) e norte do Peru (20%) (CHAO et al., 2009), como resultado do desenraizamento e quebra como modos de morte mais frequentes, devido à baixa densidade da madeira das árvores, distúrbios exógenos e solos jovens e rasos, que oferecem baixa aderência de raízes (BAKER et al., 2004; QUESADA et al., 2011; TOLEDO et al., 2012b). Por outro lado, os valores de TMp são baixos se comparados às áreas de alta densidade de madeira e baixo dinamismo do nordeste venezuelano (48%) (CHAO et al., 2009), da Guiana Francesa (48%) (FERRY et al., 2010), da Amazônia Central (54%) (TOLEDO et al., 2012b), do norte de Borneo (46%) e leste da malásia (37%) (GALE e HALL, 2001), resultando da senescência como provável modo de morte principal nestas condições (GALE e BARFORD, 1999; NOGUEIRA et al., 2005). Neste estudo, presumivelmente os fatores presentes intrínsecos ao modo de morte em pé incluiriam a

enchente e prováveis doenças derivadas de anoxia (MORI e BECKER, 1991; NELSON e AMARAL, 1994; GALE e BARFORD, 1999). Considerando o intervalo de tempo entre os censos, muitos indivíduos com DAP < 10 cm desapareceram sem deixar vestígios, o que pode ter influenciado o resultado observado, posto não ser possível saber o modo de morte destes.

A produção de necromassa observada ($2,56 \text{ t.ha}^{-1} \cdot \text{y}^{-1} \pm 0,23$) está entre as mais baixas, considerando-se os estudos realizados em áreas de florestas prístinas e perturbadas na Amazônia Central, Oriental e Sul-Occidental (SILVA et al., 2016) e menor do que o valor médio estimado ($3,1 \text{ t.ha}^{-1} \cdot \text{y}^{-1}$) para a Pan Amazônia (MALHI et al., 2004). As estimativas do estoque de necromassa ($15,1 \text{ t.ha}^{-1} \pm 8,93$) também estão entre as menores de toda Pan Amazônia ($0,35\text{--}166,7 \text{ t.ha}^{-1}$), maiores apenas quando comparadas a florestas oligotróficas e similares ao observado em florestas alagáveis (RICE et al., 2004; BAKER et al., 2007; CHAO et al., 2008; 2009; SILVA et al., 2016). O alto percentual de palmeiras também contribui para os baixos valores de produção e acúmulo de necromassa. O tempo de residência estimado (5,9 anos) está em consonância com outros estudos na Amazônia, indicando uma estabilidade no bioma da produção e do acúmulo independentemente da variabilidade ambiental, possivelmente por ser a mortalidade de árvores consequência de estresse climático associado a distúrbios naturais (CHAMBERS et al., 2000; LEWIS et al., 2004; RICE et al., 2004; DOUGHTY et al., 2015; SILVA et al., 2016).

A alta mortalidade associada a baixos valores de necromassa para a área de estudo pode provavelmente estar associada às árvores mais finas e baixas decorrentes das restrições edáficas, as quais crescem rapidamente, mas armazenam menos biomassa e são menos resistentes a distúrbios exógenos (QUESADA et al. 2012). Considerando o alto dinamismo da área, estes resultados também indicam que as variáveis ambientais provavelmente estejam atuando como determinantes para a variação espacial tanto do estoque de necromassa como da TM, vista a correlação significativa entre tais variáveis ($r = 0,13$; $P = 0,049$). Existe uma grande probabilidade de que a enchente de 2014 seja o principal fator para a grande mortalidade observada nas duas parcelas afetadas, visto que exibiram as maiores TM. O suposto poderá ser confirmado com a continuidade do monitoramento.

4.4 EFEITOS DOS PREDITORES AMBIENTAIS

A integração das variáveis ambientais hidrológicas, edáficas e topográfica juntamente com os atributos fitossociológicos e estruturais vegetacionais possibilitou alto poder preditivo

da variação espacial da composição florística, biomassa vegetal e necromassa para a área em estudo. Os atributos estruturais (área basal e diâmetro, altura e densidade da madeira médios) estão entre os melhores preditores de efeito significativo direto. Atributos estruturais, especialmente diâmetro médio e área basal, resultam a vantagem de que podem facilmente ser medidos em campo por membros da comunidade local ou estimados por ferramentas de sensoriamento remoto, apesar de possíveis distorções associadas por erros de medição ou limitações técnicas (MITCHARD *et al.*, 2014).

Quanto à variação espacial da composição florística determinada pelos preditores ambientais, o alto percentual (72%) explicado pela SEM (Figura 15) permite inferir que a riqueza parece estar sendo direcionada principalmente pela textura edáfica do solo (Figura 16A), associada ao alto teor de silte local. Altos teores de silte geralmente caracterizam solos jovens ainda não intemperizados, com partículas pequenas e agregadas, que podem influenciar na capacidade de infiltração, retenção e portanto disponibilidade de água para a manutenção da vegetação (SEGURA *et al.*, 2003, COSTA *et al.*, 2005).

A proximidade com a água parece ser o principal fator determinante da diversidade de espécies florestais para a área (Figura 16B), similarmente ao observado em outras áreas ao longo do interflúvio Madeira-Purus e na Amazônia central (SOUZA, 2012; SCHIETTI *et al.*, 2014). Diversos estudos mencionam a relação da hidrologia com a composição florística de forma indireta, associada às variáveis topográficas e edáficas (CLARK *et al.*, 1998; VORMISTO *et al.*, 2000; TUOMISTO *et al.*, 2002; COSTA *et al.*, 2005; BALVANERA *et al.*, 2011). Mesmo em áreas onde as características edáficas e topográficas refletem as condições hídricas, a mensuração direta da distância ao recurso hídrico mostra mais claramente a relação da hidrologia com a composição florística (SCHIETTI *et al.*, 2014). No caso da ESEC Cuniã e região próxima de características similares, em que as condições edáficas e topográficas são dissonantes das hidrológicas, sugere-se que planos de conservação possam ser elaborados a partir da identificação de locais com maior disponibilidade de água, garantindo uma maior manutenção da diversidade florestal.

Quanto às variações espacial e temporal da AGLB, o maior efeito direto dos atributos estruturais já era esperado, posto que das variáveis derivam as equações alométricas para cálculo da AGLB. Os modelos propostos derivaram alto poder preditivo para todas as classes de DAP e indivíduos (>69%), destacando-se árvores de $DAP \geq 30$ cm (95%) (Figuras 18, 20 e 22; e Tabela 7). A única exceção foi referente à variação temporal de palmeiras (27%) (Figura 21C), provavelmente derivado do intervalo de remedição insuficiente para aferição de ganho significativo de biomassa, considerando-se tal grupo taxonômico.

É relevante perceber que a riqueza afetou positivamente a variação espacial da AGLB, tal como observado para a Amazônia (POORTER et al., 2015). No entanto, a diversidade apresentou relação quase ausente (Figura 18), indicando pouco efeito da heterogeneidade de espécies sobre a biomassa. Como também esperado, a fertilidade foi relacionada positivamente ao ganho dos atributos estruturais (LAURANCE et al., 1999; QUESADA et al., 2012) e as variáveis hidrológicas negativamente (Figura 18), inferindo maior biomassa conforme maior proximidade da rede de drenagem especialmente (Figura 19). Contudo, posto o maior efeito indireto observado, os preditores hidrológicos prevalecem sobre os demais.

Assim, considerando a biomassa de árvores (com exceção daquelas de $10 \leq \text{DAP} < 30$ cm), a variável ambiental de maior poder preditivo foi a distância horizontal da rede de drenagem (Figuras 18 a 22), a qual possui a vantagem de poder ser prontamente verificada por técnicas de sensoriamento remoto e, no caso da variação temporal, indicando maior produtividade e acúmulo de carbono em áreas próximas a rios e igarapés. Em vista da grande variabilidade dos preditores ambientais na área, tal dado torna-se mais relevante. O resultado segue a mesma direção de análises de caminhos integrando dados da pan Amazônia em que foram observados os maiores efeitos diretos e indiretos resultantes da precipitação (POORTER et al., 2015), uma vez que a o índice pluviométrico é em grande parte responsável pelo estabelecimento inicial da rede de drenagem (igarapés de primeira ordem).

A textura apresentou efeito direto positivo sobre a hidrologia. Considerando-se que as taxas de infiltração, drenagem e retenção de água pelo solo são determinadas pela textura (SOLLINS, 1998) e que a topografia sutil da área delinea um escoamento de água demorado, o gradiente edáfico de textura ganha maior importância na determinação das condições hidrológicas de fluxo e retenção, o que é essencial para germinação e estabelecimento de plantas jovens (SOUSA, 2007), bem como ganho de biomassa. Entretanto, na área estudada, houve correlação significativa da textura apenas com a variação espacial das palmeiras (Figura 21B), uma vez mais denotando a peculiaridade ambiental enfocada.

Quanto ao efeito dos atributos estruturais sobre a AGLB de palmeiras, percebeu-se a pronunciada relação significativa da área basal, tanto para a variação espacial (Figura 21B), como temporal (Figura 23B). Isso demonstra a importância das espécies presentes na área, posto que, dependendo da espécie, o acúmulo de biomassa deste grupo ocorre majoritariamente na base da estipe. Analogamente ao que ocorre na Amazônia, grupos com estratégias de enraizamento contrastantes (árvores e palmeiras) alcançam maiores valores de área basal nos extremos do gradiente textural edáfico (EMILIO et al., 2014). Sobre as palmeiras, o efeito da fertilidade se destacou entre as variáveis ambientais, com maior efeito

indireto. O componente textural edáfico ganhou maior importância, denotando haver maior biomassa com o aumento dos teores de silte e diminuição do percentual de areia (Figura 21). Tal fato é corroborado por estudos na Amazônia, que denotam a frequência de palmeiras ocupando um espaço no componente florestal onde solos são menos estruturados e menos desenvolvidos (EMILIO et al., 2014).

Relativamente à variação temporal de palmeiras, os efeitos indiretos apresentados demonstram maior complexidade dos fatores envolvidos. É interessante observar as relações significativas negativas diretas das taxas de recrutamento e mortalidade com os atributos estruturais. Quanto à mortalidade, a relação é clara com o ganho das variáveis estruturais. Em termos do recrutamento, a taxa é diminuída pelo sombreamento causado pelo aumento das árvores em altura e largura com consequente aumento de densidade das copas (SALDARRIAGA et al., 1988; TERBORGH e PETREN, 1991; FINEGAN, 1996; DENSLOW e GUZMAN, 2000; MONTGOMERY e CHAZDON, 2001; KENNARD et al., 2002; DEWALT et al., 2003; CHAZDON et al., 2007; HILARIO e TOLEDO, 2016). O efeito direto positivo da hidrologia sobre a TR e negativo sobre a TM, pode estar relacionado à anoxia do solo por saturação do solo, em parte agravada pela enchente. Entretanto, o reduzido poder preditivo do modelo para palmeiras (27%) (Figura 20C) pode enfraquecer o grau de certeza das aferições, tanto que apenas área basal afetou significativamente a variação temporal do grupo. Principalmente no que pesa às taxas expostas, outras variações podem estar associadas, a exemplo dos fatores estocásticos climáticos e biológicos (ataques de patógenos, senescência, pisoteio de animais, dentre outros). Ainda assim, o modelo foi capaz de prever quase um terço da variação temporal da AGLB de palmeiras.

Relativo à necromassa, o modelo revelou alto poder preditivo das variáveis ambientais apenas para o grupo de $DAP \geq 30$ cm, explicando 55% da variação espacial. Derivou-se que o ganho em atributos estruturais afeta positivamente a necromassa, porém com correlação significativa apenas da densidade média da madeira. Tal aspecto denota tão somente que árvores de maiores densidades de madeira, quando morrem, derivam maior densidade de necromassa, e portanto já era esperado (Figuras 24 e 25).

Os efeitos diretos positivos da altitude, da TM (com efeito indireto negativo da altitude) e dos atributos estruturais (com efeito indireto da hidrologia, a qual é correlacionada ao teor de argila) reforçam que elevados estoques de necromassa podem ser determinados pela retenção de água no solo associada a fatores como baixas altitudes e/ou maiores teores de argila (Figura 24) (TOLEDO et al., 2011; EMILIO et al., 2014; MARTINS et al., 2015; SILVA et al., 2016). O exposto é reiterado pelas correlações bastante significativas da

necromassa de DAP ≥ 30 cm negativa com a altitude e positiva com o teor de argila (Figura 25). A saturação do solo com água possui grande influência no desenvolvimento do solo e sujeição deste às intempéries, em que os níveis de anoxia são correlacionados à estrutura do solo e profundidade do lençol freático (QUESADA et al., 2010, 2011). Ainda, um solo menos fértil e um lençol raso induzem um sistema de raízes superficial e espalhado (LIEFFERS e ROTHWELL, 1986a; 1986b), fatores que enfraquecem a ancoragem e assim aumentam a vulnerabilidade à quedas e geração de necromassa.

As inferências supracitadas são potencializadas em caso de enchentes, uma vez que inundações prolongadas amplificam a anoxia do solo, que combinada a solos argilosos e siltosos resultam em ambientes hipóxicos, inibindo crescimento vegetativo de raízes, decréscimo de micorrizas, doenças fúngicas, senescência precoce e mortalidade, a depender de fatores como espécie da planta, genótipo, idade, propriedade da água de alagamento e duração da enchente (GIL, 1970; CRAWFORD, 1982; KOZLOWSKI 1984; 1997; CAMPBELL et al., 1992; HAUGAASEN e PERES, 2005; TOLEDO et al., 2012b; MARTINS et al., 2015). Tais predições são reforçadas pelo presente estudo, visto que as parcelas com maiores valores de estoque de necromassa foram justamente aquelas com maiores restrições hidroedáficas, com menor fertilidade e as submetidas à enchente.

Os ambientes encontrados ao longo do interflúvio Madeira-Purus também são diversamente sujeitados a restrições hidroedáficas parciais – alagamentos esporádicos e anoxia, causados por altos níveis do lençol freático e retenção de água por solos ricos em argila (MARTINS et al., 2015). Tais condições derivam menores volumes de biomassa vegetal (MARTINS et al., 2015; TARGHETTA et al., 2015; SILVA et al., 2016) do que os encontrados em florestas mais maduras e produtivas da Amazônia Central e Oriental (PHILLIPS et al., 2004; MALHI et al., 2006).

5 CONCLUSÃO

A área estudada reflete grande heterogeneidade ambiental, demonstrada pela ausência de correlação entre a topografia com as variáveis edáficas e hidrológicas. O solo é oligotrófico e os valores médios de riqueza, diversidade, área basal e percentual de espécies localmente raras são baixos quando comparados a outras regiões estudadas na Amazônia. Provavelmente em decorrência desta grande diversidade de ambientes, há uma alta variabilidade da

composição de espécies entre as parcelas. Os conjuntos de espécies se alocaram conforme o gradiente ambiental e as parcelas localizadas na área de paleovárzea foram inclusas em um grupo de parcelas marcadamente distintas das demais. Isso demonstra a necessidade de conservação de áreas com ampla diversificação de ambientes, garantindo assim maiores possibilidades de suporte à substituição de espécies que possa ocorrer em função de mudanças climáticas. A unificação destes resultados com os dados das demais parcelas ao longo do interflúvio pode também aclarar o entendimento quanto à diversidade beta nesta faixa geográfica.

A integração das variáveis ambientais hidrológicas, edáficas e topográfica associadas aos atributos fitossociológicos e estruturais vegetacionais possibilitou alto poder preditivo da variação espacial da composição florística, biomassa vegetal e necromassa para a área em estudo. A ausência de correlação entre os preditores ambientais também permitiu uma compreensão mais clara de influências específicas relacionadas. Os atributos estruturais (área basal e diâmetro, altura e densidade da madeira médios) resultaram os melhores preditores da biomassa. A riqueza foi direcionada principalmente pela textura edáfica, especificamente o teor de silte, e a diversidade determinada pela proximidade com a água. Atinente à variação espacial e temporal de biomassa, o preditor mais determinante foi a distância horizontal da rede de drenagem, indicando maior produtividade e acúmulo de carbono em áreas próximas rios e igarapés. Especificamente quanto às palmeiras, o componente textural edáfico ganhou maior importância, denotando haver maior biomassa com o aumento dos teores de silte e argila e diminuição do percentual de areia.

Quanto à necromassa, o modelo proposto foi adequado para árvores grossas, inferindo-se que a variação destes estoques foram principalmente determinados por restrições hidroedáficas (anoxia) derivadas da retenção de água no solo, o que provavelmente foi amplificado pela submissão à enchente prolongada. Tais condições são também frequentes também ao longo do interflúvio. Para um aprimoramento dos modelos, faz-se necessária a inclusão de outras variáveis abióticas e bióticas, como incidência de luz, distúrbios por tempestades ou ventos, senescência, descrição de doenças, competição, dentre outros possíveis. Predições incluindo características biológicas, entretanto, requerem um estudo mais complexo por derivar das comunidades específicas a cada parcela e necessitar incluir os traços da história de vida das espécies.

Em síntese, atendo-se à área estudada e região do interflúvio de características ambientais similares, os resultados e técnicas mencionados podem facilmente ser utilizados para subsidiar estudos e políticas desenvolvimento regional que minimizem as emissões de

carbono atmosférico e as perdas de biodiversidade, bem como implantação de áreas de preservação e conservação, considerando-se a necessidade da manutenção ou restauração da riqueza/diversidade de espécies e biomassa florestal. Considerando-se a importância socioeconômica das palmeiras, pela geração de diversificada gama de produtos alimentícios e industriais, estudos relativos à previsão do estoque de biomassa deste grupo botânico nas áreas similares da região também podem ser facilitados. A continuidade dos monitoramentos e das coletas sistematizadas dos dados pode permitir a confirmação das previsões alocadas e de que a enchente de 2014 tenha influenciado os resultados. Ainda, pode proporcionar a verificação de possíveis padrões de processos de recrutamento e substituição de espécies pós-enchente.

REFERÊNCIAS

- ADDINSOFT. Xlstat for excel, version 2016.05. Addinsoft, New York, 2016.
- ALVES, Luciana F. et al.. Forest structure and live aboveground biomass variation along an elevational gradient of tropical Atlantic moist forest (Brazil). *Forest Ecology and Management*, 260(5): 679–91, 2010. doi:10.1016/j.foreco.2010.05.023.
- ANDRADE, Ricardo T. G.; MANZATTO, Ângelo G.. A Insuficiência de Políticas Públicas Nacionais Pró-Biodiversidade Amazônica. *Revista Gestão e Políticas Públicas*, v. 4, n. 2, pp 219-239, 2014.
- ANDRADE, R. T. G.; PANSINI, S.; SAMPAIO, A. F.; RIBEIRO, M. S.; CABRAL, G. S.; MANZATTO, A.G.. Fitosociologia de uma floresta de terra firme na Amazônia Sul-Occidental, Rondônia, Brasil. *BIOTA AMAZÔNIA*, v. 7, p. 36-43, 2017. DOI: <http://dx.doi.org/10.18561/2179-5746/biotaamazonia.v7n2p36-43>.
- BAKER, Timothy R. et al.. Do species traits determine patterns of wood production in Amazonian forests? *Biogeosciences*, 6: 297–307, 2009. doi:10.5194/bg-6-297-2009.
- BAKER, Timothy R. et al.. Increasing biomass in Amazonian forest plots. *Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences*, 359(1443): 353–65, 2004. doi: 10.1098/rstb.2003.1422.
- BERNOUX, Martial et al. 1998. Bulk density of Brazilian Amazon soils related to other soil properties. *Soil Science Journal*, 62(3): 743–749, jun. 1998. fdi:010015206.
- BRASIL. Projeto RADAM, Folha SB20 Purus. Rio de Janeiro, 1974.
- BRASIL. Projeto RADAMBRASIL: Geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação e uso potencial da terra, Rio de Janeiro, 1978.
- BRIENEN, R. J. W. et al.. Long-term decline of the Amazon carbon sink. *Nature*, 519(7543): 344–48, 2015. doi:10.1038/nature14283.
- CAREY, Eileen V. et al.. Tree Mortality in Mature Lowland Tropical Moist and Tropical Lower Montane Moist Forests of Venezuela. *Biotropica*, 26(3): 255–65, 1994.
- CARIM, Marcelo de Jesus Veiga et al.. Composição e Estrutura de Floresta Ombrófila Densa do extremo Norte do Estado do Amapá, Brasil. *Biota Amazônia*, 3(2):1–10, ago. 2013.
- CASTILHO, Carolina V. et al.. Variation in aboveground tree live biomass in a central Amazonian Forest: Effects of soil and topography. *Forest Ecology and Management*, 234(1–3): 85–96, 2006. doi: 10.1016/j.foreco.2006.06.024.

- CECCANTINI, Gregório et al.. Os anéis de crescimento das árvores desvendando as mudanças climáticas. In: Marcos Silveira Buckeridge (Org.). *Biologia e Mudanças Climáticas no Brasil*. São Paulo: Rima, 2008. cap. 3.
- CHAO, A. Nonparametric estimation of the number of classes in a population. *Scandinavian*
- CHAO, Kuo Jung et al.. After trees die: quantities and determinants of necromass across Amazonia. *Biogeosciences Discussions*, 6: 1979–2006, 2009. doi:10.5194/bg-6-1615-2009.
- CHAO, Kuo Jung et al.. How do trees die? Mode of death in northern Amazonia. *Journal of Vegetation Science*, 20(2): 260–68, 2009. doi: 10.1111/j.1654-1103.2009.05755.x.
- Chave, J. et al.. Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. *Glob Change Biol*, 20: 3177–3190, 2014.
- Chave, Jerome et al.. Towards a worldwide wood economics spectrum. *Ecology Letters*, 12(4): 351–66, 2009. doi: 10.1111/j.1461-0248.2009.01285.x.
- CHAVE, Jerome et al.. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. *Oecologia*, 145(1): 87–99, 2005. doi: 10.1007/s00442-005-0100-x.
- CHAZDON, R.L. et al., 2007. Rates of change in tree communities of secondary Neotropical forests following major disturbances. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences*, vol. 362, no. 1478, pp. 273-289. <http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2006.1990>. PMID:17255036.
- Chin, W.W. 1998. The partial least squares approach for structural equation modeling. in Marcoulides, G.A. (Ed.). *Modern methods for business research*. London: Lawrence Erlbaum Associates.
- CINTRA, B. B. L. et al.. Soil physical restrictions and hydrology regulate stand age and wood biomass turnover rates of Purus-Madeira interfluvial wetlands in Amazonia. *Biogeosciences*, 10(11): 7759–74, 2013. doi:10.5194/bg-10-7759-2013.
- COLWEL, R. K.; CODDINGTON, J. A. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London, Series B, London*, v. 345, n. 1311, p.101-118, 1994.
- CONDIT, R. et al.. Beta-diversity in tropical forest trees. *Science*, 295, 666-669, 2002. doi: 10.1126/science.1066854.
- COSTA, Flávia R. et al.. Gradients within gradients: the mesoscale distribution patterns of palms in a central amazonian forest. *Journal of Vegetation Science*, 20(1): 69–78, 2009. doi: 10.1111/j.1654-1103.2009.05314.x.
- COSTA, Flávia R. et al.. Mesoscale distribution patterns of Amazonian understorey herbs in relation to topography, soil and watersheds. *Journal of Ecology*, 93(5): 863–78, 2005. doi: 10.1111/j.1365-2745.2005.01020.x.
- DAVIDSON, Eric A. et al.. The Amazon basin in transition. *Nature*, 481(7381): 321–28, 2012. doi:10.1038/nature10717.
- DENSLOW, J. and GUZMAN, G.S., 2000. Variation in stand structure, light and seedling abundance across a tropical moist forest chronosequence, Panama. *Journal of Vegetation Science*, vol. 11, no. 2, pp. 201-212. <http://dx.doi.org/10.2307/3236800>.
- DEWALT, S.J., MALIAKAL, S.K. and DENSLOW, J.S., 2003. Changes in vegetation structure and composition along a tropical forest chronosequence: implications for wildlife. *Forest Ecology and Management*, vol. 182, no. 1-3, pp. 139-151. [http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127\(03\)00029-X](http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127(03)00029-X).
- DREW, Malcolm C.. Oxygen Deficiency and Root Metabolism: Injury and Acclimation Under Hypoxia and Anoxia. *Annual review of plant physiology and plant molecular biology*, 48: 223–50, 1997. doi: 10.1146/annurev.arplant.48.1.223.
- DUQUE, A. et al.. Distance Decay of Tree Species Similarity in Protected Areas on Terra Firme Forests in Colombian Amazonia. *Biotropica*. X: 1-9, 2009. doi: 10.1111/j.1744-7429.2009.00516.x.
- EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. *Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes*. 2009.

- EMILIO, T., et al., 2014. Soil physical conditions limit palm and tree basal area in Amazonian forests. *Plant Ecology e Diversity*, vol. 7, no. 1-2, pp. 215-229. <http://dx.doi.org/10.1080/17550874.2013.772257>.
- FELDPAUSCH, Ted R. et al.. Biomass, harvestable area, and forest structure estimated from commercial timber inventories and remotely sensed imagery in southern Amazonia. *Forest Ecology and Management*, 233(1): 121–32, 2006. doi: 10.1016/j.foreco.2006.06.016.
- FIDALGO, O. e BONONI, V. L. 1989. Técnicas de coleta, preservação e herborização de material botânico (Manual n. 4). Instituto de Botânica, São Paulo.
- FINEGAN, B., 1996. Pattern and process in neotropical secondary rain forests: the first 100 years of succession. *Trends in Ecology e Evolution*, vol. 11, no. 3, pp. 119-124. [http://dx.doi.org/10.1016/0169-5347\(96\)81090-1](http://dx.doi.org/10.1016/0169-5347(96)81090-1). PMID:21237778.
- FISHER, R.A., CORBET, A.S. & WILLIAMS, C.B. 1943. The relation between the number of species and the number of individuals in a random sample of an animal population. *Journal of Animal Ecology* 12:42-58.
- GALE, N.; BARFOD, A. S.; Canopy tree mode of death in a western Ecuadorian rain forest. *Journal of Tropical Ecology*, 15, 415-436, 1999.
- GLOOR, M. et al.. Intensification of the Amazon hydrological cycle over the last two decades. *Geophysical Research Letters*, 40(9): 1729–33, 2013. doi: 10.1002/grl.50377.
- GOODMAN, Rosa C. et al.. Amazon palm biomass and allometry. *Forest Ecology and Management*, 310: 994–1004, 2013. doi:10.1016/j.foreco.2013.09.045.
- GOTELLI, N.J.; ELLISON, A.M. 2011. *Princípios de estatística em Ecologia*. Artmed Editora.
- HAIR, J.F.; ANDERSON, R. E.; TATHAM, R.L.; BLACK W.C. 1998. *Multivariate Data Analysis*, 5. Ed., Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey, Chapter 11 – Structural Equation Modelling.
- HAUGAASEN, Torbjørn; BARLOW, Jos; PERES, Carlos A.. Surface wildfires in central Amazonia: Short-term impact on forest structure and carbon loss. *Forest Ecology and Management*, 179(1–3): 321–31, 2003. doi: 10.1017/S0030605303000188.
- HELTSHE, J. F.; FORRESTER, N. E. 1983. Estimating species richness using the jackknife procedure. *Biometrics*, v. 39, p. 1-11.
- HIGUCHI, N. J. dos Santos; Ribeiro, R. J.. Biomassa da parte aérea da vegetação da floresta tropical úmida de terra-firme da Amazônia brasileira. *Acta Amazonica*, 28(2): 153–65, 1998. doi:10.1590/1809-43921998282166.
- HILARIO, R. R.; TOLEDO, J. J.. Effects of climate and forest structure on palms, bromeliads and bamboos in Atlantic Forest fragments of Northeastern Brazil. *Braz. J. Biol.*, São Carlos, v. 76, n. 4, p. 834-844, Dec. 2016. <http://dx.doi.org/10.1590/1519-6984.00815>.
- HOYLE, R.H. 1995. *Structural Equation Modelling*. London: Sage Publications.
- HUBBEL, S. P.. *The Unified Neutral Theory of Biodiversity and Biogeography*. Princeton University Press, Princeton, NJ. 375pp, 2001.
- HUNTINGFORD, C. et al.. Simulated resilience of tropical rainforests to CO₂-induced climate change. *Nature Geoscience*, 6(4): 268–73, 2013. doi:10.1038/ngeo1741.
- INPA - Instituto de Pesquisa da Amazônia. Programa de Áreas Protegidas da Amazônia - ARPA. Manaus: INPA, 2009.
- IPCC. *Climate Change 2014: Impact, Adaptation and Vulnerability. Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University, Cambridge, 1820p, 2014.
- Journal of Statistics*, Copenhagen, v. 11, n. 4, p. 265-270, 1984.
- KENNARD, D. et al., 2002. Effect of disturbance intensity on regeneration mechanisms in a tropical dry forest. *Forest Ecology and Management*, vol. 162, no. 2-3, pp. 197-208. [http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127\(01\)00506-0](http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00506-0).
- KOEPPEN, Wilhelm. *Climatologia com un estudio de los climas de la tierra*. Fondo de Cultura Economica, México, 1948.

- KORNING, Jorgen; BALSLEV, Henrik. Growth and Mortality of Trees in Amazonian Tropical Rain-Forest in Ecuador. *Journal of Vegetation Science*, 5(1): 77–86, fev. 1994.
- KREBS, Charles J. *Ecological methodology*. New York: Harper e Row. 3rd Ed. 2014.
- Legendre, P.; Legendre L. *Numerical Ecology*. 2012.
- LAU, A. V.; JARDIM, M. A. G. Florística e estrutura da comunidade arbórea em uma floresta de várzea na Área de Proteção Ambiental, Ilha do Combu, Belém, Pará. *Biota Amazônia*, v. 3, n. 2, p. 88–93, 2013.
- LLOYD, J. et al.. Optimisation of photosynthetic carbon gain and within-canopy gradients of associated foliar traits for Amazon forest trees. *Biogeosciences*, 7(6): 1833–59, 2010. doi:10.5194/bg-7-1833-2010.
- MAGNUSSON, William E. et al.. *Biodiversidade e Monitoramento Ambiental Integrado*. Santo André, SP : Áttema Editorial, 2013.
- MAGNUSSON, William E. et al.. RAPELD: a modification of the Gentry method for biodiversity surveys in long-term ecological research sites. *Biota Neotropica*, 5(2): 21–26, 2005. doi: 10.1590/S1676-06032005000300002.
- MAGURRAN, A. E. *Ecological diversity and its measurement*. New Jersey: Cambridge University Press. 1988.
- MALHI, Y., et al.. The Production, Storage, and Flow of Carbon in Amazonian Forests. In: *Amazonia and Global Change* (eds M. Keller, M. Bustamante, J. Gash and P. Silva Dias), American Geophysical Union, Washington, D. C. 2009.
- MALHI, Yadvinder et al.. The regional variation of aboveground live biomass in old-growth Amazonian forests. *Global Change Biology*, 12(7): 1107–38, 2006. doi: 10.1111/j.1365-2486.2006.01120.x.
- MALHI, Yadvinder; DAVIDSON, Eric A.. *Biogeoquímica e Ecologia de Ecossistemas Terrestres da Amazônia*, 2009.
- Mantel, N.. The detection of Disease Clustering and a Generalized Regression Approach. *Cancer Research*, 72:209-220, 1967.
- MARTINS, Demétrius L. et al.. Soil-induced impacts on forest structure drive coarse woody debris stocks across central Amazonia. *Plant Ecology e Diversity* 0: 1–13, abr. 2015. doi:10.1080/17550874.2013.879942
- MARTINS, Demetrius Lira. *Propriedades físicas do solo e seus efeitos sobre a estrutura da floresta determinam os estoques de necromassa na Amazônia Central*. 2012. 66f. Dissertação (Mestrado em Biologia, Ecologia) – Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus-AM.
- MITCHARD, Edward T. A. et al.. Markedly divergent estimates of Amazon forest carbon density from ground plots and satellites. *Global Ecology and Biogeography*, 23(8): 935–46, 2014. doi:10.1111/geb.12168.
- MMA – Ministério do Meio Ambiente. *Biodiversidade Brasileira*. Brasília-DF, 2014.
- MONTGOMERY, R.A. and CHAZDON, R.L., 2001. Forest structure, canopy architecture, and light transmittance in tropical wet forests. *Ecology*, vol. 82, no. 10, pp. 2707-2718. [http://dx.doi.org/10.1890/0012-9658\(2001\)082\[2707:FSCAAL\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1890/0012-9658(2001)082[2707:FSCAAL]2.0.CO;2).
- MOULATLET, G. M., Costa, F. R. C., Rennó, C. D., Emilio, T. and Schiatti, J. (2014), Local Hydrological Conditions Explain Floristic Composition in Lowland Amazonian Forests. *Biotropica*, 46: 395–403. doi:10.1111/btp.12117.
- MUELLER-DOMBOIS, Dieter.; ELLENBERG, Heinz. *Aims and Methods of Vegetation*. New York: John Wiley e Sons, 1974.
- NASCIMENTO, Henrique E. M.; LAURANCE, William F.. Total aboveground biomass in central Amazonian rainforests: A landscape-scale study. *Forest Ecology and Management*, 168(1–3): 311–21, set. 2002. doi:10.1016/S0378-1127(01)00749-6

- NASCIMENTO, Marcelo T. et al.. Above-ground biomass changes over an 11-year period in an Amazon monodominant forest and two other lowland forests. *Plant Ecology*, 192(2): 181–91, 2007. <https://dx.doi.org/10.1007/s11258-007-9303-z>.
- NEKOLA, J. C.; WHITE, P. S.. The distance decay of similarity in biogeography and ecology. *Journal of Biogeography*, 26: 867–878, 1999. doi:10.1046/j.1365-2699.1999.00305.x.
- NOGUEIRA E.M., et al.. Wood density in forests of Brazil's 'arc of deforestation': Implications for biomass and flux of carbon from land-use change in Amazonia. *Forest Ecology and Management*, 248, 119-135, 2007. doi:10.1016/j.foreco.2007.04.047.
- OLIVEIRA, Arlem N. et al.. Composição e diversidade florístico-estrutural de um hectare de floresta densa de terra firme na Amazônia Central, Amazonas, Brasil. *Acta Amazonica*, 38(4): 627–41, dez. 2008. doi:10.1590/S0044-59672008000400005
- OLIVEIRA, Arlem N. et al.. Florística e fitossociologia de uma floresta de vertente na Amazônia Central, Amazonas, Brasil. *Acta Amazonica*, 34(1): 21–34, 2004. doi:10.1590/S0044-59672004000100004.
- OLIVEIRA, Erica K. B. et al.. Composição Florística e Fitossociológica de Fragmento Florestal no Sudoeste da Amazônia. *Enciclopédia Biosfera*, 11(21): 2126–46, 2015.
- OLIVEIRA, Iuri A. S. Dinâmica Espacial e Temporal do Nitrogênio em Igarapés de Terra Firme na Estação Ecológica do Cuniã, Porto Velho, Rondônia. 2017. 51f. Monografia (Ciências Biológicas) – Universidade Federal de Rondônia, Porto Velho-RO.
- PALACE, Michael et al.. Necromass in undisturbed and logged forests in the Brazilian Amazon. *Forest Ecology and Management*, 238(1–3): 309–18, 2007. doi:10.1016/j.foreco.2006.10.026.
- PALACE, Michael W. et al.. A Review of Above Ground Necromass in Tropical Forests. *Tropical Forests*: 215–52, 2012. doi: 10.5772/33085.
- PANSINI, Susamar et al.. Riqueza e Seletividade de Palmeiras ao Longo de Gradientes Ambientais na Região do Interflúvio Purus-Madeira em Porto Velho, RO. *Biota*, 6(2): 93–100, 2016. doi:10.18561/2179-5746/biotaamazonia.v6n2p93-100
- PHILLIPS, O L et al.. Pattern and process in Amazon tree turnover, 1976-2001. *Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences*, 359(1443): 381–407, 2004. doi:10.1098/rstb.2003.1438.
- PHILLIPS, Oliver L.; LEWIS, Simon L., MALHI, Yadvinder. Fingerprinting the impacts of global change on tropical forests. *Philosophical Transactions of the Royal Society. Series B, Biological sciences*, 359: 437–62, fev. 2004. doi: 10.1098/rstb.2003.1432.
- PITMAN, N. C. A., Silman, M. R. and Terborgh, J. W. (2013), Oligarchies in Amazonian tree communities: a ten-year review. *Ecography*, 36: 114–123. doi:10.1111/j.1600-0587.2012.00083.x
- PITMAN, Nigel C. A. et al., (2001). Dominance and Distribution of Tree Species in Upper Amazonian Terra Firme Forests. *Ecology*, 82(8), 2101-2117. doi:10.2307/2680219
- POORTER, L., (2015), Diversity enhances carbon storage in tropical forests. *Global Ecology and Biogeography*, 24: 1314–1328. doi:10.1111/geb.12364
- POORTER, L., et al.. Diversity enhances carbon storage in tropical forests. *Global Ecology and Biogeography*, 24: 1314–1328. 2015. doi:10.1111/geb.12364
- PPBIO – Programa de Pesquisa em Biodiversidade. ESEC Cuniã. 2012. Disponível em: <<http://ppbio.inpa.gov.br/sitios/cunia>>. Acesso em: 11 ago. 2015.
- QUESADA, C. A. et al.. Basin-wide variations in Amazon forest structure and function are mediated by both soils and climate. *Biogeosciences*, 9(6): 2203–46, 2012. doi:10.5194/bg-9-2203-2012, 2012.
- QUESADA, C. A. et al.. Soils of Amazonia with particular reference to the RAINFOR sites. *Biogeosciences*, 8(6): 1415–40, 2011. doi:10.5194/bg-8-1415-2011, 2011.
- RICE, AMY H. et al.. Carbon Balance and Vegetation Amazonian Forest. *Ecological Applications*, 14(4): 55–71, 2004. .
- RONDÔNIA, Governo do Estado de. Relatório da Segunda Aproximação do Zoneamento Sócio Econômico e Ecológico do Estado de Rondônia - Relatório de Climatologia. 1998.

- ROSSETTI, Dilce de Fátima; TOLEDO, Peter Mann; GOES, Ana Maria. New geological framework for Western Amazonia (Brazil) and implications for biogeography and evolution. *Quaternary Research*, 63(1): 78–89, 2005. Doi: 10.1016/j.yqres.2004.10.001.
- RStudio Team. RStudio: Integrated Development for R. RStudio, Inc., Boston, MA. 2015. URL <http://www.rstudio.com/>.
- RUOKOLAINEN, Kalle; VORMISTO, Jaana. The most widespread Amazonian palms tend to be tall and habitat generalists. *Basic and Applied Ecology*, 1: 97–108, 2000. doi:10.1078/1439-1791-00020.
- SALDARRIAGA, J.G. et al., 1988. Long-term chronosequence of forest succession in the Upper Rio Negro of Colombia and Venezuela. *Journal of Ecology*, vol. 76, no. 4, pp. 938-958. <http://dx.doi.org/10.2307/2260625>.
- SCHIETTI, Juliana et al.. Forest structure along a 600 km transect of natural disturbances and seasonality gradients in central-southern Amazonia. *Journal of Ecology*, 104: 1335–1346, may 2016. <http://doi.wiley.com/10.1111/1365-2745.12596>.
- SCHIETTI, Juliana et al.. Vertical distance from drainage drives floristic composition changes in an Amazonian rainforest. *Plant Ecology e Diversity*, 7(1-2):241-253, april 2014. doi:10.1080/17550874.2013.783642.
- SCHILLING, A.C.; BATISTA, J.L.F.. Curva de acumulação de species e suficiência amostral em florestas tropicais. *Revista Brasileira de Botânica*, 31(1): 179-187, 2008. doi:10.1590/S0100-84042008000100016.
- SCHOWALTER, T. D. Heterogeneity of decomposition and nutrient dynamics of oak (*Quercus*) logs during the first 2 years of decomposition. *Canadian Journal of Forest Research*: 161–66, 1992.. <http://www.nrcresearchpress.com/doi/abs/10.1139/x92-021>.
- SCHOWALTER, T. D.; ZHANG, Y. L.; SABIN, T. E.. Decomposition and nutrient dynamics of oak *Quercus* spp. logs after five years of decomposition. *Ecography* 21(1): 3–10, feb. 1998.
- SEDAM – Secretaria do Estado de Desenvolvimento Ambiental de Rondônia. Atlas Geoambiental de Rondônia. Porto Velho-RO: SEDAM, 2002.
- SHEIL, Douglas; BURSLEM, David F. R. P.; ALDER, Denis. The interpretations and misinterpretations of mortality rate measures. *Journal of Ecology*, 83: 331-333, 1995.
- SILVA, Kátia Emídio et al.. Dinâmica florestal , estoque de carbono e fitossociologia de uma floresta densa de terra-firme na Amazônia Central. *Scientia Forestalis*, 43(105):193–201, mar, 2015.
- SILVA, Kátia Emidio et al.. Floristic composition and similarity of 15 hectares in central Amazon, Brazil. *Revista de Biologia Tropical*, 59(4): 1927–38, 2011.
- SOLLINS, Phillip. Factors influencing species composition in tropical lowland rain forest: Does soil matter? *Ecology*, 79(1): 23–30, jan. 1998. doi: 10.1890/0012-9658(1998)079[0023:FISCIT]2.0.CO;2.
- SOUSA, Thaise E. L. et al.. Soil physical conditions limit palm and tree basal area in Amazonian forests. *Plant Ecology and Diversity*, 7(1–2): 215–29, 2014. doi: 10.1080/17550874.2013.772257.
- SOUSA, Thaise E. L.. 2007. 42f. Distribuição de palmeiras (*Arecaceae*) ao longo de gradientes ambientais no baixo interflúvio Purus-Madeira, Brasil. Dissertação (mestrado em Biologia, Ecologia) – Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus-AM.
- SOUZA, Priscila F.. Florística, Distribuição e Diversidade Beta da Comunidade Arbórea ao Longo do Gradiente Ambiental Hídrico em uma Floresta de Terra Firme no Interflúvio Purus-Madeira, Amazônia Central. 2012. 100f. Dissertação (Mestrado em Biologia, Botânica) – Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus-AM.
- Stephenson, N.L., Das, A.J., Condit, R. et al. (2014) Rate of tree carbon accumulation increases continuously with tree size. *Nature*, 507, 90–93.
- SVENNING, J. C.. Microhabitat specialization in a species-rich palm community in Amazonian Ecuador. *Journal of Ecology*, 87: 55–65, 1999. doi:10.1046/j.1365-2745.1999.00329.x
- Tenenhaus, M.; Vinzi, V.E.; Chatelin, Y.; Lauro, C. 2005. PLS Path Modeling. *Computational Statistics & Data Analysis*, v.48, p.159-205.

- ter STEEGE Hans et al., 2006. Continental-scale patterns of canopy tree composition and function across Amazonia. *Nature* 443, 444-447. doi:10.1038/nature05134.
- ter STEEGE Hans et al., 2013. Hyperdominance in the Amazonian Tree Flora *Science* 342, 1243092. DOI: 10.1126/science.1243092
- TERBORGH, J. and PETREN, K., 1991. Development of habitat structure through succession in an Amazonian floodplain forest. In: S. BELL, E. MCCOY and H. MUSHINSKY. *Habitat structure: the physical arrangement of objects in space*. London: Chapman e Hall, pp. 28-46.
- TOLEDO, José Julio et al.. How much variation in tree mortality is predicted by soil and topography in Central Amazonia? *Forest Ecology and Management*, 262(3): 331–38, 2011. doi: 10.1016/j.foreco.2011.03.039.
- TOLEDO, José Julio et al.. Tree mode of death in Central Amazonia: Effects of soil and topography on tree mortality associated with storm disturbances. *Forest Ecology and Management*, 263: 253–61, 2012. doi: 10.1016/j.foreco.2011.09.017.
- TUOMISTO, H.; RUOKOLAINEN, K.; YLI-HALLA, M.. Dispersal, environmental, and floristic variation of Western Amazonian forests. *Science*, 299: 241-244, 2003. doi:10.1126/science.1078037.
- van WAGNER, C. E. The line intersect method in forest fuel sampling. *Forest Science*, 14(1): 20-26, 1968.
- VASCONCELOS, Sumaia Saldanha de et al.. Forest fires in southwestern Brazilian Amazonia: Estimates of area and potential carbon emissions. *Forest Ecology and Management*, 291: 199–208, 2013. doi:10.1016/j.foreco.2012.11.044.
- VENTER, Oscar et al. Sixteen years of change in the global terrestrial human footprint and implications for biodiversity conservation. *Nature Communications*, 7: 1–11, aug. 2016. doi:10.1038/ncomms12558.
- VORMISTO, J. et al.. A Comparison of Fine-Scale Distribution Patterns of Four Plant Groups in an Amazonian Rainforest. *Ecography*, 23(3): 349–359, 2000. doi: 10.1111/j.1600-0587.2000.tb00291.x.
- ZANNE, A. E. et al.. Global wood density database. 2009. Available at: doi:10.5061/dryad.234 (accessed 12 april 2016).

APÊNDICE A

Famílias e espécies encontradas, em ordem decrescente de DR (densidade relativa); GA (área basal); Ni (número de indivíduos); FR (frequência relativa); DoR (dominância relativa); IVC = índice de valor de cobertura.

Família	Espécie	GA	Ni	DR	FR	DoR	IVC
Arecaceae	<i>Lepidocaryum tenue</i> Mart.	8,08	905	8,47	1,04	1,28	9,75
Chrysobalanaceae	<i>Licania</i> sp	39,98	643	6,02	1,48	6,32	12,34
Rubiaceae	<i>Warszewiczia coccinea</i> (Vahl) Klotzsch	22,95	384	3,60	0,94	3,63	7,22
Lecythidaceae	<i>Eschweilera collina</i> Eyma	24,26	354	3,31	1,18	3,84	7,15
Melastomataceae	<i>Miconia ferruginea</i> (Desr.) DC.	13,07	340	3,18	1,28	2,07	5,25
Burseraceae	<i>Protium calendulinum</i> Daly	12,61	260	2,43	1,48	1,99	4,43
Fabaceae	<i>Tachigali venusta</i> Dwyer	13,29	241	2,26	1,23	2,10	4,36
Primulaceae	<i>Rapanea</i> sp	16,18	239	2,24	0,64	2,56	4,80
Sapotaceae	<i>Pouteria guianensis</i> Aubl.	20,47	228	2,14	1,13	3,24	5,37
Myristicaceae	<i>Virola</i> cf. <i>pavonis</i> (A.DC.) A.C.Sm.	14,81	227	2,13	1,38	2,34	4,47
Vochysiaceae	<i>Qualea dinizii</i> Ducke	27,37	208	1,95	1,28	4,33	6,28
Sapotaceae	<i>Pouteria caimito</i> (Ruiz e Pav.) Radlk	12,63	208	1,95	1,13	2,00	3,94
Apocynaceae	<i>Couma guianensis</i> Aubl.	11,54	206	1,93	1,23	1,82	3,75
Rhizophoraceae	<i>Sterigmatopetalum obovatum</i> Kulm.	12,71	197	1,84	1,04	2,01	3,86
Lecythidaceae	<i>Eschweilera</i> sp	13,44	196	1,84	1,04	2,13	3,96
Burseraceae	<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	9,57	189	1,77	1,33	1,51	3,28
Arecaceae	<i>Astrocaryum gynacanthum</i> Mart.	6,50	178	1,67	1,04	1,03	2,69
Chrysobalanaceae	<i>Couepia bracteosa</i> Benth.	8,08	169	1,58	1,28	1,28	2,86
Melastomataceae	<i>Mouriri guianensis</i> Aubl.	4,54	152	1,42	1,23	0,72	2,14
Lauraceae	<i>Ocotea delicata</i> Vincent	8,44	147	1,38	1,33	1,33	2,71
Fabaceae	<i>Inga paraensis</i> Ducke	6,47	146	1,37	1,28	1,02	2,39
Chrysobalanaceae	<i>Licania impressa</i> Prance	10,35	144	1,35	0,44	1,64	2,99
Moraceae	<i>Brosimum rubescens</i> Taub.	19,19	133	1,25	1,04	3,04	4,28
Lauraceae	<i>Mezilaurus</i> cf. <i>subcordata</i> (Ducke) Kosterm.	8,58	129	1,21	1,18	1,36	2,56
Arecaceae	<i>Attalea speciosa</i> Mart.	11,85	124	1,16	0,44	1,87	3,03
Arecaceae	<i>Oenocarpus bataua</i> Mart.	6,21	121	1,13	1,28	0,98	2,11
Myristicaceae	<i>Iryanthera ulei</i> Warb.	5,96	116	1,09	0,99	0,94	2,03
Myrtaceae	<i>Eugenia</i> cf. <i>lambertiana</i> DC.	4,37	111	1,04	1,28	0,69	1,73
Melastomataceae	<i>Miconia tomentosa</i> (Rich.) D. Don ex DC.	4,24	111	1,04	1,13	0,67	1,71
Rubiaceae	<i>Ferdinandusa goudotiana</i> K. Schum	6,90	110	1,03	0,44	1,09	2,12
Chrysobalanaceae	<i>Licania caudata</i> Prance	5,53	105	0,98	1,13	0,88	1,86
Elaeocarpaceae	<i>Sloanea guianensis</i> (Aubl.) Benth.	5,73	104	0,97	1,13	0,91	1,88
Vochysiaceae	<i>Qualea paraensis</i> Ducke	11,72	102	0,96	0,74	1,85	2,81
Euphorbiaceae	<i>Aparisthium cordatum</i> (A.Juss.) Baill.sp	5,63	102	0,96	1,28	0,89	1,84
Meliaceae	<i>Guarea convergens</i> T. D.Penn.	4,99	101	0,95	1,18	0,79	1,74
Fabaceae	<i>Swartzia</i> cf. <i>lamellata</i> Ducke	7,25	97	0,91	1,18	1,15	2,05
Vochysiaceae	<i>Qualea tessmannii</i> Mildbr.	6,00	97	0,91	0,39	0,95	1,86
Burseraceae	<i>Protium carnosum</i> A. C. Sm.	5,38	97	0,91	1,33	0,85	1,76
Rubiaceae	<i>Duroia hirsuta</i> (Poepp. e Endl.) k.Schum.	5,23	91	0,85	0,54	0,83	1,68
Violaceae	<i>Leonia glycyarpa</i> Ruiz e Pav.	4,23	86	0,81	1,28	0,67	1,47

Continuação do Apêndice A

Família	Espécie	GA	Ni	DR	FR	DoR	IVC
Fabaceae	<i>Bowdichia nitida</i> Spruce ex Benth.	6,14	80	0,75	1,23	0,97	1,72
Malvaceae	<i>Theobroma subincanum</i> Mart.	2,37	76	0,71	1,08	0,37	1,09
Lauraceae	<i>Nectandra amazonum</i> Nees	4,96	70	0,66	1,23	0,78	1,44
Fabaceae	<i>Inga lateriflora</i> Miq.	2,66	69	0,65	0,89	0,42	1,07
Malvaceae	<i>Quararibea guianensis</i> Aubl.	2,91	66	0,62	0,59	0,46	1,08
Annonaceae	<i>Guatteria discolor</i> R. E. Fr.	3,83	64	0,60	1,28	0,61	1,21
Sapindaceae	<i>Cupania scrobiculata</i> Rich.	3,25	64	0,60	0,84	0,51	1,11
Urticaceae	<i>Pourouma minor</i> Benoist	5,07	63	0,59	0,84	0,80	1,39
Moraceae	<i>Naucleopsis</i> cf. <i>glabra</i> Spruce ex Pittier	3,19	61	0,57	0,84	0,50	1,08
Fabaceae	<i>Parkia pendula</i> (Willd.) Benth. ex Walp.	7,44	58	0,54	0,99	1,18	1,72
Fabaceae	<i>Swartzia polyphylla</i> DC.	5,17	55	0,52	1,04	0,82	1,33
Fabaceae	<i>Inga longiflora</i> Spruce ex Benth.	2,72	54	0,51	1,04	0,43	0,94
Arecaceae	<i>Euterpe precatoria</i> Mart.	1,76	54	0,51	0,44	0,28	0,78
Myristicaceae	<i>Iryanthera juruensis</i> Warb.	1,89	50	0,47	0,54	0,30	0,77
Lauraceae	<i>Mezilaurus itauba</i> (Meisn.) Taub. Ex Mez	3,55	49	0,46	0,99	0,56	1,02
Fabaceae	<i>Swartzia</i> cf. <i>cuspidata</i>	2,42	48	0,45	1,08	0,38	0,83
Moraceae	<i>Pseudolmedia laevigata</i> Trécul	2,99	47	0,44	0,69	0,47	0,91
Moraceae	<i>Perebea mollis</i> (Poepp. e Endl.) Huber	2,59	46	0,43	0,94	0,41	0,84
Myristicaceae	<i>Virola multinervia</i> Ducke	2,49	46	0,43	0,79	0,39	0,82
Caryocaraceae	<i>Caryocar glabrum</i> (Aubl.) Pers.	5,71	45	0,42	1,08	0,90	1,32
Moraceae	<i>Naucleopsis stipularis</i> Ducke	2,92	44	0,41	0,54	0,46	0,87
Burseraceae	<i>Protium rubrum</i> Cuatrec.	2,53	44	0,41	0,89	0,40	0,81
Euphorbiaceae	<i>Mabea caudata</i> Pax e K. Hoffm.	1,44	43	0,40	0,44	0,23	0,63
Annonaceae	<i>Unonopsis guatterioides</i> R.E. Fr.	2,40	42	0,39	0,74	0,38	0,77
Simaroubaceae	<i>Simarouba amara</i> Aubl.	2,98	39	0,37	0,99	0,47	0,84
Burseraceae	<i>Protium calanense</i> Cuatrec.	1,94	39	0,37	0,69	0,31	0,67
Malvaceae	<i>Lueheopsis rosea</i> (Ducke) Burret	5,41	38	0,36	0,79	0,86	1,21
Bignoniaceae	<i>Jacaranda amazonensis</i> Vattimo	1,49	38	0,36	0,35	0,24	0,59
Fabaceae	<i>Inga alba</i> (SW) Willd.	2,20	36	0,34	0,64	0,35	0,68
Anacardiaceae	<i>Tapirira</i> sp	2,37	35	0,33	0,49	0,37	0,70
Sapindaceae	<i>Toulicia guianensis</i> Aubl.	1,65	33	0,31	0,94	0,26	0,57
Apocynaceae	<i>Aspidosperma</i> sp	1,35	33	0,31	1,33	0,21	0,52
Rubiaceae	<i>Psychotria astrellantha</i> Wernham	0,93	33	0,31	0,49	0,15	0,46
Burseraceae	<i>Trattinnickia rhoifolia</i> Willd.	2,39	32	0,30	0,59	0,38	0,68
Euphorbiaceae	<i>Hevea brasiliensis</i> (Willd. Ex A. Juss.) Müll. Arg.	2,63	31	0,29	0,39	0,42	0,71
Olacaceae	<i>Minquartia guianensis</i> Aubl.	2,29	30	0,28	0,69	0,36	0,64
Goupiaceae	<i>Goupia glabra</i> Aubl.	4,11	28	0,26	0,59	0,65	0,91
Boraginaceae	<i>Cordia</i> sp	1,50	28	0,26	0,79	0,24	0,50
Chrysobalanaceae	<i>Hirtella racemosa</i> Lam.	1,01	28	0,26	0,64	0,16	0,42
Lecythidaceae	<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze	2,96	27	0,25	0,49	0,47	0,72
Simaroubaceae	<i>Simaba guianensis</i> Aubl.	1,53	27	0,25	0,44	0,24	0,49
Clusiaceae	<i>Tovomita obovata</i> Engl.	1,32	27	0,25	0,69	0,21	0,46
Lacistemataceae	<i>Lacistema hasslerianum</i> Chodat	1,56	25	0,23	0,54	0,25	0,48
Fabaceae	<i>Dialium guianense</i> (Aubl.) Sandwith	2,46	24	0,22	0,54	0,39	0,61
Arecaceae	<i>Maximiliana maripa</i> (Aubl.) Drude	1,63	24	0,22	0,59	0,26	0,48
Arecaceae	<i>Oenocarpus minor</i> Mart.	2,24	23	0,22	0,84	0,35	0,57

Continuação do Apêndice A

Família	Espécie	GA	Ni	DR	FR	DoR	IVC
Urticaceae	<i>Pourouma bicolor</i> Mart.	1,26	23	0,22	0,59	0,20	0,41
Malvaceae	<i>Theobroma speciosum</i> Willd. Ex Apreg.	0,68	22	0,21	0,59	0,11	0,31
Rubiaceae	<i>Chomelia estrellana</i> Müll. Arg.	2,97	21	0,20	0,39	0,47	0,67
Fabaceae	<i>Macrobium acacifolium</i> (Benth.) R. S. Cowan	1,10	20	0,19	0,30	0,17	0,36
Ochnaceae	<i>Quiina amazonica</i> A.C. Sm.	0,67	20	0,19	0,64	0,11	0,29
Rubiaceae	<i>Amaioua guianensis</i> Aubl.	0,66	20	0,19	0,44	0,10	0,29
Arecaceae	<i>Socratea exorrhiza</i> (Mart.) H. Wendl.	1,58	19	0,18	0,44	0,25	0,43
Lauraceae	<i>Ocotea</i> sp	0,95	19	0,18	0,39	0,15	0,33
Burseraceae	<i>Protium ferrugineum</i>	0,92	19	0,18	0,20	0,14	0,32
Apocynaceae	<i>Himatanthus sucuubus</i> (Spruce ex Müll. Arg.) Woodson	1,35	18	0,17	0,54	0,21	0,38
Olacaceae	<i>Aptandra tubicina</i> (Poepp.) Benth. Ex Miers	1,04	17	0,16	0,49	0,17	0,32
Moraceae	<i>Clarisia racemosa</i> Ruiz e Pav.	2,94	16	0,15	0,44	0,46	0,61
Fabaceae	<i>Dipteryx odorata</i> (Aubl.) Willd.	2,34	16	0,15	0,44	0,37	0,52
Nyctaginaceae	<i>Neea ovalifolia</i> Spruce ex J.A. Schmidt	0,51	16	0,15	0,59	0,08	0,23
Caryocaraceae	<i>Caryocar villosum</i> (Aubl.) Pers.	2,08	15	0,14	0,44	0,33	0,47
Euphorbiaceae	<i>Senefeldera macrophylla</i> Ducke	0,90	15	0,14	0,30	0,14	0,28
Fabaceae	<i>Batesia floribunda</i> . Benth.	0,63	14	0,13	0,35	0,10	0,23
Nyctaginaceae	<i>Neea madeirana</i> Standl.	0,48	14	0,13	0,54	0,08	0,21
Moraceae	<i>Pseudolmedia laevis</i> (Ruiz e Pav.) J.F. Macbr.	0,72	13	0,12	0,25	0,11	0,24
Sapindaceae	<i>Matayba guianensis</i> Aubl.	0,68	13	0,12	0,35	0,11	0,23
Sapotaceae	<i>Ecclinusa guianensis</i> Eyma	0,54	13	0,12	0,44	0,09	0,21
Combretaceae	<i>Buchenavia cf. parvifolia</i> Ducke	1,03	12	0,11	0,39	0,16	0,27
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum</i> sp	0,65	12	0,11	0,25	0,10	0,22
Meliaceae	<i>Trichilia micrantha</i> Benth.	0,51	11	0,10	0,25	0,08	0,18
Anacardiaceae	<i>Anacardium giganteum</i> W. Hancock ex Engl.	0,97	10	0,09	0,35	0,15	0,25
Moraceae	<i>Naucleopsis caloneura</i> (Huber) Ducke	0,82	10	0,09	0,25	0,13	0,22
Arecaceae	<i>Attalea maripa</i> (Aubl.) Mart	0,68	10	0,09	0,20	0,11	0,20
Myristicaceae	<i>Compsoeura ulei</i> Warb.	0,56	10	0,09	0,25	0,09	0,18
Anacardiaceae	<i>Thyrsodium schomburgkianum</i> Benth.	0,43	10	0,09	0,25	0,07	0,16
Rubiaceae	<i>Palicourea</i> sp	0,21	10	0,09	0,20	0,03	0,13
Lecythidaceae	<i>Bertholletia excelsa</i> Bonpl.	2,43	9	0,08	0,25	0,38	0,47
Meliaceae	<i>Carapa guianensis</i> Aubl.	0,72	9	0,08	0,10	0,11	0,20
Bignoniaceae	<i>Jacaranda copaia</i> (aubl.) D. Don	0,49	9	0,08	0,20	0,08	0,16
Elaeocarpaceae	<i>Sloanea cf. excelsa</i>	0,42	9	0,08	0,20	0,07	0,15
Annonaceae	<i>Duguetia trunciflora</i> Maas e A.H. Gentry	0,35	9	0,08	0,25	0,06	0,14
Sapotaceae	<i>Micropholis</i> sp	0,34	9	0,08	0,20	0,05	0,14
Moraceae	<i>Brosimum guianense</i> (Aubl.) Huber	0,80	8	0,07	0,20	0,13	0,20
Arecaceae	<i>Astrocaryum aculeatum</i> G. Mey	0,43	8	0,07	0,15	0,07	0,14
Siparunaceae	<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.	0,33	8	0,07	0,20	0,05	0,13
Chrysobalanaceae	<i>Hirtella rodriguesii</i> Prance	0,32	8	0,07	0,15	0,05	0,13
Connaraceae	<i>Connarus perrottetii</i> (DC.) Planch	0,21	8	0,07	0,30	0,03	0,11
Icacinaceae	<i>Casimirella rupestris</i>	0,15	8	0,07	0,25	0,02	0,10
Moraceae	<i>Ficus trigona</i> L.f.	1,86	7	0,07	0,25	0,29	0,36

Continuação do Apêndice A

Família	Espécie	GA	Ni	DR	FR	DoR	IVC
Fabaceae	<i>Pseudopiptadenia psilostachya</i> (DC.) G.P.Lewis e M.P.Lima	1,04	7	0,07	0,15	0,16	0,23
Lecythidaceae	<i>Eschweilera coriacea</i> (DC.) S.A. Mori	0,75	7	0,07	0,30	0,12	0,18
Opiliaceae	<i>Agonandra brasiliensis</i> Miers ex Benth. e Hook	0,59	7	0,07	0,25	0,09	0,16
Fabaceae	<i>Clitoria amazonum</i> Mart. ex Benth.	0,42	7	0,07	0,20	0,07	0,13
Annonaceae	<i>Xylopia aromatica</i> (Lam.) Mart.	0,22	7	0,07	0,25	0,03	0,10
Apocynaceae	<i>Rauvolfia sprucei</i> Müll.Arg. sp	0,52	6	0,06	0,15	0,08	0,14
Olacaceae	<i>Aptandra</i> sp	0,49	6	0,06	0,15	0,08	0,13
Urticaceae	<i>Pourouma cecropiifolia</i> Mart.	0,37	6	0,06	0,15	0,06	0,11
Nyctaginaceae	<i>Guapira</i> sp	0,35	6	0,06	0,25	0,06	0,11
Violaceae	<i>Paypayrola grandiflora</i> Tul.	0,13	6	0,06	0,20	0,02	0,08
Fabaceae	<i>Hymenaea parvifolia</i> Huber	1,14	5	0,05	0,15	0,18	0,23
Olacaceae	<i>Chaunochiton kappleri</i> (Sagot ex Engl.) Ducke	0,57	5	0,05	0,20	0,09	0,14
Annonaceae	<i>Xylopia parviflora</i> Spruce	0,39	5	0,05	0,20	0,06	0,11
Lauraceae	<i>Aniba parviflora</i> (Meisn.) Mez	0,31	5	0,05	0,05	0,05	0,10
Fabaceae	<i>Clitoria racemosa</i> Sessé e Moc.	0,30	5	0,05	0,15	0,05	0,09
Urticaceae	<i>Cecropia polystachya</i> Trécul	0,24	5	0,05	0,15	0,04	0,09
Arecaceae	<i>Astrocaryum murumuru</i> var. <i>ferrugineum</i> (F. Kahn e B. Millán) A.J. Hend.	0,19	5	0,05	0,15	0,03	0,08
Moraceae	<i>Maquira coriacea</i> (H. Karst.) C.C. Berg	1,06	4	0,04	0,10	0,17	0,20
Lauraceae	<i>Nectandra cuspidata</i> Nees	0,46	4	0,04	0,20	0,07	0,11
Combretaceae	<i>Buchenavia</i> cf. <i>macrophylla</i>	0,38	4	0,04	0,15	0,06	0,10
Violaceae	<i>Rinorea racemosa</i> (Mart.) Kuntze	0,17	4	0,04	0,15	0,03	0,06
Nyctaginaceae	<i>Neea floribunda</i> Poepp. , Endl.	0,14	4	0,04	0,10	0,02	0,06
Piperaceae	<i>Piper obliquum</i> Ruiz e Pav.	0,04	4	0,04	0,15	0,01	0,04
Arecaceae	<i>Bactris maraja</i> Mart.	0,03	4	0,04	0,10	0,01	0,04
Fabaceae	<i>Vatairea guianensis</i> Aubl.	0,46	3	0,03	0,10	0,07	0,10
Arecaceae	<i>Oenocarpus bacaba</i> Mart.	0,34	3	0,03	0,15	0,05	0,08
Anacardiaceae	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	0,26	3	0,03	0,10	0,04	0,07
Annonaceae	<i>Anaxagorea phaeocarpa</i> Mart.	0,22	3	0,03	0,15	0,03	0,06
Arecaceae	<i>Astrocaryum ulei</i> Burret	0,19	3	0,03	0,05	0,03	0,06
Rubiaceae	<i>Kotchubaea</i> sp	0,18	3	0,03	0,10	0,03	0,06
Moraceae	<i>Perebea rubra</i> (Trécul) C.C. Berg	0,08	3	0,03	0,10	0,01	0,04
Rubiaceae	<i>Capirona decordicans</i> Spruce	0,07	3	0,03	0,05	0,01	0,04
Melastomataceae	<i>Miconia tetraspermoides</i>	0,04	3	0,03	0,15	0,01	0,03
Fabaceae	<i>Hymenolobium</i> sp	0,20	2	0,02	0,10	0,03	0,05
Melastomataceae	<i>Bellucia dichotoma</i> Cogn	0,13	2	0,02	0,05	0,02	0,04
Arecaceae	<i>Oenocarpus</i> sp	0,11	2	0,02	0,10	0,02	0,04
Arecaceae	<i>Mauritia flexuosa</i> L. f.	0,10	2	0,02	0,05	0,02	0,03
Phyllanthaceae	<i>Richeria grandis</i> Vahl	0,05	2	0,02	0,05	0,01	0,03
Euphorbiaceae	<i>Nealchornea yapurensis</i> Huber	0,05	2	0,02	0,05	0,01	0,03
Apocynaceae	<i>Tabernaemontana angulata</i> Mart. ex Müll. Arg.	0,02	2	0,02	0,05	0,00	0,02
Arecaceae	<i>Geonoma</i> sp	0,01	2	0,02	0,05	0,00	0,02
Urticaceae	<i>Cecropia</i> sp	0,00	2	0,02	0,10	0,00	0,02
Fabaceae	<i>Cedrelinga catenaeformis</i> Ducke (Ducke)	1,28	1	0,01	0,05	0,20	0,21
Vochysiaceae	<i>Vochysia divergens</i> Pohl	0,34	1	0,01	0,05	0,05	0,06

Continuação do Apêndice A

Família	Espécie	GA	Ni	DR	FR	DoR	IVC
Fabaceae	<i>Enterolobium schomburgkii</i> (Benth.) Benth.	0,29	1	0,01	0,05	0,05	0,06
Urticaceae	<i>Cecropia mituana</i> Cuatrec.	0,21	1	0,01	0,05	0,03	0,04
Fabaceae	<i>Parkia multijuga</i> Benth.	0,13	1	0,01	0,05	0,02	0,03
Hypericaceae	<i>Vismia guianensis</i> (Aubl.) Pers.	0,12	1	0,01	0,05	0,02	0,03
Apocynaceae	<i>Hancornia</i> sp	0,11	1	0,01	0,05	0,02	0,03
Fabaceae	<i>Pterocarpus rohrii</i> Vahl	0,10	1	0,01	0,05	0,02	0,03
Fabaceae	<i>Taralea oppositifolia</i> Aubl.	0,10	1	0,01	0,05	0,02	0,02
Clusiaceae	<i>Clusia insignis</i> Mart.	0,08	1	0,01	0,05	0,01	0,02
Urticaceae	<i>Cecropia purpurascens</i> C.C. Berg	0,07	1	0,01	0,05	0,01	0,02
Melastomataceae	<i>Bellucia imperialis</i> Saldanha e Cogn	0,07	1	0,01	0,05	0,01	0,02
Arecaceae	<i>Astrocaryum jauari</i> Mart.	0,06	1	0,01	0,05	0,01	0,02
Arecaceae	<i>Mauritiella armata</i> (Mart.) Burret	0,06	1	0,01	0,05	0,01	0,02
Anacardiaceae	<i>Astronium lecointei</i> Ducke	0,06	1	0,01	0,05	0,01	0,02
Melastomataceae	<i>Bellucia</i> sp	0,06	1	0,01	0,05	0,01	0,02
Euphorbiaceae	<i>Micrandra spruceana</i> (Baill.) R.E. Schult.	0,05	1	0,01	0,05	0,01	0,02
Melastomataceae	<i>Bellucia grossularioides</i> (L) Triana	0,05	1	0,01	0,05	0,01	0,02
Fabaceae	<i>Ormosia paraensis</i> Ducke	0,03	1	0,01	0,05	0,00	0,01
Fabaceae	<i>Parkia nitida</i> Miq.	0,02	1	0,01	0,05	0,00	0,01
Celastraceae	<i>Salacia impressifolia</i> (Miers) A.C. Sm.	0,02	1	0,01	0,05	0,00	0,01
Verbenaceae	<i>Petrea</i> sp	0,02	1	0,01	0,05	0,00	0,01
Fabaceae	<i>Sclerolobium chrysophyllum</i> Poepp	0,02	1	0,01	0,05	0,00	0,01
Lamiaceae	<i>Vitex cymosa</i> Bertero ex Spreng.	0,02	1	0,01	0,05	0,00	0,01
Urticaceae	<i>Pourouma guianensis</i> Aubl.	0,01	1	0,01	0,05	0,00	0,01
		21,08	10679	100	100	100	200