

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS**

VALTER THIAGO PANTOJA DA GAMA

**RELAÇÃO ENTRE DIÂMETRO DO CAULE E ESPESSURA DA CASCA DAS
ÁRVORES AMAZÔNICAS E SUA IMPLICAÇÃO NA RESISTÊNCIA AO FOGO**

**BELÉM-PA
2024**

VALTER THIAGO PANTOJA DA GAMA

**RELAÇÃO ENTRE DIÂMETRO DO CAULE E ESPESSURA DA CASCA DAS
ÁRVORES AMAZÔNICAS E SUA IMPLICAÇÃO NA RESISTÊNCIA AO FOGO**

Dissertação de Mestrado apresentada para o Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais do Instituto de Geociências da Universidade Federal do Pará em convênio com o Museu Paraense Emílio Goeldi e Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, como requisito para obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais.

Área de concentração: Clima e dinâmica socioambiental na Amazônia

Linha de Pesquisa: Ecossistemas Amazônicos e Dinâmicas Socioambientais

Orientador: Prof. Dr. Bernard Josiah Barlow

Coorientadora: Prof. Dra Joice Nunes Ferreira

**BELÉM-PA
2024**

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP) de acordo com ISBD Sistema de Bibliotecas da Universidade Federal do Pará Gerada automaticamente pelo módulo Ficat, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

G184r Gama, Valter Thiago Pantoja da.

Relação entre diâmetro do caule e espessura da casca das árvores amazônicas e sua implicação na resistência ao fogo. / Valter Thiago Pantoja da Gama. — 2024.

48 f. : il. color.

Orientador(a): Prof. Dr. Bernard Josiah Barlow

Coorientação: Prof^a. Dra. Joice Nunes Ferreira

Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Pará, Instituto de Geociências, Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, Belém, 2024.

1. Resistência florestal. 2. Incêndios. 3. Casca das árvores. 4. Floresta tropical. 5. Amazônia. I. Título.

CDD 574.526

VALTER THIAGO PANTOJA DA GAMA

**RELAÇÃO ENTRE DIÂMETRO DO CAULE E ESPESSURA DA CASCA DAS
ÁRVORES AMAZÔNICAS E SUA IMPLICAÇÃO NA RESISTÊNCIA AO FOGO**

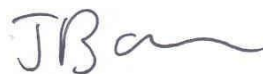
Dissertação de Mestrado apresentada para o Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais do Instituto de Geociências da Universidade Federal do Pará em convênio com o Museu Paraense Emílio Goeldi e Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, como requisito para obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais.

Área de concentração: Clima e dinâmica socioambiental na Amazônia

Linha de Pesquisa: Ecossistemas Amazônicos e Dinâmicas Socioambientais

Data da aprovação: 28/03/2024

Banca Examinadora:



Prof. Dr. Bernard Josiah Barlow - Orientador
Doutor em Ecologia
Lancaster Lancaster University (UK)



Prof. Dr. Everaldo Barreiros de Souza - Membro
Doutor em Meteorologia
Universidade Federal do Pará (UFPA)



Prof. Dra. Grazielle Sales Teodoro - Membro
Doutora em Biologia Vegetal
Universidade Federal do Pará (UFPA)



Prof. Dr. Jose Henrique Cattanio - Membro
Doutor em Agronomia
Universidade Federal do Pará (UFPA)

AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradeço a Deus e aos Orixás por toda luz e proteção.

Agradeço ao apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa de estudo.

Agradeço a Rede Amazônia Sustentável (RAS) por todo conhecimento adquirido através das reuniões do grupo de pesquisa, dentre outros suportes. Em especial a Erika Berenguer pelos dados e toda e qualquer informação fornecida, e ao Leonardo Miranda, que se dispôs a estar comigo não só me auxiliando nas análises estatísticas no R, mas me incentivando e confiando em meu potencial.

À minha família, meus pais, minha mãe Maria Tereza e meu pai Valter Gama, e minhas irmãs Valtiane e Valbianne, que constituem uma das minhas maiores e mais potentes bases impulsionadoras na busca pelas minhas conquistas. Ainda nesse sentido, incluo também a dona Sônia Medeiros, que foi a segunda mãe que ganhei nesse período de 2 anos, e a Yanka Costa e Beatriz de Almeida, que juntas foram grandes incentivadoras do meu trabalho e dedicação, e que ocuparam um lugar muito especial no meu coração.

Agradeço imensamente aos meus orientadores, Jos Barlow e Joice Ferreira, vocês foram incríveis, para além de serem referências inspiradoras na pesquisa, obrigado por não desistirem de mim, seguindo me orientando, incentivando e dividindo todo seus conhecimentos de maneira humilde e acessível.

Agradeço a todos os meus amigos, todos! Que me incentivam por ser quem são, por acreditarem em mim, por me acolherem sempre que precisei, e por nunca deixarem eu cogitar pensar em desistir, muito obrigado de coração. Em especial aos que acompanharam mais de perto toda essa trajetória, Adriano, Heralda, Jarline, Leonardo, Agatha, Alessandra, Hian, Erika, Dayse, Igor, Julinha, Gabes, Ariel, Rubia, Fernanda, Thaís, Amanda, Andressa, Camila, enfim, e muitos outros que estiverem comigo nessa caminhada, vocês também fazem parte disso. Muito obrigado!

Agradeço a todos os profissionais do Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais e aos colegas de turma, em especial ao Leonardo e Iluany, os quais são pesquisadores incríveis assim como pessoas.

Agradeço também ao professor Paulo Kuhn, que me recebeu da melhor forma no ATMOS (Laboratório de Modelagem Numérica de Tempo e Clima), onde realizei grande parte das minhas análises, e com quem aprendi muito, e foi um dos meus grandes incentivadores em seguir na pesquisa.

Por fim, agradeço a todos os demais que de forma direta ou indireta, corroboraram para que esse trabalho fosse real, Muito obrigado de todo meu coração.

“A Amazônia me ensinou que é preciso resistir. A Amazônia é resiliente, seus povos são resilientes.”

Ima Vieira

RESUMO

As características das plantas são importantes para a compreensão de suas funções e relações estabelecidas com o ambiente e o funcionamento dos ecossistemas. As florestas tropicais, como a Amazônia, são relevantes na promoção de serviços ecossistêmicos importantes para manutenção da biodiversidade e bem-estar humano. Entretanto, estas florestas vem enfrentando grandes ameaças devido à interferência humana, especialmente as mudanças climáticas e os incêndios florestais. Logo, diante deste cenário, pesquisas concentradas na resistência florestal contra regimes de perturbação podem auxiliar nos processos de monitoramento e conservação desse tipo de bioma. Sendo assim, este trabalho tem como objetivo avaliar a relação entre o diâmetro do caule a altura do peito (DAP) e a espessura da casca, em florestas tropicais amazônicas, a fim de identificar a significância da relação entre essas variáveis e os possíveis reflexos sobre os graus de resistência florestal ao fogo. O estudo foi desenvolvido com dados de inventário florestal de 21 parcelas no Baixo Tapajós, na Amazônia Oriental – PA. Para a avaliação da relação entre DAP e espessura da casca, os dados de 11 famílias botânicas em um GLMM (Modelos Lineares Generalizados de Efeito Misto). A relação entre as variáveis foi significativa, tendo um poder de explicação geral de DAP sobre espessura de 34% e considerando a variação entre as famílias botânicas esse poder aumentou para 50%. Nossos resultados mostram que dentre as 11 famílias botânicas estudadas, apenas a metade possui árvores com cascas espessas o suficiente para serem consideradas resistentes (17-23 mm). Além disso, para considerar árvores com potencial de resistência ou não, foi analisada a espessura da casca com um DAP mínimo de 10 cm e o incremento de espessura de casca à medida do aumento do DAP. *Fabaceae*, *Lecythidaceae* e *Burseraceae*, se destacaram como mais propensas à mortalidade por fogo. Logo, considerando a alta distribuição de indivíduos pertencentes a essas famílias na Amazônia e ao cenário atual de degradação florestal, impactos ecológicos e mudanças climáticas, este trabalho levanta insights sobre a vulnerabilidade florestal da Amazônia sobre os regimes de queima, e a importância de sua conservação para as condições climáticas em escala local e mundial.

Palavras-chave: resistência florestal; incêndios; casca das árvores; Amazônia; Floresta tropical.

ABSTRACT

The characteristics of plants are important for understanding their functions and relationships with the environment and the functioning of ecosystems. Tropical forests, such as the Amazon, are important for promoting ecosystem services that are important for maintaining biodiversity and human well-being. However, these forests are facing major threats due to human interference, especially climate change and forest fires. Therefore, given this scenario, research focused on forest resistance to disturbance regimes can help in the monitoring and conservation processes of this type of biome. Therefore, the aim of this study was to evaluate the relationship between stem diameter at breast height (DBH) and bark thickness in tropical Amazonian forests, in order to identify the significance of the relationship between these variables and the possible effects on the degree of forest resistance to fire. The study was carried out using forest inventory data from 21 plots in the Lower Tapajós, in the Eastern Amazon - PA. In order to assess the relationship between DBH and bark thickness, data from 11 botanical families was used in a GLMM (Generalized Linear Mixed Effect Models). The relationship between the variables was significant, with an overall explanatory power of 34% for DBH over thickness, and considering the variation between botanical families, this power increased to 50%. Our results show that of the 11 botanical families studied, only half have trees with bark thick enough to be considered resistant (17-23 mm). In addition, in order to consider trees with or without resistance potential, we analyzed bark thickness at a minimum DBH of 10 cm and the increase in bark thickness as DBH increased. Fabaceae, Lecythidaceae and Burseraceae stood out as being more prone to fire mortality. Therefore, considering the high distribution of individuals belonging to these families in the Amazon and the current scenario of forest degradation, ecological impacts and climate change, this work raises insights into the Amazon's forest vulnerability to burning regimes, and the importance of its conservation for climatic conditions on a local and global scale.

Key-words: forest resistance; fires; tree bark; Amazon; Tropical forest.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

- Figura 1- Mapa da localização e distribuição geográfica das parcelas de estudo na região de Santarém. Legenda: LBPF - Floresta primária queimada e explorada; LPF - Floresta primária explorada; SF - Floresta secundária (mudar a cor no mapa); UPF - Floresta primária não perturbada. Fonte: Camada de uso e cobertura da terra para o ano de 2010.....21
- Figura 2- Histograma sobre a distribuição dos dados da variável DAP (cm).....25
- Figura 3- a) Histograma em que demonstra, através das barras, a distribuição dos dados da variável média da espessura da casca (mm) e as linhas sobre as barras apresenta o contorno das famílias estatísticas sobre os dados da variável. b) Ajuste dos resíduos, ou seja, a adequação das diferenças entre os valores observados e os previstos pela família. c) Distribuição dos dados em comparação a uma referência padrão (quantis) de distribuição normalmente esperada. d) Semelhança entre a distribuição dos dados e distribuição teórica.....25
- Figura 4- Relação entre DAP e espessura da casca mostrando o modelo global (família média) e a variação no intercepto e na inclinação para cada uma das famílias botânicas estudada.....26
- Figura 5- A relação das variáveis e a variação no intercepto e na inclinação individual para cada família botânica em comparação com o modelo global (família média).....27
- Figura 6- a) Comparação entre cada família botânica e o modelo global, mostrando diferença da espessura da casca considerando valor mínimo de 10 cm de DAP. b) A diferença da inclinação da relação de DAP e espessura da casca para as famílias botânicas estudadas na região do Baixo Tapajós, na Amazônia Oriental.....28

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	11
2 OBJETIVOS	14
2.1 Objetivos específicos	14
3 REFERENCIAL TEÓRICO	15
3.1 Importância de florestas tropicais no mundo	15
3.2 Mudanças ambientais no contexto de florestas tropicais	15
3.3 Importância das características e funções das plantas para entender as respostas de florestas tropicais para mudanças ambientais	17
3.4 Compreensão sobre as estruturas da casca das árvores como variáveis potentes na predição dos impactos dos incêndios às florestas	17
4 MATERIAL E MÉTODOS	19
4.1 Área de estudo	19
4.2 Amostragem	19
4.3 Análise de dados	20
5 RESULTADOS	23
5.1 Observação dos dados	23
5.2 Família de distribuição	23
5.3 Seleção do modelo	24
6 DISCUSSÃO	28
6.1 Espessura da casca	28
6.2 Relação espessura da casca ~ DAP	29
6.3 Variabilidade de resistência entre famílias	30
6.4 Possíveis implicações para a resistência aos incêndios	32
6.5 Limitações do estudo	33
7 CONCLUSÃO	35
REFERÊNCIAS	36
APÊNDICE A	47
APÊNDICE B	49

1 INTRODUÇÃO

As características funcionais das plantas podem desempenhar um papel importante na compreensão de suas funções. O entendimento sobre a história evolutiva e o desempenho vegetal pode variar conforme o ambiente em que se encontram (Reich, 2014). Além disso, essa relação das plantas com o ambiente, condicionam o funcionamento dos ecossistemas e acarretam na provisão de serviços ecossistêmicos (Chapin *et al.*, 2000; Loreau *et al.*, 2001). Portanto, para promover um amplo entendimento sobre a ecologia vegetal das florestas é preciso entender como esses processos podem estar relacionados com características vegetais.

Mesmo com o potencial na promoção da biodiversidade, regularização climática e manutenção da subsistência populacional das espécies, as florestas e seus benefícios ecológicos vêm sendo progressivamente comprometidos pela crescente interferência humana (Barlow *et al.*, 2018), com destaque para as mudanças climáticas. Entre os anos de 2003 a 2020, mais de 70% da atividade do fogo anual foi detectada na Amazônia brasileira (Silveira *et al.*, 2022). Somado a isso, as mudanças no uso e cobertura da terra (Trindade, 2018; Aragão *et al.*, 2014) e os eventos climáticos, como *El Niño*, que causam aumento de temperatura, intensidade e da extensão dos períodos de seca, favorecem a ocorrência de grandes e fortes incêndios e, conseqüentemente, destruição florestal (Berenguer *et al.*, 2021).

As mudanças climáticas configuram-se como um ponto importante no que tange a catalisação dos distúrbios florestais na Amazônia. Estudos de Gatti *et al.* (2021) encontraram uma tendência de aquecimento médio para toda a Amazônia equivalente a 0,12 °C por ano entre 1979 e 2018, onde tal tendência tem as estações secas (agosto, setembro e outubro) como períodos de maiores aumentos de temperatura. Ademais, o estudo aponta a Amazônia Oriental como a parte da floresta que mais sofreu com o aumento de temperatura e seca ao longo de 40 anos, o que tem forte relação, não somente com as mudanças climáticas globais, mas também com o histórico do desmatamento na região, o que promove a incidência de incêndios, além de estresse ecossistêmico e maiores emissões de carbono.

O progresso da extensão da degradação na Amazônia está cada vez mais acentuado, tendo áreas degradadas totais semelhantes, ou até maiores, do que as desmatadas (Aragão *et al.*, 2018; Matricardi *et al.*, 2020). Distúrbio como o fogo, seca, extração de madeira e efeito de borda, relacionam-se com a estrutura da floresta e o estoque de carbono, e considerando a frequência de sobreposição entre eles, nos anos

de 2001 e 2018, acarretaram uma área de 38% degradada nas florestas remanescentes na Amazônia (Lapota *et al.*, 2023).

Entre esses distúrbios, a queima se destaca com maior frequência de perda de carbono (Berenguer *et al.*, 2014), uma vez que 69% de área queimada na Amazônia, correspondente a florestas no sub-bosque incendiada uma única vez entre os anos de 2001 e 2018, foi responsável pela redução do estoque de carbono acima do solo entre 13% a 50% (Barlow *et al.*, 2012; Lopes *et al.*, 2021; Silva *et al.*, 2020), ademais, a frequência de do fogo, aumenta essa perda em mais de 80% de carbono terrestre (Barlow *et al.*, 2012).

Tais fatos conferem ainda mais relevância na investigação das características das plantas relacionadas à resistência e resiliência diante de regimes de perturbação. O fogo, por exemplo, dependendo de sua intensidade, é uma perturbação que claramente influencia na mortalidade das árvores (Barlow *et al.*, 2012; Brando *et al.*, 2014; Rappaport *et al.*, 2018). Conceitualmente, o ato de manter-se vivo sem perdas consideráveis perante perturbações consiste na resistência, e a habilidade de recompor e restabelecer sua condição original (isto é, estabilidade) corresponde a resiliência (Lake, 2012).

A casca das árvores consiste em uma característica ontogênica, que se transforma ao longo dos estágios de amadurecimento e varia em espessura entre os indivíduos (Portela; Santos, 2011), é uma estrutura importante na mortalidade das árvores causada pelo fogo (Staver *et al.*, 2019). Durante situações de incêndios, a parte mais externa da casca funciona como isolante do câmbio e do xilema (Michaletz *et al.*, 2012; Rosell, 2016; Pausas, 2017) e conseqüentemente reduzindo a mortalidade do vegetal por necrose cambial ou cavitação em decorrência do calor excessivo (Staver *et al.*, 2019).

Além disso, a espessura da casca configura-se como um ponto chave na estruturação de comunidades vegetais lenhosas em ecossistemas passíveis de fogo (Pausas, 2017), principalmente em ecossistemas tropicais, onde as plantas possuem um limiar de espessura que as permite estar em comunidades queimadas (Hoffmann *et al.*, 2012).

Sendo assim, compreender a relação de variáveis associadas a casca, como sua espessura e diâmetro do caule, pode subsidiar o entendimento da resistência florestal a incêndios. Em sistemas mais inflamáveis, como as savanas, a redução da mortalidade da planta relacionada com uma maior espessura da casca já foi amplamente descrita (Trollope; Tainton, 1986; Gignoux *et al.*, 1997; Hoffmann *et al.*,

2009, 2012). Em florestas tropicais, essa relação também é significativa, e a variação na espessura da casca também pode explicar diferenças específicas sobre a suscetibilidade a incêndios entre diferentes tipos de árvores (Barlow; Lagan; Peres, 2003; Hoffmann *et al.*, 2009; Brando *et al.*, 2011).

Uhl e Kauffman (1990) e Pinard e Huffman (1997) realizaram experimentos com incêndios simulados, na região amazônica, superaquecendo o tronco de árvores presentes na floresta. Os autores constataram que o superaquecimento interno por volta de 60°C foi considerado letal, com exceção para as árvores que possuem casca grossa. Além disso, o diâmetro do tronco das árvores também pode apresentar um potencial relevante de resistência, tendo em vista que árvores de diâmetro maior são menos propensas a ter toda a sua circunferência aquecida durante um incêndio (Gutsell; Johnson, 1996).

Portanto, investigar sobre as características botânicas associadas à casca das árvores e suas relações a fatores de resistência ao fogo é relevante em um momento de mudanças ambientais como, aumento da temperatura do planeta e da intensidade e duração do período de seca, aspectos que favorecem a incidência de regimes de queima. Porém algumas perguntas permanecem em aberto, como por exemplo: o diâmetro das árvores de diferentes famílias botânicas pode ser usado para descrever a espessura da casca das árvores em florestas tropicais amazônicas? O que isso significa para a resistência das espécies de árvores aos incêndios?

Levando em consideração as mudanças climáticas em decorrência das massivas ações antrópicas, este estudo insere-se no contexto interdisciplinar das ciências ambientais, na perspectiva da importância da compreensão da resistência das florestas amazônicas aos incêndios. Considerando a relação da espessura da casca na redução da mortalidade das árvores perante regimes de queima, ao investigar a relação entre o diâmetro do caule e a espessura da casca e variação da relação dessas variáveis para diferentes tipos vegetais, oferecemos sugestões importantes sobre a resistência ou vulnerabilidade florestal sobre esse tipo de degradação, o que consequentemente reflete nas tomadas de decisões sobre a urgência de medidas de conservação desse tipo de bioma e seus serviços.

2 OBJETIVOS

Avaliar o potencial de predição de espessura da casca utilizando o diâmetro do caule na altura do peito (DAP), em florestas tropicais amazônicas, a fim de identificar a significância da relação entre essas variáveis e discutir os possíveis impactos sobre a capacidade de resistência florestal ao fogo.

2.1 Objetivos específicos

Avaliar como diâmetro na altura do peito (DAP) traduz a espessura da casca, a partir da determinação da relação entre essas duas variáveis, entre diferentes famílias botânicas.

Discutir as implicações dessa relação e do potencial preditivo para o monitoramento da resistência das florestas ao fogo, no atual cenário das mudanças climáticas na Amazônia.

3 REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 Importância das florestas tropicais no mundo

As florestas tropicais consistem em ecossistemas cruciais para a manutenção da biodiversidade e funcionamento global. Esses ecossistemas abrangem, no mínimo, dois terços da biodiversidade de todo o planeta, e essa biodiversidade reflete na promoção de vastos serviços ecológicos em escala local, regional e global (Gardner *et al.*, 2009), como o provimento de matéria prima, regularização do clima, ciclagem de nutrientes, polinização e até mesmo em aspectos culturais (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Provendo, assim, alimentos, água limpa, medicamentos e energia para milhões de pessoas (Warren; Pinkston, 1998, Fedele *et al.*, 2021).

Além disso, mesmo ocupando apenas 12% da cobertura superficial terrestre livre de gelo, as florestas tropicais são responsáveis por 33% da produtividade primária líquida global e armazenam 25% do carbono na biosfera terrestre (BONAN, 2008). A Amazônia representa a metade das florestas tropicais úmidas, abrange 59% do Brasil e perpassa por 775 municípios (Instituto do Homem e do Meio Ambiente da Amazônia - IMAZON, 2013), sendo altamente relevante a respeito do equilíbrio ambiental em escala nacional e global. Além de comportar grande diversidade de espécies animais e vegetais, as florestas amazônicas apresentam-se como fonte de alimento e matéria prima para os vários tipos de indústria e promovem a conservação da existência das comunidades tradicionais e suas culturas (SPA, 2021).

Em escala mundial, a vegetação amazônica destaca-se como importante sumidouro de carbono (Berenguer *et al.*, 2021). Ressaltando que a floresta amazônica brasileira sozinha consegue armazenar mais carbono do que a quantidade produzida pelo homem a partir de combustíveis fósseis, no decorrer de uma década (Ometto; Aguiar; Martinelli, 2014), o que reflete no controle das mudanças climáticas do planeta (Souza *et al.*, 2012) e na necessidade da manutenção da integridade deste bioma (Fearnside, 2002).

3.2 Mudanças ambientais no contexto de florestas tropicais

Mesmo sendo fundamentais para a regulação climática e biodiversidade, bem como para saúde e subsistência das populações (Malhi *et al.*, 2014), existem pouquíssimas áreas de florestas tropicais sem alguma forma de impacto humano (Kareiva *et al.*, 2007). A intensa e desordenada exploração florestal implica em mudanças em suas estruturas, como perda de habitat e fragmentação (Gatti *et al.*, 2021; Longo *et al.*, 2020). Além disso, há ainda mudanças na provisão dos serviços

ecossistêmicos fornecidos, como o déficit na captura e armazenamento de carbono das florestas tropicais, e conseqüentemente consideráveis alterações de temperatura, no potencial de secas severas e no favorecimento das degradações florestais de maneira global (Lewis *et al.*, 2011; Ranasinghe *et al.*, 2021).

Muitos estudos apontam o impacto do desmatamento sobre as florestas tropicais (Nepstad *et al.*, 2014; Geist; Lambin, 2002). Mas, outros distúrbios antrópicos, que não são percebidos como perda de cobertura florestal, também refletem nas florestas, na qualidade dos habitats e no condicionamento da vida no planeta, como o efeito de borda, o corte seletivo de madeira e os incêndios florestais (Lapola *et al.*, 2023).

O desmatamento é uma ação que, evidentemente, é causada por mudanças no uso e cobertura da terra (Nepstad *et al.*, 2014; Geist; Lambin, 2002), aumentando em 20% as emissões de CO₂ na atmosfera (Ramankutty *et al.*, 2007), convertendo as florestas tropicais em potentes pontos de emissão de CO₂ (Song *et al.*, 2018). Na Amazônia oriental, as mudanças climáticas, juntamente com a grande incidência do desmatamento e intensificação do período de seca, promovem aumento na ocorrência de incêndios, o que resulta em maiores emissões de carbono (Gatti *et al.*, 2021).

O efeito de borda consiste em mudanças abruptas nos parâmetros biofísicos e ecológicos advindas da fragmentação florestal, em áreas adjacentes às intervenções antrópicas (Silva Junior *et al.*, 2020). Essas alterações acarretam perdas significativas de carbono, que podem variar de 23% a 35% nos quatro primeiros anos após a formação da borda (Silva Junior *et al.*, 2021; Laurance *et al.*, 2017). O corte seletivo de madeira também pode levar a alterações significativas em termos de composição das espécies de plantas, biomassa e estoque de carbono, afetando os serviços ecossistêmicos como a biodiversidade e o armazenamento de carbono (Carvalho *et al.*, 2020) e as condições climáticas (Asner *et al.*, 2006).

Os distúrbios antrópicos, interferem no ciclo do carbono, no funcionamento dos ecossistemas e nos meios de subsistência da população local (Silva Junior *et al.*, 2021). Distúrbios como extração seletiva de madeira e o efeito de borda, promovem alterações na estrutura da vegetação e aumentam a presença de materiais combustíveis (Matricardi *et al.*, 2020; Laurance *et al.*, 2017), o que reflete no favorecimento da incidência de incêndios em florestas tropicais.

Ademais, a fragmentação da floresta advinda do desmatamento, forma áreas abertas, que são bastante suscetíveis à propagação de incêndios. Somado a isso, as alterações climáticas contribuem com o prolongamento do período de seca, o que

acaba favorecendo ainda mais a presença do fogo em sobre às florestas (Ribeiro Neto *et al.*, 2022).

3.3 Importância das características e funções das plantas para entender as respostas de florestas tropicais para mudanças ambientais

Considerando as mudanças ambientais, salienta-se a importância das características das plantas na compreensão das respostas das florestas tropicais diante de regimes de perturbação. As diferentes espécies de plantas possuem características particulares sobre sua morfologia e fisiologia, e esses traços ajudam no entendimento sobre o desenvolvimento vegetal (Reich, 2014) e processos ecológicos no ambiente (Costa *et al.*, 2022).

As folhas e sistemas radiculares, por exemplo, são fundamentais no desenvolvimento vegetal, pois estão relacionadas à absorção de recursos como luz, carbono, nutrientes e água (Reich, 2014). Essas mesmas características refletem também em processos ecológicos (Cianciaruso; Silva; Batalha, 2009), como a fotossíntese, na qual são responsáveis tanto pela produção de energia para a planta, como favorece a entrada de recursos no ecossistema (Díaz *et al.*, 2004). Outro exemplo é a densidade da madeira, que consiste no investimento de carbono para a construção dos tecidos (Chave *et al.*, 2009), contribuem em maior biomassa e na resistência a incêndios (Chave *et al.*, 2014).

Portanto, à medida que as mudanças climáticas ficam mais evidentes, é imprescindível considerar a relação das características vegetais com os processos ecológicos para aprimorar a compreensão das respostas florestais a tais mudanças. Nesse sentido, a casca das árvores e suas características emergem como ponto relevante no entendimento das respostas das árvores diante de regimes de perturbação, particularmente em relação ao fogo. Ademais, a casca das árvores se traduz como uma característica funcional relacionada com as mudanças ambientais e seus reflexos sobre as florestas (Rosell, 2016) e participação no controle da mortalidade causada pelo fogo nos troncos das árvores (Harmon, 1984).

3.4 Compreensão sobre a estrutura da casca das árvores como variável importante na predição dos impactos dos incêndios às florestas

A casca das árvores consiste em uma estrutura multifuncional, considerando sua atuação na tolerância a fortes períodos de seca (Rosell *et al.*, 2013; Rosell, 2016), armazenamento de nutrientes e água, na defesa contra herbívoros e doenças

(Richardson *et al.*, 2015) e associando-se ligeiramente a fatores de proteção (Staver *et al.*, 2019). Neste sentido, a relação entre tal potencial de proteção da casca contra a incidência de incêndios florestais fica evidente (Staver *et al.*, 2019).

Estudos feitos em sistemas inflamáveis, como as savanas, constataram a redução da mortalidade em virtude da espessura das cascas das árvores (Trollope; Tainton, 1986; Gignoux *et al.*, 1997; Hoffmann *et al.*, 2009, 2012). Além disso, em florestas tropicais, a variação na espessura da casca das árvores também pode explicar diferenças específicas a respeito da suscetibilidade a incêndios perante os diferentes tipos de árvores (Barlow; Lagan; Peres, 2003; Hoffmann *et al.*, 2009; Brando *et al.*, 2011).

O mecanismo de proteção das árvores funciona de acordo com a espessura da casca. Em árvores com a casca mais grossa, em torno de 17 a 23 mm (Brando *et al.*, 2011), tal estrutura vegetal funciona como ferramenta de proteção do calor excessivo decorrente do processo de queima de partes vitais da planta, como os tecidos vegetais câmbio e xilema, refletindo na diminuição da mortalidade (Michaletz *et al.*, 2012; Rosell, 2016; Pausas, 2017).

Ademais, pesquisas feitas por Uhl e Kauffman (1990) e Pinard e Huffman (1997), demonstraram a importância da espessura da casca na resistência florestal ao fogo. Através de incêndios simulados, consistindo no aquecimento de troncos de árvores na região amazônica, constataram que um superaquecimento interno, em torno de 60°C, seria letal para as árvores, exceto para as de casca grossa.

O diâmetro do tronco também apresenta-se como uma variável relevante na resistência florestal a incêndios, tendo em vista que árvores com diâmetros maiores, são menos propensas a ter toda a sua circunferência aquecida (Gutsell; Johnson, 1996). Desse modo, considerando a compreensão de tais aspectos da casca, como espessura, e diâmetro, bem como a relação com a resistência das árvores ao fogo, apontam-se tais estruturas como variáveis relevantes para os estudos sobre o processo de resistência florestal aos incêndios.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Área de estudo

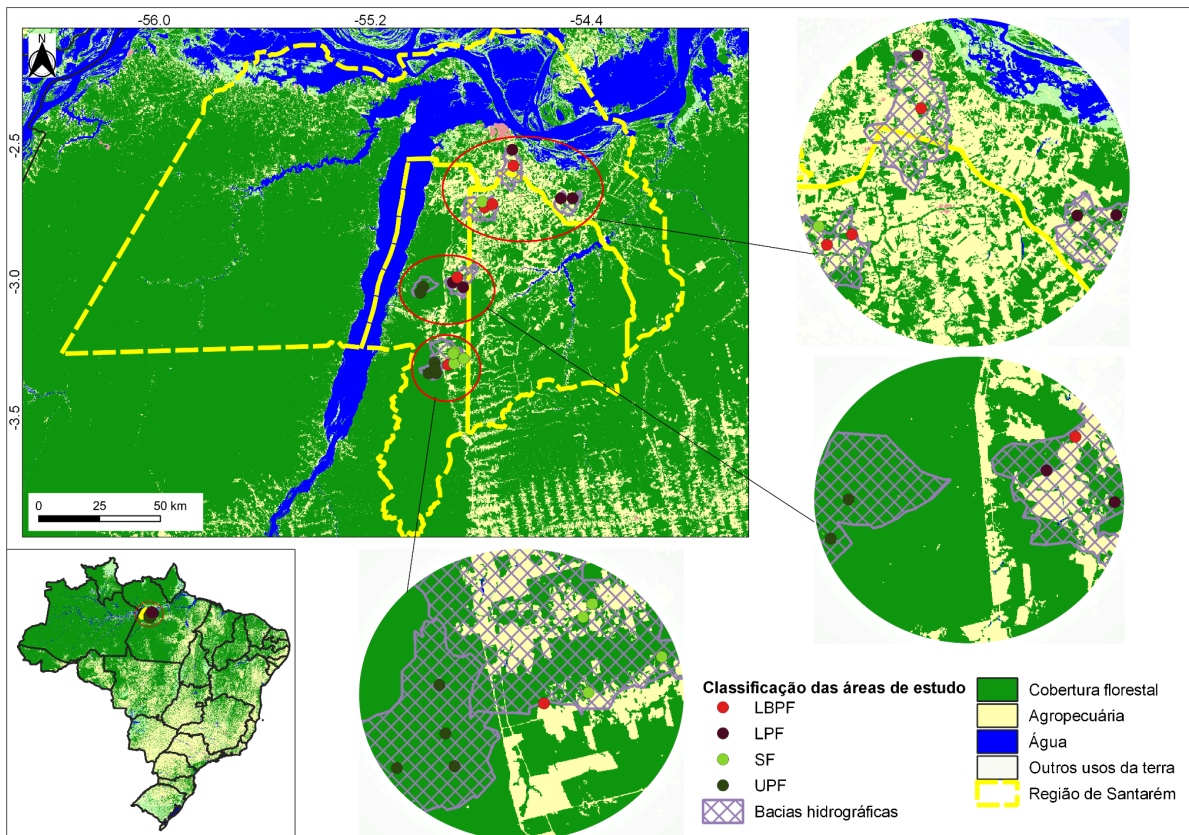
Esta pesquisa fez uso de um banco de dados da RAS (Rede Amazônia Sustentável) (Gardner *et al.*, 2013). A área de estudo corresponde às regiões localizadas no Estado do Pará, mais precisamente nos municípios de Belterra, Mojuí dos Campos e Santarém, no Baixo Tapajós, na Amazônia Oriental. A área é composta por diferentes tipos de floresta (não perturbadas e antropicamente perturbadas) e que possuem um histórico de extração madeireira e incêndios florestais (Gardner *et al.*, 2013).

Tais regiões possuem temperatura média anual de 25°C, umidade média de 86% e precipitação média anual de 1920 mm (Parrotta *et al.*, 1995; Nepstad *et al.*, 2002).

4.2 Amostragem

Os censos florestais ocorreram em 21 parcelas (10 X 250m) inicialmente estabelecidas em 2010. Essas parcelas foram organizadas em quatro classes de florestas: florestas primárias não perturbadas (n = 6), florestas primárias exploradas (n = 5), florestas primárias exploradas e queimadas (n = 5) e florestas secundárias (n = 5), distribuídas em sete bacias de estudo (cerca de 5.000 ha cada), localizadas pelo menos a 100m da borda da floresta, e mantendo uma distância de 1,5 a 97 km entre si (Figura 1). O desenho amostral seguiu Berenguer *et al.* (2021) e Gardner *et al.* (2013).

Figura 1- Mapa da localização e distribuição geográfica das parcelas de estudo na região de Santarém. Legenda: LBPF - Floresta primária queimada e explorada; LPF - Floresta primária explorada; SF - Floresta secundária (mudar a cor no mapa); UPF - Floresta primária não perturbada. Fonte: Camada de uso e cobertura da terra para o ano de 2010.



Fonte: Mapbiomas (2023).

Foram medidas um total de 2.434 árvores, distribuídas em 53 famílias e 190 gêneros. Na Tabela 1 pode ser observado a quantidade de indivíduos amostrados, a média, o número máximo e o desvio padrão das variáveis, DAP e média da espessura da casca, para cada família botânica. O DAP foi mensurado em todas as parcelas em árvores com diâmetro ≥ 10 cm a 1,3 m do ponto principal de enraizamento, e a espessura da casca foi medida em árvores com DAP ≥ 10 cm, em dois pontos opostos do caule (dois quadrados de 3 X 3 cm, medidos com paquímetro e retirando-se uma média entre os valores das medições para cada árvore) a 30 cm do solo, levando em consideração que o fogo dos incêndios amazônicos é caracteristicamente rasteiro (Liesenfeld; Vieira; Miranda, 2016), logo, o maior contato da casca com fogo consiste nas partes baixas.

4. 3 Análise dos dados

Todas as análises estatísticas foram feitas através da plataforma Rstudio (versão 4.2.2). O limiar de corte das famílias botânicas consistiu naquelas com mais indivíduos amostrados, ou seja, das 53 famílias presentes no banco de dados, as 11 primeiras em

ordem decrescente da quantidade de indivíduos foram selecionadas, tendo em vista que a diferença na quantidade entre as famílias 11^a (84) e 12^a (66), eram mais significativa (diferença de 18 indivíduos) do que entre a 10^a (85) e 11^a (diferença de apenas 1 indivíduo), resultando em um limiar mínimo de 70 indivíduos amostrados para a inclusão das famílias neste estudo.

Os dados das variáveis DAP e média da espessura da casca foram analisados através do ajuste em modelos lineares generalizados de efeitos mistos (GLMMs), que consistem em uma extensão dos modelos lineares tradicionais, e incluem argumentos aleatórios e fixos, o que permite modelar dados organizados em agrupamentos e que são normalmente hierárquicos (Harrison *et al.*, 2018). E para isso, foi utilizado o pacote “lme4” (versão 1.1-31), para o ajuste dos dados aos GLMMs (Bates *et al.*, 2015).

DAP é variável preditora e a espessura da casca a variável resposta. Para testar o ajuste da variável resposta a uma família de distribuição, primeiramente foi realizado uma análise visual de histograma, e em sequência, foi testados as famílias de distribuição estatística possivelmente mais ajustáveis ao tipo de dado, por meio da função “fitdist” do pacote “fitdistrplus” (R versão 1.1-8).

Para a análise do efeito entre as variáveis, foram estabelecidos três tipos de ajuste de GLMM: um modelo “nulo”, que assume nenhuma relação entre o DAP e a largura da casca da árvore. Ele serve como um ponto de referência contra o qual os outros modelos são comparados. Outro modelo que incorpora as famílias botânicas como efeitos aleatórios nas inclinações da relação entre o DAP e a espessura da casca da árvore para explicar a variabilidade potencial no relacionamento entre famílias diferentes. E, por fim, DAP é incluído como uma variável de efeito fixo e efeito aleatório no intercepto do modelo. Além disso, famílias botânicas são consideradas como efeito aleatório, capturando variações específicas da família na relação entre as variáveis DAP e espessura.

O AIC é o método de escolha do “melhor” ajuste dos modelos, onde o menor valor desse índice significa melhor ajuste do modelo (Muller; Scaely; Welsh, 2013). O modelo com o melhor ajuste teve seus efeitos aleatórios e fixos observados e sua significância analisada com a interpretação da probabilidade de significância (p-valor), além disso, foi observado um plot dos resíduos simulados, analisando o comportamento dos resíduos nos gráficos “QQ plot resíduos” e “Padrão de resíduos versus previsão” (função “Simulate Residuals”, do pacote “DHARMA”, versão 0.4.6) e um “plot global” para uma inspeção visual da relação das variáveis ajustadas ao modelo.

5 RESULTADOS

5.1 Observação dos dados

As famílias botânicas com maior número de indivíduos amostrados (Tabela 1) consistiram em 11 famílias (*Fabaceae*, *Lecythidaceae*, *Annonaceae*, *Sapotaceae*, *Moraceae*, *Urticaceae*, *Hypericaceae*, *Bignoniaceae*, *Burseraceae*, *Lauraceae*, *Malvaceae*). A tabela completa contendo informações das 53 famílias está disponível no anexo A.

Entre essas 11 famílias, *Fabaceae* se destacou com maior número de indivíduo amostrados (418), a família *Lauraceae* apresentou maior valor em média de DAP (21,90 cm), no entanto *Bignoniaceae* demonstrou maior valor em média de espessura da casca (7,83 mm).

Tabela 1 - Indivíduos amostrados por família botânica e os valores de média, máximo e desvio padrão das variáveis DAP e espessura da casca.

Famílias botânicas	Indivíduos amostrados	Média do DAP (cm)	Máximo DAP (cm)	Desvio padrão do DAP	Média da espessura da casca (mm)	Máximo da média da espessura da casca (mm)	Desvio padrão da espessura da casca
<i>Fabaceae</i>	418	19,57	95,7	12,58	5,08	25,00	3,01
<i>Lecythidaceae</i>	177	19,56	84,8	11,98	4,78	20,95	2,80
<i>Annonaceae</i>	168	16,52	40,9	7,07	6,64	14,85	2,52
<i>Sapotaceae</i>	143	19,51	84,4	13,18	4,65	25,35	3,49
<i>Moraceae</i>	129	17,36	73,5	8,56	5,72	16,90	3,10
<i>Urticaceae</i>	128	20,94	41,6	8,07	5,60	23,10	2,98
<i>Hypericaceae</i>	114	13,27	34,4	3,95	4,89	15,45	2,62
<i>Bignoniaceae</i>	104	20,72	54,6	9,75	7,83	17,85	3,85
<i>Burseraceae</i>	90	21,16	103,5	15,10	5,56	29,65	3,46
<i>Lauraceae</i>	85	21,90	62,4	11,48	6,18	18,40	3,25
<i>Malvaceae</i>	84	15,46	59,8	7,29	5,69	14,60	2,02

5.2 Família de distribuição

Sobre a variável preditora (DAP), em um histograma (Figura 2), pode-se observar seus dados, que apresentaram como naturais positivos, com maior concentração próximos a 20 cm. Ademais, entendendo o tipo de dado da variável resposta através de uma análise visual também de um histograma (Figura 3 a), nota-se a assimetria para a direita e conseqüentemente a ausência de valores negativos perante esses dados. Logo, a família de distribuição estatística mais ajustável ao tipo de dado foi investigada, levando em consideração o tipo de dado sendo analisado. Foram testadas as famílias “lognormal” e “gamma”, uma vez que essas distribuições

possuem suporte para conjunto de dados reais positivos. Pela análise visual (Figura 3), a família “lognormal” demonstrou o ajuste dos dados mais adequado, fazendo com que a variável resposta seja usada no GLMMs de forma logaritmizada.

Figura 2. Histograma sobre a distribuição dos dados da variável DAP (cm).

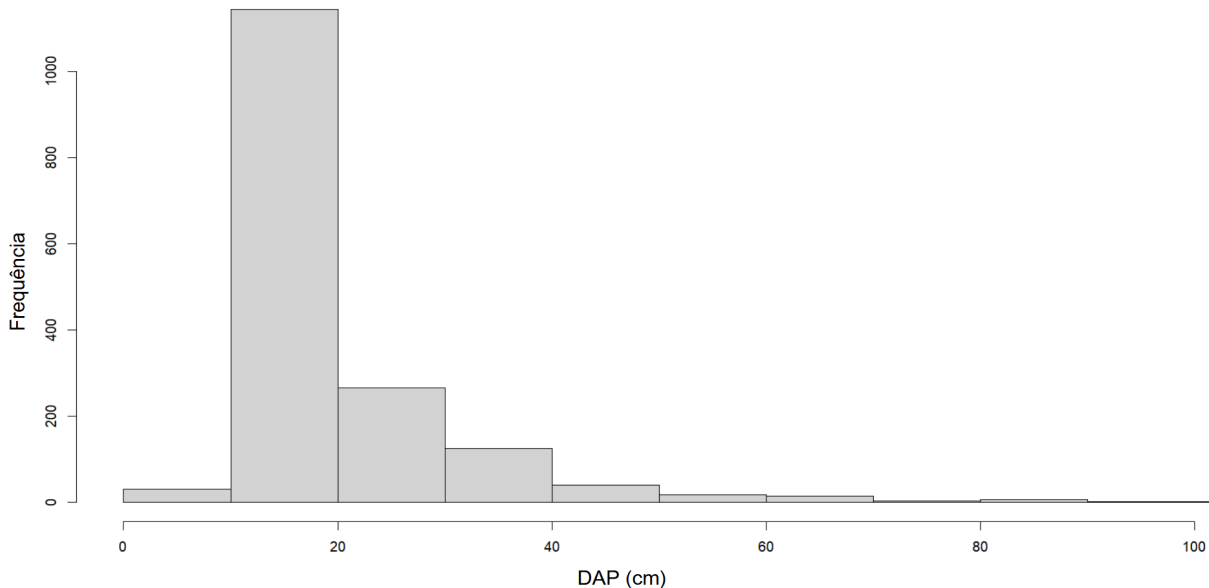
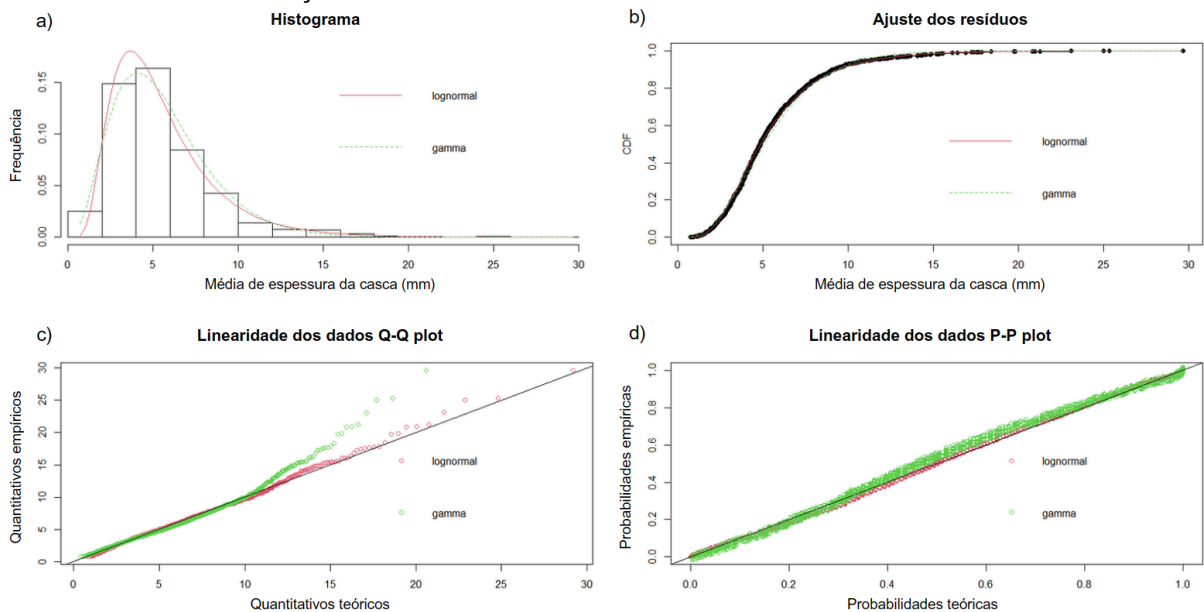


Figura 3- a) Histograma em que demonstra, através das barras, a distribuição dos dados da variável média da espessura da casca (mm) e as linhas sobre as barras apresenta o contorno das famílias estatísticas sobre os dados da variável. b) Ajuste dos resíduos, ou seja, a adequação das diferenças entre os valores observados e os previstos pela família. c) Distribuição dos dados em comparação a uma referência padrão (quantis) de distribuição normalmente esperada. d) Semelhança entre a distribuição dos dados e distribuição teórica.



5.3 Seleção do modelo

Sobre os três ajustes dos dados ao GLMM, o que melhor ajustou os dados levando em consideração o AICc foi o modelo mais complexo, que considera o DAP como variável de efeito fixo e de efeito aleatório no intercepto, e as famílias botânicas com efeito aleatório nas inclinações (Tabela 2).

Tabela 2. Resultados do teste de AICc dos três ajustes feitos do GLMM.

Ajuste	Fórmula	AICc	dAICc
mod_line2	média da casca logaritmizada ~ DAP + (DAP família)	1.735,32	0,00
mod_line	média da casca logaritmizada ~ DAP + (1 família)	1.764,59	29,27
mod_nulo	média da casca logaritmizada ~ 1 + (1 família)	2.409,26	673,94

Tendo em vista o melhor modelo (mod_line2), analisando a relação das variáveis, o resultado do modelo mostrou um efeito significativo de DAP sobre a média da espessura da casca ($p < 0,05$). Sendo assim, DAP explicou em geral, ou seja sem considerar os efeitos fixos, 34% da variância da espessura da casca (R^2 marginal = 0,34), e considerando também os efeitos aleatórios do modelo, a variação entre as famílias e DAP no intercepto, o poder explicativo aumenta para 50% (R^2 condicional = 0,50). Plotando o gráfico do modelo global (Figura 4 e 5), pode-se perceber a variação da relação das variáveis e dos interceptos no que diz respeito às diferentes famílias botânicas. Ademais, para cada aumento de uma unidade de DAP, no geral se tem um aumento de 0,03 mm na espessura da casca.

Figura 4- Relação entre DAP e espessura da casca mostrando o modelo global (família média) e a variação no intercepto e na inclinação para cada uma das famílias botânicas estudadas.

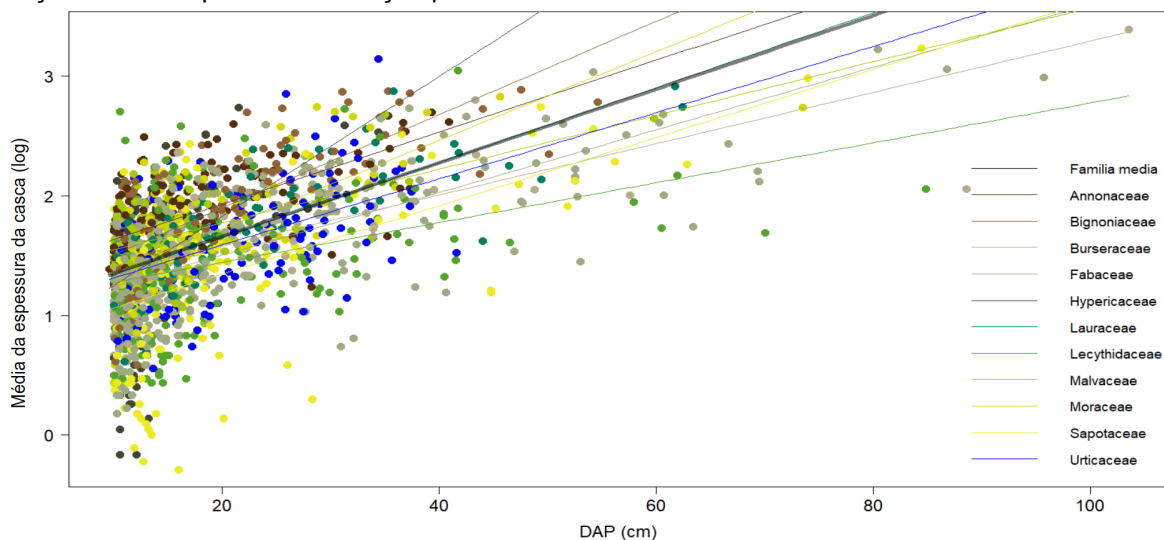
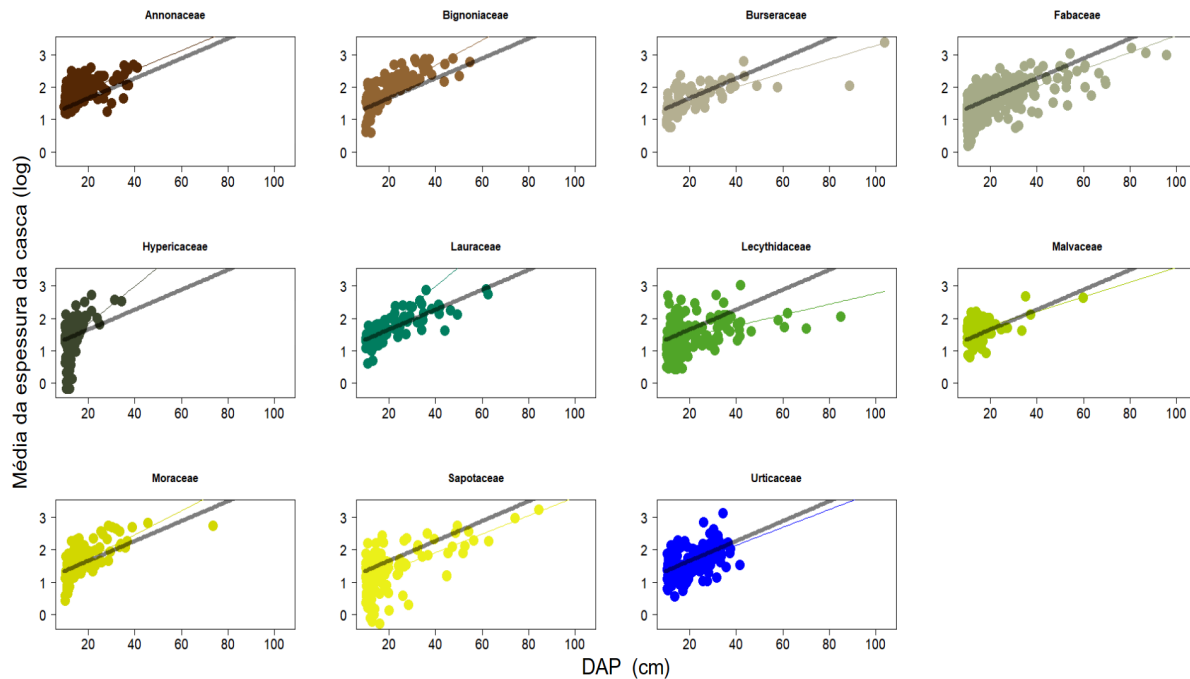
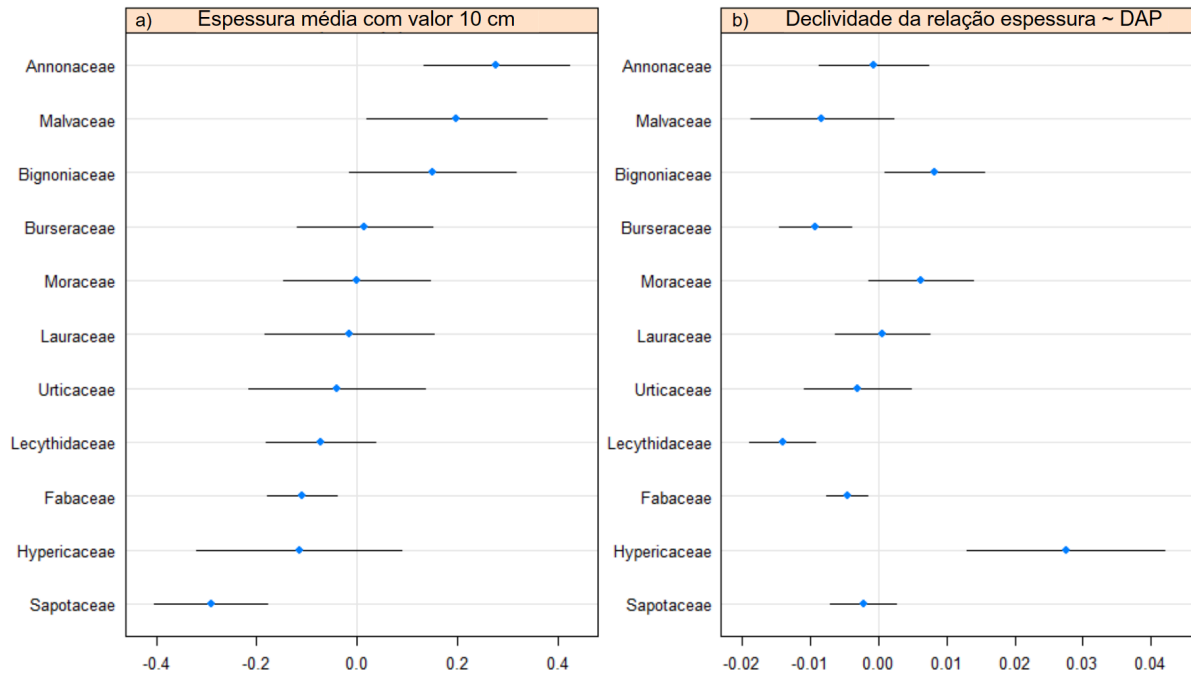


Figura 5- A relação das variáveis e a variação no intercepto e na inclinação individual para cada família botânica em comparação com o modelo global (família média).



Comparando a espessura da casca de todas as 11 famílias com um valor mínimo de DAP de 10 cm (ou seja, o intercepto; Figura 6 a) com a média global (considerando todas as árvores presentes nas 11 famílias), apenas *Annonaceae*, *Malvaceae*, *Fabaceae* e *Sapotaceae* possuem diferenças significativas em relação à média global (não cruzam o 0). *Annonaceae* e *Malvaceae* apresentam a média da espessura significativamente maior do que a média global, enquanto que *Sapotaceae* e *Fabaceae* possuem a média da espessura da casca significativamente menor do que a média global. Em relação ao tamanho do efeito do DAP sobre a espessura da casca, ou seja, declividade (incremento de espessura da casca de acordo com o aumento do DAP; Figura 6 b) comparado com a média global, apenas *Bignoniaceae*, *Burseraceae*, *Lecythidaceae*, *Fabaceae* e *Hypericaceae* possuem efeitos significativamente diferentes do efeito médio global (não cruzam o 0). *Bignoniaceae* e *Hypericaceae* possuem efeitos significativamente maiores que o efeito médio global, enquanto que as demais possuem efeitos médios menores.

Figura 6- a) Comparação entre cada família botânica e o modelo global, mostrando diferença da espessura da casca considerando valor mínimo de 10 cm de DAP. b) A diferença da inclinação da relação de DAP e espessura da casca para as famílias botânicas estudadas na região do Baixo Tapajós, na Amazônia Oriental.



6 DISCUSSÃO

Ao apresentar um modelo avaliando a relação entre espessura da casca e DAP para famílias botânicas ocorrentes na Amazônia Oriental, este estudo tenta oferecer indiretamente uma contribuição para um maior entendimento das respostas das árvores aos incêndios florestais. Tal compreensão se faz de grande importância tendo em vista a realidade das condições climáticas atuais, como aumento da temperatura, alterações na precipitação (Gatti *et al.* 2021; Longo *et al.* 2020), intensificação e expansão dos períodos de seca e ampliação de processos de degradação (Lewis *et al.* 2011 e Ranasinghe, *et al.* 2021) e conseqüentemente o comprometimento do futuro da Amazônia nas próximas décadas. Este estudo avaliou a espessura da casca de 1640 indivíduos de 11 famílias botânicas, apontando que grande maioria das árvores possui em média casca fina (<5mm) e que existe uma forte relação entre a espessura da casca e o DAP, sendo ainda mais forte, com um poder de explicação de DAP sobre a variabilidade da espessura da casca de 50% ao considerar a variação existente entre as famílias botânicas.

6.1 Espessura da casca

Os valores de espessura da casca das árvores presentes em nos sítios estudados se distribuem em torno de 2mm a 25mm (Figura 3 a), entretanto essa distribuição de valores apresenta assimetria para a direita, o que significa que a maioria das árvores não possuem casca muito grossas e dependendo da Família o valor em média está entre 4mm a 7mm. O fato da maioria dos indivíduos amostrados ter casca fina já foi revelado por outros estudos (e.g., Paragominas - PA: Uhl; Kaufman, 1990; Santarém – PA,: Barlow; Lagan; Peres, 2003; Brasília – DF: Hoffmann *et al.*, 2009; Querência – MT: Brando *et al.*, 2012).

Ao considerar a importância da espessura da casca relacionada com aspectos de resistência vegetal em casos de queima (Pausas, 2017), percebe-se que grande maioria das árvores presentes na Amazônia ocidental são mais vulneráveis ao fogo, considerando a espessura das cascas das árvores.

Ademais, a espessura da casca também apresenta reflexos nos processos de evapotranspiração (Krajnc; Gricar, 2020), onde árvores com cascas externas mais espessas têm mais dificuldade em enviar água para a atmosfera (Foelkel, 2005). Logo, uma vez que árvores que possuem cascas finas proporcionam maior condicionamento de serviços ecossistêmicos como a evapotranspiração, ao mesmo tempo não

apresentam grande resistência à queima, isso reforça a importância da conservação desse tipo de bioma a regimes de perturbação como o fogo.

6.2. Relação espessura da casca ~ DAP

Como esperado a partir dos dados prévios da literatura (Gutsell; Johnson, 1996; Cellini *et al.*, 2012; Vendruscolo *et al.*, 2019), o diâmetro das árvores configura-se como uma variável relevante na predição da espessura da casca. Nos resultados aqui presente, encontrou-se um poder de explicação do modelo global de 34% (R^2 marginal = 0,34). Considerando a variação entre as 11 famílias botânicas predominantes no banco de dados, o poder explicativo de DAP sobre a espessura da casca é de 50%, mostrando que o poder de predição foi eficaz para diferentes tipos de árvores (Figura 5).

O diâmetro da árvore consiste em uma variável comum nos inventários florísticos (Freitas; Wichert, 1998). Já a espessura da casca, apesar de ser muito utilizada em contextos ecológicos, é de difícil mensuração (Midgley; Lawes, 2016), logo estabelecer um modelo que explique essa variável utilizando variáveis triviais e menos complexas de mensurar, como o DAP, se faz de grande importância, principalmente considerando o envolvimento da espessura da casca na tradução da resistência de árvore ao fogo.

Considerando a predição de DAP sobre a espessura da casca, modelos preditivos com essas variáveis também foram aplicados por Uhl e Kaufman (1990) em Paragominas e por Barlow, Lagan e Peres (2003) em Santarém na margem esquerda do rio Tapajós, com coeficientes de determinação de 38% e 35%, respectivamente, sem considerar a variação entre táxons. Brando *et al.* (2011) também avaliou essa relação para 24 espécies de árvores do sul da Amazônia (Querência, MT), encontrou coeficientes de determinação variando de 6% a 82%, dependendo da espécie. Neste estudo, também foi encontrado uma variação entre a relação do DAP com a espessura da casca para diferentes famílias, sendo que, ao considerar o modelo global obteve-se 34% de coeficiente de determinação - bem similar aos primeiros estudos - porém, ao considerar também a variação entre as famílias, ponto diferencial entre os outros trabalhos, esse coeficiente subiu para 50%. Esses resultados podem significar que DAP é um importante preditor da espessura da casca na Amazônia Oriental, porém é preciso levar em conta a variação dessa relação entre grupos taxonômicos - seja em nível de espécie ou de famílias.

6.3 Variabilidade de resistência entre famílias

Essa pesquisa aponta variabilidade de resistência perante o fogo entre as onze famílias botânicas testadas no modelo, que foram divididos em menos vulneráveis e mais vulneráveis, considerando a média de espessura da casca e o tamanho do efeito do DAP em relação à média global. Tal variação pode ser explicada comparando com estudos de Balch *et al.* (2011), no qual infere que a diferença entre espécies é um ponto considerável na variação da mortalidade.

Estes autores apontam que nove das vinte e duas espécies estudadas, apresentam taxas de mortalidade induzidas pelo fogo duas vezes maiores do que as observadas no controle. No presente estudo, considerando indivíduos com DAP próximo de 10 cm, *Fabaceae* e *Sapotaceae* apresentam uma espessura da casca abaixo da média global e, dada as taxas de mortalidade pós-incêndios serem mais altas para árvores com caules menores, isso sugere que indivíduos dessas famílias podem ser particularmente vulneráveis quando apresentam diâmetros baixos, por exemplo as árvores da espécie *Inga alba* (*Fabaceae*), conhecido popularmente como Ingá, ingá-ferro, ingá-vermelha, ingáchichica, ingá-xixi, ingaí, ingazeira (Gomes *et al.*, 2014) e espécie *Pouteria macrophylla* (*Sapotaceae*), popularmente conhecida como jarana, taquari (Ammann, 2014). Além disso, *Sclerolobium paniculatum* (Taxi - branco) pertencente a *Fabaceae* também apresentou vulnerabilidade ao fogo em estudos de Balch *et al.*, 2011 e Brando *et al.*, 2011.

Entretanto, possuir casca relativamente mais grossa mesmo com DAP próximo de 10 cm, como é o caso de *Annonaceae* e *Malvaceae*, não significa necessariamente ter um incremento maior de espessura que se iguale ou ultrapasse os valores reportados que poderiam conferir maior resistência. Nesse sentido, as famílias *Hypericaceae* e *Bignoniaceae* apresentam taxas significativamente mais fortes de incremento de espessura de casca com o aumento do DAP (Figura 6 b). Isso indica que indivíduos com DAP maiores de 10 cm logo atingem valores de espessura da casca suficientes para potencialmente conferir mais resistência ao fogo.

A família *Hypericaceae* tem sua distribuição principalmente concentrada nos trópicos (Pauxis, 2012) e espécies pertencentes a esta família como *Vismia guianensis*, conhecida popularmente como lacre (Motta, 2020), possuem grande abundância em áreas perturbadas por distúrbios antrópicos na bacia amazônica (Chambers *et al.* 2009), onde demonstram uma ampla capacidade adaptativa e de sobrevivência em condições extremas (Rodrigues, 2019). Essas plantas destacam-se por seu pioneirismo, ecologicamente muito importantes no que tange a recuperação de áreas

degradadas (Pauxis, 2012), considerando sua capacidade de rebrotamento após interação com o fogo (Mesquita *et al.*, 2015).

As espécies pertencentes à família *Bignoniaceae* também possuem valor madeireiro (Lima *et al.*, 2018) e grande diversificação no Brasil, ocorrendo principalmente nos neotrópicos (Chagas Junior, 2010). Esse tipo de planta, como a espécie *Jacaranda copaia*, conhecida como caroba, manacá, Parapará, caroba do mato, caraúba, carobussu, marupá, simaruba copaia, simaruba falsa (Gurgel *et al.*, 2006) em estudos de Abreu *et al.* (2023) demonstrou uma densidade média da madeira baixa, entretanto, possuem um amplo e rápido desenvolvimento de variáveis como DAP e espessura, que tendem a ser cada vez mais superiores com relação a idade, principalmente considerando o fato desse tipo de árvore possuir um crescimento rápido, o que reflete também no seu uso intenso em processos de reflorestamento (Embrapa, 2021).

Aspectos como agilidade nos processos de crescimento e a sobrevivência em ambientes mais severos e perturbados, demonstrados por espécies presentes nas famílias *Hypericaceae* e *Bignoniaceae* corroboram com o entendimento dos resultados sobre a tendência do rápido acúmulo de casca e conseqüentemente sobre uma menor sensibilidade a queimadas demonstrado por tais famílias.

Em contrapartida, nossos resultados apontam *Fabaceae*, *Lecythidaceae*, e *Burseraceae* como famílias botânicas com baixo incremento de casca em relação ao DAP (Figura 6 b). Sendo assim, podemos esperar que, mesmo os indivíduos destas famílias com valores de DAP altos, sejam especialmente mais sensíveis aos distúrbios como o fogo do que indivíduos de outras famílias. No estudo de Balch *et al.* (2011), por exemplo, *Protium guianense* (*Burseraceae*) possui consideráveis taxas de mortalidade – cerca de dez vezes maior ao ser queimada apenas uma vez. Além disso, dentre as famílias potencialmente vulneráveis, destacamos em nossas análises *Fabaceae*, uma vez que demonstrou casca mais fina do que a média global, e um incremento de casca em relação ao DAP significativamente menor do que as outras famílias.

Ademais, Steege *et al.* (2013), que estimou a quantidade de espécies presentes na floresta amazônica, sinaliza famílias como *Fabaceae*, *Lecythidaceae* e *Burseraceae* como hiperdominantes na Amazônia, destacando principalmente a espécie *Eschweilera coriacea*, pertencente à família *Lecythidaceae*, que é apontada como dominante em todas as regiões da floresta.

Sendo assim, a vasta distribuição destas famílias no bioma amazônico corrobora que possa existir um padrão de resistência baixo predominante em grande parte do

bioma. Logo, considerando a clara diferença na resistência a incêndios entre as famílias destacadas e principalmente que famílias, como *Fabaceae*, que são apontadas como predominantes e como mais vulneráveis, alerta para a necessidade urgente em ações de conservação.

6.4 Possíveis implicações para a resistência aos incêndios

Em um estudo experimental no sul da Amazônia, na transição com cerrado, Brando *et al.* (2011) encontraram que as taxas de transferência de calor através da casca diminuíram exponencialmente com o aumento da espessura da casca. Naquele estudo, a espessura da casca explicou 82% da variação na transferência de calor do caule. Além disso, os autores observaram que árvores com casca entre 17-23 mm foram mais resistentes ao fogo (ou seja, 75% de probabilidade de sobrevivência), enquanto árvores com espessura da casca $\leq 5,0$ mm eram mais sensíveis ao fogo (25% de probabilidade de sobrevivência).

Neste estudo, apenas metade das famílias analisadas possuem indivíduos com a espessura da casca acima de 18 mm (Tabela 1), isso equivale apenas 0,6% das amostras totais (isso é, 10 indivíduos dos 1640, distribuídos em: *Burseraceae* (1), *Fabaceae* (4), *Lauraceae* (1), *Lecythydaceae* (1), *Sapotaceae* (2), *Urticaceae* (1)). Além disso, como os dados inferidos de espessura da casca no estudo de Brando *et al.* 2011 foram utilizados para estimar as taxas de transferência de calor no caule, o DAP também pode ser um bom indicador da resistência ao fogo, e considerando sua relação com a espessura da casca, constituem-se como um passo importante para o entendimento da dinâmica de resistência florestal ao fogo.

Assim, baseado nos resultados expostos aqui, pode-se dizer que as árvores presentes na Amazônia Oriental, mais especificamente na região do Baixo Tapajós, apresentam uma variação na resistência florestal ao fogo, principalmente relacionada com as famílias botânicas, através da espessura da sua casca. No geral, as árvores de tal região apresentam uma baixa probabilidade de resistência ao fogo, ademais, pode-se supor que esta mesma regra se aplique às florestas da Amazônia Central, considerando a predominância de algumas famílias botânicas neste bioma (Steege *et al.*, 2013).

Essa baixa resistência torna as florestas da Amazônia bastante vulneráveis, considerando que perturbações antrópicas, particularmente as mudanças climáticas, potencializam a ocorrência de eventos extremos como, diminuição dos períodos de

chuva, prolongamento dos períodos secos e o aumento de frequência e intensidade de incêndios dentro da floresta (Berenguer *et al.*, 2021).

6.5 Limitações do estudo

Esta pesquisa infere que o poder explicativo de DAP em função da espessura da casca reforça a relevância da relação entre essas variáveis para a eficiente modelagem da resistência ou vulnerabilidade das florestas amazônicas frente a regimes que queimam. Entretanto, isso não é o suficiente para diagnosticar a total vulnerabilidade deste bioma a queimadas, e para aprimorar isso outros aspectos precisam ser considerados.

Mesmo considerando a importância da espessura da casca na resistência com relação à incidência do fogo sobre as comunidades arbóreas, explorar outras características funcionais do caule, considerar diferentes respostas fisiológicas, como o fechamento de cicatrizes no caule, entre outros aspectos, como a intensidade e frequência do fogo, podem aprimorar a visão sobre a mortalidade das árvores perante regime de queima na Amazônia (Barlow; Lagan; Peres, 2003; Brando *et al.*, 2011).

Por exemplo, estudos de Barlow, Lagan e Peres (2003), ao testar em modelos de regressão logística o poder de DAP, observaram a espessura, e rugosidade da casca, produção de substâncias como látex, resina, altura da queima e raiz de contraforte como variáveis na explicação da mortalidade das árvores em parcelas de florestas na Amazônia central, três anos após um incêndio superficial. Os autores, ressaltaram que a mortalidade das árvores pode ser mais bem explicada pela intensidade da queima. Além disso, há evidências ainda de que o acúmulo de material combustível (Uhl; Kauffman, 1990) e redução da umidade causada pela exploração madeireira (Holdsworth; Uhl, 1997), estão relacionadas também a condições de vento e temperatura, influenciando a capacidade de resistência. Estudos de Brando *et al.* (2011) também apontam a altura da camada de matéria carbonizada após incêndio como intensificadora e prolongadora do efeito do fogo.

No que diz respeito à utilização de classes de famílias, apesar de ao longo das últimas décadas os bancos de dados florísticos possuírem dados robustos para diversos estudos sobre a vegetação, a complexibilidade e acentuada extensão da Amazônia restringe historicamente estudos e conhecimento sobre as comunidades arbóreas presentes (Steege *et al.*, 2013). Sendo assim, com uma forma de contemplar um maior quantitativo de indivíduos e driblar a insuficiência de dados, optou-se nesse

estudo pelo uso das famílias botânicas, mesmo sendo as particularidades entre espécies relevantes como demonstradas por estudos de Balch *et al.* (2011).

7 CONCLUSÃO

Em síntese, nota-se que a relação entre DAP e espessura da casca é significativa, e considerando o poder preditivo de DAP sobre a espessura da casca, mesmo considerando diferentes famílias botânicas, essa relação pode auxiliar na tradução do potencial de resistência ou vulnerabilidade frente aos incêndios florestais de diferentes tipos de árvores. Além disso, a compreensão da relação entre essas variáveis botânicas mensuráveis e a variação dos mecanismos de resistências dos diferentes tipos vegetais, contribui no monitoramento florestal, o que se faz de grande importância, uma vez que se supõe que a floresta amazônica ainda não dispõe de forte resistência a incêndios em sua maioria e, considerando também as mudanças climáticas esperadas para esse bioma.

REFERÊNCIAS

ABREU, J. L. L. *et al.* Wood properties of four tropical species from mining areas in amazon, brazil. Part 2: density, extractives, and color. **Wood and Fiber Science**, v.55, n.3, p. 267-281, 2023. <https://doi.org/10.22382/wfs-2023-22>.

AMMANN, S. **Etnobotânica de árvores e palmeiras em três comunidades ribeirinhas do rio Jauaperi, na divisa entre Roraima e Amazonas**. 2014. 83 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas Botânica) – Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, 2014.

ARAGÃO, L. E. O. C.; POULTER. B.; BARLOW, J.; ANDERSON, L.D.; MALHI, Y.; SAATCHI, S.; PHILLIPS, O.L.; GLOOR, E. Environmental change and the carbon balance of Amazonian forests. **Biological Reviews**. 2014. <https://doi.org/10.1111/brv.12088>.

ASNER, G. P.; BROADBENT. E. N.; OLIVEIRA, P. J. C.; KELLER, M.; KNAPP, D. E.; SILVA, J. N. M. Condition and fate of logged forests in the Brazilian Amazon. **PNAS**, v. 103, 12947-12950 p. 2006.

BALCH, J. K. *et al.* Size, species, and fire behavior predict tree and liana mortality from experimental burns in the Brazilian Amazon. **Forest Ecology and Management**, v. 261, n.1, p. 68-77, 2011.

BARALOTO, C. *et al.* Using functional traits and phylogenetic trees to examine the assembly of tropical tree communities. **Journal of Ecology**, v.100, n.3, p. 690-701, 2012.

BARLOW, J. *et al.* The future of hyperdiverse tropical ecosystems. **Nature**, v. 559, p. 517–526, 2018.

BARLOW, J.; PERES C. A. Ecological responses to el Niño-induced surface fires in central Brazilian Amazonia: management implications for flammable tropical forests. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences**, v.359, n.1443, p. 367-380, 2004.

BARLOW, J.; LAGAN, B. O.; PERES, C. A. Morphological correlates of fire-induced tree mortality in a central Amazonian forest. **Journal of tropical ecology**, v.19, n.3, p. 291-299, 2003.

BARLOW, J. *et al.* The critical importance of considering fire in REDD+ programs. **Biological Conservation**, v. 154, p. 1–8, 2012.

BARLOW, J.; PERES, C. A.; LAGAN, B. O.; HAUGAASEN, T. Large tree mortality and the decline of forest biomass following Amazonian wildfires. **Ecology Letters**, v.6, p. 6–8, 2002.

BARLOW, J. *et al.* The future of hyperdiverse tropical ecosystems. **Nature**, v. 559, p. 517–526, 2018.

BATES, M. M. D.; BOLKER, B.; WALKER, S. Fitting linear mixed-effects models using lme4. **Journal of Statistical Software**, v.67, n.1, p. 1-48, 2014.

BATTERMAN, S. A. Fixing tropical forests. **Nature Ecology & Evolution**, v. 2, n.7, p. 1059-1060, 2018.

BEHIE, S. W.; BIDOCHKA, M. J. Nutrient transfer in plant–fungal symbioses. **Trends in Plant Science**, v.19, n.11, p.734-740, 2014.

BERENQUER, E. *et al.* Tracking the impacts of El Niño drought and fire in human-modified Amazonian forests. **PNAS**, v. 118, n. 30, 2021. <https://doi.org/10.1073/pnas.2019377118>.

BLOMBERG, S. P. *et al.* Testing for phylogenetic signal in comparative data: behavioral traits are more labile. **Evolution**, v. 57, p. 717–745, 2003.

BONAN, G. B. Forests and climate change: forcings, feedbacks, and the climate benefits of forests. **Science**, v. 320, p. 1444–1449, 2008.

BRANDO, P. M. *et al.* Abrupt increases in Amazonian tree mortality due to drought–fire interactions. **PNAS**, v. 111, n. 17, p. 6347-6352, 2014.

BRANDO, P. M. *et al.* Fire-induced tree mortality in a neotropical forest: the role of bark characteristics, tree size, wood density, and fire behavior. **Global Change Biology**, v. 18, p. 630 - 641, 2011.

BRADSHAW, C. J. A.; SODHI, N. S.; BROOK, B. W. Tropical turmoil: a biodiversity tragedy in progress. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 7, p. 79 – 87, 2008.

BURNHAM, K.; ANDERSON, D. **Model Selection and Multimodel Inference: a practical information-theoretic approach**. New York, NY: Springer, 2002.

CARVALHO JUNIOR, E. A. R.; MENDONÇA, E. N.; MARTINS, A.; HAUGAASEN, T. Effects of illegal logging on Amazonian medium and large-sized terrestrial vertebrates. **Forest Ecology and Management**, v. 466, e 118105. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118105>.

CELLINI, J. M. *et al.* Equations of bark thickness and volume profiles at different heights with easy-measurement variables. **Forest Systems**, v. 21. n.1, p. 23-30, 2012.

CHAGAS JUNIOR, J. M.; CARVALHO, D. A.; MANSANARES, M. E. A família bignoniaceae juss. (ipês) no município de Lavras, Minas Gerais, **Cerne**, v. 16, p. 517-529, 2010.

CHAMBERS, J. Q. *et al.* Lack of intermediate-scale disturbance data prevents robust extrapolation of plot-level tree mortality rates for old-growth tropical forests. **Ecology Letters**. v. 12, p. 22-25, 2009.

CHAPIN, F. S. *et al.* Consequences of changing biodiversity. **Nature**, v. 405, n. 6783, p. 234-242, 2000.

CHAVE, J. *et al.* Towards a worldwide wood economics spectrum. **Ecology Letters**, v. 12, p. 351– 366, 2009.

CHAVE, J. *et al.* Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. **Global Change Biology**, v. 20, p. 3177–3190, 2014.

CIANCIARUSO, M. V.; SILVA, I. A.; BATALHA, M. A. Phylogenetic and functional diversities: new approaches to community Ecology. **Biota Neotropica**, v. 9, p. 93-103, 2009.

CORDERO, L.; KANNINEN, M. Heartwood, sapwood and bark content, and wood dry density of young and mature teak (*Tectona grandis*) trees grown in Costa Rica. **Silva Fennica**, v. 37, n. 1, p. 45-54, 2003.

COSTA, J. P. *et al.* Traços funcionais de espécies arbóreas de cerrado sensu stricto e sua importância para a manutenção de comunidades nativas. **Ciência Florestal**, v. 32, p. 1807–1829, 2022.

DEXTER, K.; CHAVE, J. Evolutionary patterns of range size, abundance and species richness in Amazonian angiosperm trees. **PeerJ**, v. 4, e 2402. 2016. <https://doi.org/10.7717/peerj.2402>.

DUJESIEFKEN, D.; LIESE, W. Wound reactions of trees. In forest trees and palms: diseases and control. New Delhi, Oxford: IBH Publishing, 1996.

ELLWANGER, J. H. *et al.* Beyond diversity loss and climate change: Impacts of Amazon deforestation on infectious diseases and public health. **Biological Sciences**. 2020. <https://doi.org/10.1590/0001-3765202020191375>.

EMBRAPA AMAZONIA ORIENTAL. **Espécies arbóreas da Amazônia: Jacaranda copaia (Aubl.) D.Don**. 2021. Disponível em: [http://www.Jacaranda.copaia \(Aubl.\) D.Don - Portal Embrapa. Acesso em: https://www.embrapa.br/agencia-de-informacao-tecnologica/tematicas/especies-arbores-da-amazonia/jacaranda-copaia-aubl.-d.don](http://www.Jacaranda.copaia(Aubl.)D.Don-PortalEmbrapa.Acessoem:https://www.embrapa.br/agencia-de-informacao-tecnologica/tematicas/especies-arbores-da-amazonia/jacaranda-copaia-aubl.-d.don). 2023.

FEARNSIDE, P. M. Biodiversity as an environmental service in Brazil's Amazonian forests: Risks, value and conservation. **Environmental Conservation**, v. 26, n. 4, p. 305-321, 2002.

FEDELE, G. *et al.* Nature-dependent people: Mapping human direct use of nature for basic needs across the tropics. **Global Environmental Change**, v. 71, e102368, 2021.

FOELKEL, C. **Eucalyptus tree bark**: morphological, physiological, forestry, ecological and industrial aspects, changes in cellulose and paper production. 2005. Disponível em: Online book. Casca 05 (eucalyptus.com.br).

FREITAS, A. G.; WICHERT, M. C. P. Comparação entre instrumentos tradicionais de medição de diâmetro e altura com o criterion 400. **Circular Técnica**, Instituto de pesquisas e estudos florestais-IPEF, n. 188, dez 1998.

GARDNER, T. A. *et al.* Prospects for tropical forest biodiversity in a human-modified world. **Ecology Letters**, v. 12, p. 561-582, 2009.

GARDNER, T. A. *et al.* A social and ecological assessment of tropical land uses at multiple scales: The Sustainable Amazon Network. **Philosophical Transactions of the Royal Society B**. 368. 2013. <https://doi.org/10.1098/rstb.2012.0166>.

GATTI, L. V. *et al.* Amazonia as a carbon source linked to deforestation and climate change. **Nature**, v. 595, p. 388-393, 2021.

GEIST, H. J.; LAMBIN, E. F. Proximate Causes and Underlying Driving Forces of Tropical Deforestation: Tropical forests are disappearing as the result of many pressures, both local and regional, acting in various combinations in different geographical locations. **Bio Science**, v. 52, p. 143-150, 2002.

GIGNOUX, J.; CLOBERT, J.; MENAUT, J. Alternative fire resistance strategies in savanna trees. **Oecologia**, v. 110, p. 576-583, 1997.

GOMES, J. I. *et al.* **Conhecendo Espécies de Plantas da Amazônia: Ing - Vermelha (*Inga alba* (Sw.) Willd. – Leguminosae Mimosoideae.** Belém, PA: Embrapa Amazônia Oriental, 2014. Comunicado Técnico, 242. Disponível em: Conhecendo espécies de plantas da Amazônia: ingá-vermelha [*Inga alba* (Sw.) Willd. - Leguminosae - Mimosoideae]. - Portal Embrapa. Disponível em: <https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/983139/conhecendo-especies-de-plantas-da-amazonia-inga-vermelha-inga-alba-sw-willd---leguminosae---mimosoideae>. Acesso em: 20 setembro 2023.

GOOD, A. Toward nitrogen-fixing plants. **Science** 359, p. 869-870, 2018.

GUARIGUATA, M. R.; GILBERT, G. S. Interspecific variation in rates of trunk wound closure in a Panamanian lowland forest. **Biotropica**, v. 28, p. 23-30, 1996.

GURGEL, S. C. *et al.* *Jacaranda copaia* (Aubl.) D. Don. subsp. *spectabilis* (Mart. ex A. DC) Gentry (*Bignoniaceae*): aspectos morfológicos do fruto, semente, germinação e plântula. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Naturais**, v.1, n.2, p. 113-120, 2007.

GUTSELL, S.; JOHNSON, E. How fire scars are formed: Coupling a disturbance process to its ecological effect. **Canadian Journal of Forest Research**, v. 26, p. 166–174, 1996.

HARMON, M. E. Survival of trees after low-intensity surface fires in Great Smoky Mountains National Park. **Ecology**, v. 65, p. 796–802, 1984.

HARRISON, X. A. *et al.* A brief introduction to mixed effects modelling and multi-model inference in ecology. *PeerJ*, v. 6, e4794. 2018. <https://doi.org/10.7717/peerj.4794>.

HOFFMANN, W. A. *et al.* Ecological thresholds at the savanna-forest boundary: how plant traits, resources and fire govern the distribution of tropical biomes. **Ecology Letters**, v. 15, p. 759-768, 2012.

HOFFMANN, W. *et al.* Tree topkill, not mortality, governs the dynamics of savanna-forest boundaries under frequent fire in central Brazil. **Ecology**, v. 90, p. 1326-1337, 2009.

HOLDSWORTH, A. R.; UHL, C. Fire in Amazonian selectively logged rain forest and the potential for fire reduction. **Ecological Applications**, 1997. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(1997\)007\[0713:FIASLR\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(1997)007[0713:FIASLR]2.0.CO;2).

HUBBELL, S. P. *et al.* How many tree species are there in the Amazon and how many of them will go extinct? **PNAS**, v. 105, p. 11498-11504, 2008.

HUGHES, R. F.; DENSLOW, J. S. Invasion by a N₂-fixing tree alters function and structure in wet lowland forests of Hawaii. **Ecological Applications**, v. 15, p. 1615-1628, 2005.

HUTCHINSON, J. **Evolution and phylogeny of flowering plants: dicotyledons; fact and teory**. Londres: Academic Press, 1969.

INSTITUTO DO HOMEM E DO MEIO AMBIENTE DA AMAZÔNIA - IMAZON. Raio x da ocupação da Amazônia. **A Amazônia em Números**. 2013. Disponível em: <https://imazon.org.br/imprensa/a-amazonia-em-numeros/>. Acesso em: 16 dezembro 2023.

JAQUETTI, R. K. **Ecophysiology of Fabaceae tree species during forest restoration in the balbina hydroeletic dam in Amazonas state**. Orientador Dr. José Francisco de Carvalho Gonçalves. 2018. 106f. Tese (Doutorado) - Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – INPA, Manaus, Amazonas, 2018.

KAREIVA, P.; WATTS, S.; MCDONALD, R.; BOUCHER, T. Domesticated Nature: Shaping Landscapes and Ecosystems for Human Welfare. **Science**, v. 316, p. 1866–1869, 2007.

KRAFT, N. J. B.; ACKERLY, D. D. The assembly of plant communities. **The Plant Sciences: Ecology and the Environment**, v. 8, p. 67-88, 2014.

KRAJNC, L.; GRICAR, J. Effect of crown social class on bark thickness and sapwood moisture content in Norway spruce. **Forests**, v. 11. 2020. <https://doi.org/10.3390/f11121316>.

LAKE, P. S. Resistance, Resilience and Restoration. **Ecological Management & Restoration**, v. 14, p. 20-24, 2012.

LAPOLA, D. M. *et al.* The drivers and impacts of Amazon forest degradation. **Science**, v. 379, eabp8622. 2023. <https://doi.org/10.1126/science.abp8622>.

LATRUBESSE E. M. *et al.* Damming the rivers of the Amazon basin. **Nature**, v. 546, p. 363-369, 2017.

LAURANCE, W. F. *et al.* An Amazonian rainforest and its fragments as a laboratory of global change. **Biological Reviews**, v. 93, p. 223-247, 2017.

LAVOREL, S.; GARNIER, E. Predicting changes in community composition and ecosystem functioning from plant traits: revisiting the Holy Grail. **Functional Ecology**, v. 16, p. 545–556, 2002.

LEITE, M. J. H. **Características funcionais de árvores em floresta tropical úmida urbana**. Campina Grande: Amplla, 2021. 23p. [livro eletrônico].

LEWIS, S. L. *et al.* The 2010 Amazon drought. **Science**, v.331, n.6017, p. 554-554, 2011.

LIESENFELD, M. V. A.; VIEIRA, G.; MIRANDA, I. P. A. Ecologia do fogo e o impacto na vegetação da Amazônia. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 36, n.88, p. 505-517, 2016. <https://doi.org/10.4336/2016.pfb.36.88.1222>.

LI, R.; WEISKITTEL, A. R. Estimating and predicting bark thickness for seven conifer species in the Acadian Region of North America using a mixed-effects modeling approach: comparison of model forms and subsampling strategies. **European Journal of Forest Research**, v. 130, n. 2, p. 219-233, 2011.

LIMA, L. R.; PIRANI, J. R. Burseraceae. Flora Fanerogâmica do Estado de São Paulo, **Instituto de Botânica**, São Paulo, v. 4, p. 163-168, 2005.

LIMA, T. M. R. *et al.* **Espécies de valor madeireiro de bignoniaceae juss. na xiloteca da Embrapa Amazônia Oriental, Belém-Pará-Brasil**. 2018.

LONGO, M. *et al.* Impacts of degradation on water, energy, and carbon cycling of the Amazon tropical forests. **Journal of Geophysical Research: Biogeosciences**, v. 125, n.8, e2020JG005677 2020.

LOREAU, M. *et al.* Biodiversity and Ecosystem Functioning: Current Knowledge and Future Challenges. **Science**, v. 294, p. 804-808, 2001.

LOSOS, J. B. Phylogenetic niche conservatism, phylogenetic signal and the relationship between phylogenetic relatedness and ecological similarity among species. **Ecology Letters**, 2008. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01229.x>.

LUCAMBIO, F. **Seleção de modelos critério de informação de Akaike**. [Curitiba]: Departamento de Estatística. Universidade Federal do Paraná. Departamento de Estatística, 2020. (Palestra).

MALHI, Y. *et al.* Tropical forests in the anthropocene. **Annual Review of Environment and Resources**, v. 39, p. 125-159, 2014.

MALHI, Y. *et al.* Climate change, deforestation and the fate of the Amazon. **Science**, v. 319, p. 169–172, 2008.

MATRICARDI, E. A. T. *et al.* Long-term forest degradation surpasses deforestation in the Brazilian Amazon. **Science**, v. 369, p. 1378-1382, 2020.

MARTINEZ-VILALTA, J. *et al.* Interspecific variation in functional traits, not climatic differences among species ranges, determines demographic rates across 44 temperate and Mediterranean tree species. **Journal of Ecology**, v. 98, p. 1462–1475, 2010.

MÉNDEZ-ALONZO, R. *et al.* Coordinated evolution of leaf and stem economics in tropical dry forest trees. **Ecology**, v. 93, p. 2397–2406, 2012.

MESQUITA, R. C. G. *et al.* Amazon Rain Forest Succession: Stochasticity or Land-Use Legacy? **BioScience**, v. 65, p. 849–861, 2015.

METZGER, J. P. *et al.* Why Brazil needs its Legal Reserves. **Perspect Ecology and Conservation**, v. 17, p. 91-103, 2019.

MICHALETZ, S. T.; JOHNSON, E. A.; TYREE, M. T. Moving beyond the cambium necrosis hypothesis of post-fire tree mortality: cavitation and deformation of xylem in forest fires. **New Phytologist**, v. 194, p. 254–263, 2012.

MIDGLEY, J. J.; LAWES, M. J. Relative bark thickness: towards standardised measurement and analysis. **Plant Ecology**, v.217, p.677-681, 2016.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. **Ecosystems and human wellbeing: synthesis**. Washington – DC, United States of América, Island Press, 2005.

MORAES, M. R. *et al.* Biodiversity and ecological functioning in the Amazon. 2021. Disponível em: <https://www.theamazonwewant.org/wp-content/uploads/2021/07/SPA-Chapter-3-PC-biological-diversity-and-ecological-network-in-the-amazon>.

MORRIS, T. L. *et al.* Ecophysiological traits associated with the competitive ability of invasive Australian acacias. 2011. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2011.00802.x>.

MOTTA, E. A. P. **Atividade Anti-candida de *Vismia guianensis* (Albl.) Choisy in vitro, in vivo e in silico**. Tese de de doutorado - Programa de Pós-graduação em Ciências da Saúde, Universidade Federal do Maranhão. 2020.

MULLER, S.; SCEALY, J. L.; WELSH, A. H. Model selection in linear mixed models. **Statist. Sci.** v. 28, n. 2, p. 135-167, 2013. <https://doi.org/10.1214/12-STS410>.

NEPSTAD, D. *et al.* Slowing Amazon deforestation through public policy and interventions in beef and soy supply chains. **Science**, v. 344, p. 1118 - 1123, 2014.

NEPSTAD, D. C. *et al.* Mortality of large trees and lianas following experimental drought in an Amazon forest. **Ecology**, v. 88, p. 2259–2269, 2007.

NEPSTAD, D. C. *et al.* The effects of partial throughfall exclusion on canopy processes, aboveground production, and biogeochemistry of an Amazon forest. **Journal of geophysical research Atmospheres**, v. 107. 2002.

OLIVEIRA, A. N. *et al.* Composition and floristic-structural diversity of a hectare of terra firme dense forest in Central Amazonia, Amazonas, Brazil. **Acta Amazonica**, v. 38, p. 627-642, 2008.

OMETTO, J. P.; AGUIAR, A. P. D.; MARTINELLI, L. A. Amazon deforestation in Brazil: effects, drivers and challenges. **Carbon Management**, v. 2, p. 575-585, 2014.

PARIONA, W.; FREDERICKSEN, T. S.; LICONA, J. C. Tree girdling treatments for timber stand improvement in Bolivian tropical forests. **Journal of Tropical Forest Science**, v. 15, p. 583-592, 2003.

PARROTTA, J. A.; Francis, J. K.; Almeida, R. R. **Trees of the Tapajós**: a photographic field guide. General Technical Report IITF-1. Forest service US Department of Agriculture. 1995.

PAUSAS, J. G. Bark thickness and fire regime: another twist. **New Phytologist**, v. 213, p. 13–15, 2017.

PAUXIS, M. M. N. **Morfoanatomia de três espécies ocorrentes na Amazônia**. 2012. 94 f. Tese (Doutorado em Ciências Agrárias) - Universidade Federal Rural da Amazônia, Belém, 2012. Disponível em: <http://repositorio.ufra.edu.br/jspui/handle/123456789/1427>. Acesso em: 17 março 2023.

PERES, C. A. *et al.* Biodiversity conservation in human-modified Amazonian forest landscapes. **Biological Conservation**, v. 143, p. 2314-2327, 2010.

PEREIRA, M.; GOTSCH, S. G.; FRANCO, A. C. Tree topkill, not mortality, governs the dynamics of savanna–forest boundaries under frequent fire in central Brazil. **Ecology**, v. 90, p. 1326-1337, 2009.

PÉREZ-HARGUINDEGUY, N. *et al.* New handbook for standardized measurement of plant functional traits worldwide. **Australian Journal of Botany**, v. 61, p. 167–234, 2013.

PINARD, M. A.; HUFFMAN, J. Fire resistance and bark properties of trees in a seasonally dry forest in eastern Bolivia. **Journal of tropical ecology**, ed. 13, p. 727–740, 1997.

PITTERMANN, J. The evolution of water transport in plants: an integrated approach. **Geobiology**, v.8,n.2, p. 112-139, 2010. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4669.2010.00232.x>.

PINARD, M. A.; HUFFMAN, J. Fire resistance and bark properties of trees in a seasonally dry forest in eastern Bolivia. **Journal of tropical ecology**, v. 13, p. 727-740. 1997. <https://doi.org/10.1017/S0266467400010890>.

PORTELA, R. C. Q.; SANTOS, F. A. M. Characterization of the ontogenetic stages of three palm tree species: a standardization proposal for population dynamics studies. **Brazilian Journal of Botany**, v. 34, p. 523-535, 2011.

POORTER, L. *et al.* Are functional traits good predictors of demographic rates? Evidence from five Neotropical forests. **Ecology**, v. 89, p. 1908-1920, 2008.

PURITCH, G. S.; MILLICK, D. B. Effect of water stress on the rete of non-suberized impervious tissue (NIT) formation following wounding in *Abies grandis*. **Journal of Experimental Botany**, v. 26, p. 903–910, 1975.

RAMANKUTTY, N. *et al.* Challenges to estimating carbon emissions from tropical deforestation. **Global Change Biology**, v.13, p. 51-66, 2007.

RANASINGHE, R. *et al.* Climate Change Information for Regional Impact and for Risk Assessment *in* Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. p. 1767-1926, 2021. <https://doi.org/10.1017/9781009157896.014>.

RAPPAPORT, D. I. *et al.* Quantifying long-term changes in carbon stocks and forest structure from Amazon forest degradation. **Environmental Research Letters**, v. 13, 2018.

RAY, D.; NEPSTAD, D.; MOUTINHOS, P. Micrometeorological and canopy controls on susceptibility to fire in an Amazonian forest landscape. **Ecological Applications**, v. 15, p. 1664–1678, 2005.

REICH, P. B. The world-wide ‘fast–slow’ plant economics spectrum: a traits manifesto. **Journal of Ecology**, v. 102, p. 275–301, 2014.

RIBEIRO NETO, G. G. *et al.* Attributing the 2015/2016 Amazon basin drought to anthropogenic influence. **Climate Resilience and Sustainability**, v. 1. n. 1, e25, 2022.

RIBEIRO, E. M. S. *et al.* **Phylogenetic impoverishment of plant communities following chronic human disturbances in the Brazilian Caatinga**. **Ecology**, 2016. <https://doi.org/10.1890/15-1122.1>.

RICHARDSON, S. J. *et al.* Functional and environmental determinants of bark thickness in fire-free temperate rain forest communities. **American Journal of Botany**, v.102, n.10, p. 1590–1598, 2015. <https://doi.org/10.3732/ajb.1500157>.

RODRIGUES, T. B. **Fluorescência da clorofila e emissões de isopreno em função do aumento da temperatura em indivíduos de *Vismia guianensis* na Amazônia Central**. Orientador: Kolby Jeremiah Jardine. 2019. 49f. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Ciências de Florestas Tropicais do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, 2019.

ROMERO, C.; BOLKER, B. M. Effects of stem anatomical and structural traits on responses to stem damage: an experimental study in the Bolivian Amazon. **Canadian Journal of Forest Research**, v. 38, n. 3, p. 611–618, 2008. Disponível em: <https://repositorio.inpa.gov.br/handle/1/515>. Acesso em: 13 março 2023.

ROSELL, J. A. Bark thickness across the angiosperms: more than just fire. **New Phytologist**, v. 211, p. 90–102, 2016.

RUTISHAUSER, E. *et al.* Rapid tree carbon stock recovery in managed Amazonian forests. **Current Biology**, v. 25, p. 787–788. 2015.

SANTOS, B. A. *et al.* Phylogenetic impoverishment of Amazonian tree communities in an experimentally fragmented forest landscape. **PLoS One**, v. 9, n.11,; e113109, 2014. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0113109>.

SCHOONENBERG, T.; PINARD, M.; WOODWARD, S. Responses to mechanical wounding and fire in tree species characteristic of seasonally dry tropical forest of Bolivia. **Canadian Journal of Forest Research**, v. 33, n.2, p. 330–338, 2003. <https://doi.org/10.1139/x02-172>.

SCIETNCE PANEL FOR THE AMAZON - SPA. Amazon Assessment Report. **Biological diversity and ecological networks in the Amazon**, p. 3 - 50. 2021.

SILVA JUNIOR, C. H. L. *et al.* Amazonian forest degradation must be incorporated into the COP26 agenda. **Nature Geoscience**, v. 14, p. 634–635, 2021.

SILVA JUNIOR, C. H. L. *et al.* Persistent collapse of biomass in Amazonian forest edges following deforestation leads to unaccounted carbon losses. **Science Advances**, v. 6. 2020.

SILVEIRA, M. V. F. *et al.* Amazon fires in the 21st century: The year of 2020 in evidence. **Global Ecology and Biogeography**, v. 31, p. 1895 - 2157, 2022.

SONG, X. P. *et al.* Global land change from 1982 to 2016. **Nature**, v. 560, p. 639–643, 2018.

SOUZA, L. A. G. Biodiversity of fabaceae in the Brazilian Amazon and Its timber potential for the future. *In*: CARMONA, Eusebio Cano; MUSARELLA, Carmelo Maria; ORTIZ, Ana Cano (ed.). **Tropical forests-ecology, diversity and conservation status**. [S.l.]: IntechOpen. p. 81 - 100 2023. <https://doi.org/10.5772/intechopen.110374>.

SOUZA, F. C. *et al.* Evolutionary heritage influences Amazon tree ecology. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 283, n. 1844, e 20161587. 2016. <https://doi.org/10.1098/rspb.2016.1587>.

SOUZA, C. R. *et al.* Dinâmica florestal e estoque de carbono em floresta primária na região de Manaus/AM. **Acta Amazonia**, v. 42, p. 501-506, 2012.

STANGLE, S. M. *et al.* Measurement and prediction of bark thickness in *Picea abies*: assessment of accuracy, precision, and sample size requirements. **Canadian Journal of Forest Research**, v. 46, n. 1, p. 39-47, 2015.

STAVER, A. C. *et al.* Thinner bark increases sensitivity of wetter Amazonian tropical forests to fire. **Ecology Letters**, v. 23, p. 99-106, 2019.

STEEGE. H. T. *et al.* Hyperdominance in the Amazonian Tree Flora. **Science**, v. 342. 2013.

TRINDADE, A. R. *et al.* **Monitoramento de Queimadas e Incêndios Florestais na Região Metropolitana de Belém**. 2018. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/327987669_MONITORAMENTO_DE_QUEIMADAS_E_INCENDIOS_FLORESTAIS_NA_REGIAO_METROPOLITANA_DE_BELEM. Acesso em: 11 junho 2023.

TROLLOPE, W., S., W.; TANTON, N., M. Effect of fire intensity on the grass and bush components of the Eastern Cape thornveld. **African Journal of Range and Forage Science**, v. 3, n. 2, p. 37 - 42, 1986.

UHL, C.; KAUFFMAN, J. B. Deforestation, Fire Susceptibility, and Potential Tree Responses to Fire in the Eastern Amazon. **Ecology**, v. 71, p. 437-449, 1990.

URIARTE, M. *et al.* Trait similarity, shared ancestry and the structure of neighborhood interactions in a subtropical wet forest: implications for community assembly. **Ecology Letters**, v.13, p. 1503–1514, 2010. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01541.x>.

VAGHANI, S. N. Fruits of tropical climates: fruits of the Sapotaceae. *In*: CABALLERO, B.; TRUGO, L.; FINGLAS, P. (ed.). **Encyclopedia of food sciences and nutrition**, ed. 2. [S.l.]: Elsevier Science, p. 1-10. 2003.

VAN MANTGEM, P.; SCHWARTZ, M. Bark heat resistance of small trees in Californian mixed conifer forests: testing some model assumptions. **Forest Ecology and Management**, v. 178, n. 3, p. 341 - 352, 2003. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(02\)00554-6](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00554-6).

VAN NIEUWSTADT, M. G. L.; SHEIL, D. Drought, fire and tree survival in a Bornean rain forest, east Kalimantan, Indonesia. **Journal of Ecology**, v. 93, n.1, p. 191-201, 2005.

VENDRUSCOLO, D. G. S. *et al.* Modeling the thickness and percentage of bark on trees of *Tectona grandis* L.f. **Scientia Forestalis**, n. 121, p. 139-149, 2019.

VIOLLE, C. *et al.* Let the concept of trait be functional! **Oikos**, v. 116, p. 882–892, 2007.

WARREN, D. M.; PINKSTON, J. Indigenous African resource management of a tropical rainforest ecosystem: a case study of the Yoruba of Ara, Nigeria. *In*: BERKES, F.; FOLKE, C. **Linking social and ecological systems**: management practices and social mechanisms for building resilience. Cambridge: Cambridge Univ. Press, 1998. p.158–189.

WESTOBY, M. A leaf-height-seed (LHS) plant ecology strategy scheme. **Plant Soil**, v. 199, p. 213–227, 1998.

WICKHAM, H. Ggplot2: elegant graphics for data analysis. *In*: WICKHAM, Hadley; WICKHAM, Hadley. **Data analysis**. ed. 2. [S.l.]: Springer International Publishing, 2016.

WITHEY, K. *et al.* Quantifying immediate carbon emissions from El Niño-mediated wildfires in humid tropical forests. **Philosophical Transactions of the Royal Society B**, v. 373, n. 1760, e20170312. 2018.

YANG, J. *et al.* Functional and phylogenetic assembly in a Chinese tropical tree community across size classes, spatial scales and habitats. **Functional Ecology**, v. 28, p. 520-529, 2014.

YOU, L. *et al.* Precise measurement of stem diameter by simulating the path of diameter tape from terrestrial laser scanning data. **Remote Sensing**, v.8, 2016. <https://doi.org/10.3390/rs8090717>.

APÊNDICE A

Tabela 1 - Total de indivíduos do banco de dados amostrados por famílias botânicas e valores de média, máximo e desvio padrão das variáveis DAP e espessura da casca.

Famílias Botânicas	Indivíduos amostrados	Média do DAP (cm)	Máximo DAP (cm)	Desvio padrão do DAP	Média da espessura da casca (mm)	Máximo da média da espessura da casca (mm)	Desvio padrão da espessura da casca
<i>Fabaceae</i>	418	19,57	95,7	12,58	5,08	25	3,01
<i>Lecythidaceae</i>	177	19,56	84,8	11,98	4,78	20,95	2,80
<i>Annonaceae</i>	168	16,52	40,9	7,07	6,64	14,85	2,52
<i>Sapotaceae</i>	143	19,51	84,4	13,18	4,65	25,35	3,49
<i>Moraceae</i>	129	17,36	73,5	8,56	5,72	16,9	3,10
<i>Urticaceae</i>	128	20,94	41,6	8,07	5,6	23,1	2,98
<i>Hypericaceae</i>	115	13,28	34,4	3,93	48,72	5045	469,99
<i>Bignoniaceae</i>	104	20,72	54,6	9,75	7,83	17,85	3,85
<i>Burseraceae</i>	90	21,16	103,5	15,1	5,56	29,65	3,46
<i>Lauraceae</i>	85	21,9	62,4	11,48	6,18	18,4	3,25
<i>Malvaceae</i>	84	15,46	59,8	7,29	5,69	14,6	2,02
<i>Violaceae</i>	66	16,97	36,8	6,28	2,21	4,2	0,69
<i>Euphorbiaceae</i>	63	15,88	44,1	6,03	4,32	16,3	2,27
<i>Boraginaceae</i>	60	17,99	36,2	6,93	7,47	13,35	2,45
<i>Melastomataceae</i>	54	15,37	38,4	5,41	5,74	13,4	2,69
<i>Anacardiaceae</i>	51	22,4	79,5	12,44	10,01	27,3	7,9
<i>Myristicaceae</i>	47	269,61	11865	1728,15	5,15	14,5	2,52
<i>Chrysobalanaceae</i>	45	28,17	68,3	16,7	6,12	16,05	3,18
<i>Meliaceae</i>	42	24,78	71,5	15,8	5,67	16,25	2,54
<i>Apocynaceae</i>	37	28,01	81,8	20,61	5,74	14,1	2,3
<i>Myrtaceae</i>	35	14,39	32,4	5,06	4,18	10,1	2,24
<i>Salicaceae</i>	30	16,48	51,5	8,64	4,76	16,25	3,31
<i>Nyctaginaceae</i>	25	16,8	34,3	6,33	2,28	5,4	1,01

<i>Achariaceae</i>	24	12,52	17	2,16	2	3,75	0,59
<i>Araliaceae</i>	23	26,99	58,9	13,56	9,76	21,7	4,89
<i>Rubiaceae</i>	23	19,06	82,3	16,59	3,73	8,45	2,16
Famílias Botânicas	Indivíduos amostrados	Média do DAP (cm)	Máximo DAP (cm)	Desvio padrão do DAP	Média da espessura da casca (mm)	Máximo da média da espessura da casca (mm)	Desvio padrão da espessura da casca
<i>Olacaceae</i>	21	36,2	104,2	24,62	3,4	8,1	1,33
<i>Malpighiaceae</i>	17	19,37	33,4	5,97	6,4	10,85	2,16
<i>Phyllanthaceae</i>	16	17,07	27,5	5,62	4,2	6,75	1,15
<i>Sapindaceae</i>	15	14,9	26,8	4,49	4,2	9,65	2,14
<i>Elaeocarpaceae</i>	13	19,78	52,2	10,66	3,03	5,65	1,12
<i>Bixaceae</i>	11	16,32	32,1	6,36	8,1	17,25	3,46
<i>Goupiaceae</i>	11	32,48	84,3	28,32	6,12	11,2	3,21
<i>Simaroubaceae</i>	11	15,3	37,5	7,53	5,47	12,75	2,9
<i>Siparunaceae</i>	9	12,63	14,9	1,31	3,55	4,75	0,77
<i>Ebenaceae</i>	6	23,7	72	23,89	5,93	17,15	5,73
<i>Lacistemataceae</i>	5	11,38	13	0,98	3,41	7,35	2,31
<i>Rosaceae</i>	5	19,78	34,3	8,32	7,76	15,6	5,06
<i>Celastraceae</i>	4	24,12	32,7	8,75	7,25	12,25	4,17
<i>Combretaceae</i>	4	43,67	96,5	37,15	4,33	7,15	2,38
<i>Caryocaraceae</i>	3	28,2	42,6	14,76	18,01	24,00	8,76
<i>Quiinaceae</i>	3	12,1	12,5	0,36	3,85	4,25	0,36
<i>Humiriaceae</i>	2	46,6	57,8	15,83	12	15,65	5,16
<i>Rhamnaceae</i>	2	16,9	23,6	9,47	4,27	6,25	2,79
<i>Ulmaceae</i>	2	16,05	20,6	6,43	4,57	4,85	0,38
<i>Cardiopteridaceae</i>	1	11,4	11,4		2,7	2,7	
<i>Caricaceae</i>	1	22,1	22,1		1,1	1,1	
<i>Clusiaceae</i>	1	18,5	18,5		8,8	8,8	
<i>Connaraceae</i>	1	11,4	11,4		3,5	3,5	
<i>Dichapetalaceae</i>	1	15,9	15,9		5,05	5,05	
<i>Linaceae</i>	1	12,2	12,2		1,8	1,8	

<i>Opiliaceae</i>	1	31,9	31,9		14,55	14,55	
<i>Peraceae</i>	1	11,4	11,4		3,35	3,35	

APÊNDICE B

Figura 1. Avaliação avançada do ajuste dos resíduos dos dados ao modelo.

