

UNIVERSIDADE DE RIBEIRÃO PRETO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOTECNOLOGIA
DOUTORADO EM BIOTECNOLOGIA

GUSTAVO HENRIQUE TEIXEIRA PINTO

Diversidade e Estrutura da Vegetação no Sul da Amazônia: Análise
Fitossociológica e Florística da Fazenda Rio Negro

RIBEIRÃO PRETO - SP
2025

UNIVERSIDADE DE RIBEIRÃO PRETO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOTECNOLOGIA
DOUTORADO EM BIOTECNOLOGIA

GUSTAVO HENRIQUE TEIXEIRA PINTO

Diversidade e Estrutura da Vegetação no Sul da Amazônia: Análise
Fitossociológica e Florística da Fazenda Rio Negro

Defesa de Doutorado Apresentado à
Universidade de Ribeirão Preto. Pós-graduação
em Biotecnologia. Área de concentração:
Biotecnologia Aplicada A Agroindústria e ao Meio
Ambiente.

Orientadora: Profa. Dra. Ana Maria Soares Pereira

RIBEIRÃO PRETO
2025

Ficha catalográfica preparada pelo Centro de Processamento
Técnico da Biblioteca Central da UNAERP

- Universidade de Ribeirão Preto -

PINTO, Gustavo Henrique Teixeira, 1987-
P659d Diversidade e estrutura da vegetação no sul da Amazônia:
análise fitossociológica e florística da Fazenda Rio Negro / Gustavo
Henrique Teixeira Pinto. -- Ribeirão Preto, 2026.
123 f. : il. color.

Orientador (a): Profa. Dra. Ana Maria Soares Pereira.

Tese (Doutorado em Biotecnologia) – Universidade de Ribeirão
Preto (UNAERP), Ribeirão Preto, 2026.

1. Ecótono Amazônia-Cerrado. 2. Diversidade florística.
3. Estrutura florestal. 4. *Protium sagotianum*. I. Título.

CDD 660.6

GUSTAVO HENRIQUE TEIXEIRA PINTO

**“DIVERSIDADE E ESTRUTURA DA VEGETAÇÃO NO SUL DA AMAZÔNIA: ANÁLISE
FITOSSOCIOLÓGICA E FLORÍSTICA DA FAZENDA RIO NEGRO”**

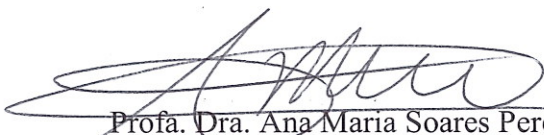
Tese de Doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biotecnologia da Universidade de Ribeirão Preto, para obtenção do título de Doutor em Biotecnologia.

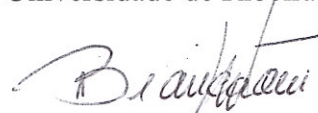
Área de Concentração: Biotecnologia Aplicada à Agroindústria e ao Meio ambiente

Data da defesa: 25 de setembro de 2025

Resultado: Aprovado

BANCA EXAMINADORA

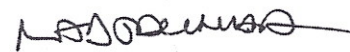

Prof. Dra. Ana Maria Soares Pereira
Presidente/Universidade de Ribeirão Preto – UNAERP


Prof. Dra. Bianca Waléria Bertoni
Universidade de Ribeirão Preto – UNAERP


Prof. Dra. Suzelei de Castro França
Universidade de Ribeirão Preto – UNAERP

gov.br Documento assinado digitalmente
RITA MARIA BORGES DE MORAES
Data: 25/02/2026 16:56:09-0300
Verifique em <https://validar.jti.gov.br>

Dra. Rita Maria de Moraes
Santa Marta Agro


Prof. Dra. Nadja Maria Lepsch da Cunha Nascimento
INPA

**RIBEIRÃO PRETO
2025**

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar, agradeço a Deus pela força, saúde e inspiração que me sustentaram ao longo desta jornada acadêmica. À minha família, pelo amor incondicional, paciência e incentivo constante. Em especial, à minha mãe Maria Cristina e ao meu pai Agenor Rodisney, que sempre acreditaram em mim e me ensinaram a perseverar diante das dificuldades.

Em especial, à minha esposa Ana Paula, minha maior incentivadora durante toda esta jornada. Sempre acreditou no meu potencial, suportou meus momentos de estresse, não permitiu que eu desanimasse diante das adversidades e, com palavras de conforto, me deu forças para seguir em frente. Além disso, presenteou-me com o maior tesouro da minha vida: nosso filho Henry, que enche meus dias de alegria e se tornou meu alívio e motivação ao retornar para casa.

À minha orientadora, Prof^{fa} Dr^a Ana Maria, pela confiança, orientação e dedicação, sempre compartilhando seu conhecimento com generosidade e contribuindo de forma fundamental para meu crescimento acadêmico e pessoal. Mais do que uma orientadora, tornou-se uma verdadeira segunda mãe nesta terra, que Deus colocou em meu caminho.

Ao Dr. Milton Cordova, da Universidade de Mato Grosso, pela valiosa ajuda na identificação das espécies, pelo auxílio no trabalho de campo e pelo constante apoio ao longo desta caminhada, sempre compartilhando seus conhecimentos com generosidade.

Ao meu amigo Antonio, carinhosamente conhecido como Mineiro, pelos conselhos construtivos e pelo incentivo constante. Sua amizade tornou minha adaptação à vida na fazenda muito mais leve, sendo meu apoio nos momentos difíceis e compartilhando generosamente seu conhecimento de vida e companheirismo nas horas mais desafiadoras.

Aos diretores da Universidade de Ribeirão Preto – UNAERP e da Fundação Fernando Eduardo Lee – FFEL, pela confiança em minha pessoa para administrar a Fazenda Rio Negro. Sinto-me honrado por poder trabalhar neste local e, ao mesmo tempo, ter a oportunidade de dar continuidade aos meus estudos. Agradeço ainda por todo o suporte estrutural e pelo financiamento deste projeto, que certamente trará importantes frutos acadêmicos e científicos.

Por fim, agradeço a todos que, de forma direta ou indireta, contribuíram para que esta jornada fosse possível.

RESUMO

A Fazenda Rio Negro, localizada no município de Feliz Natal (MT), situa-se em uma zona de ecótono entre os biomas Amazônia e Cerrado, inserida no Arco do Desmatamento. Este estudo teve como objetivo realizar o levantamento florístico e fitossociológico da vegetação da fazenda, com destaque para o gênero *Protium*, correlacionando riqueza e abundância de espécies para caracterizar sua diversidade e estrutura, fornecendo subsídios para estratégias de conservação. Para o levantamento fitossociológico, foram implantadas 12 parcelas permanentes de 1000 m² em áreas sem clareiras, totalizando 1,2 ha, onde foram inventariados todos os indivíduos arbóreos com DAP $\geq$ 10 cm. Foram calculados os índices de diversidade alfa, beta e horizontal. O levantamento florístico, por sua vez, foi realizado pelo método de caminhamento, abrangendo diferentes fitofisionomias, bem como zonas de borda e interior de mata. No levantamento fitossociológico foram registrados 614 indivíduos arbóreos pertencentes a 35 famílias, com destaque para Burseraceae, Fabaceae e Lauraceae, 72 gêneros, abrangendo 112 espécies. A análise fitossociológica demonstrou uma expressiva diversidade de espécies arbóreas, caracterizada por baixa dominância e alta equitabilidade das espécies, o que indica resiliência ecológica mesmo em áreas submetidas a manejo florestal. Os resultados das análises de Shannon total (H') foi 4,26, de Simpson total (C) foi 0,02 e de Pielou total foi 0,89. A distribuição das espécies esteve fortemente relacionada às características edáficas: solos mais férteis favoreceram menor diversidade, enquanto solos distróficos sustentaram maior riqueza de espécies. O gênero *Protium* destacou-se não apenas pela abundância, mas pela diversidade de espécies. Adicionalmente, a presença de espécies raras, endêmicas e de interesse madeireiro e farmacológico reforça o valor estratégico da área para conservação e bioprospecção. No levantamento florístico foram registradas 239 espécies, das quais 37 ocorreram também no inventário fitossociológico, totalizando 314 espécies distintas. Assim, este estudo amplia o conhecimento sobre a flora do sul da Amazônia e oferece subsídios para a conservação da biodiversidade na fazenda e a valorização da floresta em pé. Ao associar conservação e bioeconomia, a Fazenda Rio Negro se configura como um espaço estratégico para o cumprimento dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável da ONU e o enfrentamento às mudanças climáticas.

Palavras-chave: Ecótono Amazônia-Cerrado, diversidade florística, estrutura florestal, *Protium sagotianum*.

ABSTRACT

The Rio Negro Farm, located in the municipality of Feliz Natal, Mato Grosso (Brazil), lies within an ecotone between the Amazon and Cerrado biomes, inside the Arc of Deforestation. This study aimed to conduct a floristic and phytosociological survey of the farm's vegetation, with a focus on the genus *Protium*, correlating species richness and abundance to characterize diversity and structure, thereby providing a basis for conservation strategies. For the phytosociological survey, twelve permanent plots of 1,000 m² each were established in undisturbed forest areas, totaling 1.2 ha, where all trees with DBH $\geq$ 10 cm were recorded. Alpha, beta, and horizontal diversity indices were calculated. The floristic survey was conducted using the walking-transect method, covering different vegetation types as well as forest edges and interiors. The phytosociological inventory recorded 614 individual trees, distributed across 35 families, most notably Burseraceae, Fabaceae, and Lauraceae, 72 genera, and 112 species. The analysis revealed a remarkably diverse tree community, characterized by low dominance and high evenness, indicating ecological resilience even in areas subject to forest management. The overall diversity indices were: Shannon (H') = 4.26, Simpson (C) = 0.02, and Pielou's evenness = 0.89. Species distribution was strongly related to edaphic characteristics: more fertile soils favored lower diversity, whereas dystrophic soils supported higher species richness. The genus *Protium* stood out not only for its abundance but also for its species-level diversity. Additionally, the presence of rare, endemic, and commercially or pharmacologically valuable species reinforces the strategic importance of the area for both conservation and bioprospecting. The floristic survey recorded 239 species, 37 of which also appeared in the phytosociological inventory, totaling 314 distinct species. This study therefore expands knowledge of the flora of southern Amazonia and provides essential data for biodiversity conservation at Rio Negro Farm, while strengthening the value of standing forests. By integrating conservation and bioeconomy, Rio Negro Farm emerges as a strategic site for achieving the United Nations Sustainable Development Goals and addressing climate change.

Keywords: Amazon-Cerrado ecotone, floristic diversity, forest structure, phytosociology, *Protium sagotianum*

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Área da Fazenda Rio Negro situada no Município de Feliz Natal-MT.	28
Figura 2. Precipitação acumulada e temperatura média no município de Feliz Natal, segundo a plataforma agritempo https://www.agritempo.gov.br	29
Figura 3. A) Distribuição das parcelas na Fazenda Rio Negro, B) Imagem da áreas agrícolas ao redor da Fazenda Rio Negro. Imagens de satélite fornecida pela ESRI (2024), processada no QGIS 3.34 (QGIS-Quantum Geographic Information System -2024).....	30
Figura 4. Trilhas e estradas percorridas para a realização do levantamento florístico sna Fazenda Rio Negro, no município de Feliz Natal-MT.	38
Figura 5. Abundâncias de famílias e espécies de uma comunidade arbórea localizada na Fazenda Rio Negro no município de Feliz Natal-MT.....	40
Figura 6. Vinte famílias como os maiores Índice de Valor de Importância (IVI) numa comunidade arbórea na Fazenda Rio Negro, no município de Feliz Natal-MT.	44
Figura 7. Vinte espécies como os maiores Índice de Valor de Importância (IVI) uma comunidade arbórea situadas na Fazenda Rio Negro, no município de Feliz Natal-MT.....	45
Figura 8. Curva de rarefação de espécies intervalo de confiança de 95%.....	46
Figura 9. Matriz de dissimilaridade florística par a par entre as 12 unidades amostrais situadas na Fazenda Rio Negro, no município de Feliz Natal-MT.....	47
Figura 10. Dendrograma de agrupamento hierárquico das parcelas com base na dissimilaridade florística calculada pelo índice de Bray-Curtis. O método de ligação utilizado foi o UPGMA (Unweighted Pair Group Method with Arithmetic Mean).	48
Figura 11 Diagramas de Whittaker mostrando a dominância ranqueada por abundância em uma comunidade arbórea situadas na Fazenda Rio Negro, no município de Feliz Natal-MT.....	49
Figura 12 Distribuição diamétrica dos indivíduos em 12 parcelas amostradas (P1–P12) com as medidas de diâmetro à altura do peito (DAPm), situadas na Fazenda Rio Negro, no município de Feliz Natal-MT.	54

Figura 13 Correlação de Pearsom de parâmetros químicos do solo em comunidade arbórea situadas na Fazenda Rio Negro, no município de Feliz Natal-MT.	55
Figura 14 Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS), baseada na matriz de dissimilaridade florística de Bray-Curtis. A análise foi realizada em duas dimensões ($k = 2$) e apresentou um stress de 0,147.	56
Figura 15 Matriz de dissimilaridade florística par a par entre espécies do gênero <i>Protium</i> nas parcelas situadas na Fazenda Rio Negro, no município de Feliz Natal-MT.	58
Figura 16 Dendrograma de agrupamento hierárquico das parcelas com base na dissimilaridade florística de espécies do gênero <i>Protium</i> calculada pelo índice de Bray-Curtis. O método de ligação utilizado foi o UPGMA (Unweighted Pair Group Method with Arithmetic Mean).	59
Figura 17 Abundância de espécies de <i>Protium</i> e porcentagem por grupo gerado na análise da matriz de dissimilaridade florística pelo método Bray-Curtis.	59
Figura 18. Correlação de Pearson das espécies de <i>Protium</i> parâmetros químicos do solo em comunidade arbórea situadas na Fazenda Rio Negro, no município de Feliz Natal-MT.	60
Figura 19. Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS), baseada na matriz de dissimilaridade florística do gênero <i>Protium</i> de Bray-Curtis. A análise foi realizada em duas dimensões ($k = 2$) e apresentou um stress de 0,147.	61
Figura 20. Amostras de solos das parcelas de P1-P12 e amostras de fragmentos de utensílios de argilas encontrados nas terras pretas (P5 e P6) encontrados na Fazenda Rio Negro, no município de Feliz Natal-MT.	63
Figura 21 Porcentagem de espécies em cada família de plantas identificadas no levantamento florístico realizado na Fazenda Rio Negro.....	64
Figura 22. Hábito de crescimento das espécies de plantas identificadas no levantamento florístico realizado na Fazenda Rio Negro, no município de Feliz Natal-MT.....	67
Figura 23. Fitofisionomias identificadas na Fazenda Rio Negro, no município de Feliz Natal-MT.....	67
Figura 24. Porcentagem de espécies localizadas nas fitofisionomias identificadas na Fazenda Rio Negro, no município de Feliz Natal-MT.	68

Figura 25 Recursos hídricos: rio Arraias, ribeirão batelão, córregos da anta, da sucuri, do sumidouro, do maranhão, das pacas, do capitão e do cerradinho. Localizados na Fazenda Rio Negro, no município de Feliz Natal-MT. 71

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 Diversidade horizontal e índices de diversidade Alfa e Beta utilizados em levantamentos fitossociológico e florístico	23
Tabela 2. Descrição das fitofisionomias e caracterização dos ambientes das parcelas P1 a P12.....	31
Tabela 3. Matriz de distâncias em Km entre as parcelas situadas na Fazenda Rio Negro, no município de Feliz Natal-MT.....	32
Tabela 4. Parâmetros de diversidade por parcelas encontradas numa comunidade arbórea situada na Fazenda Rio Negro, no município de Feliz Natal-MT.	51
Tabela 5 Espécies de interesse madeireiro encontradas no levantamento florístico e fitossociológico da Fazenda Rio Negro, no município de Feliz Natal-MT.	72
Tabela 6 Todas as espécies e famílias identificadas nos levantamentos fitossociológico e florístico na Fazenda Rio Negro, no município de Feliz Natal-MT.	73
Tabela 7 Espécies encontradas uma única vez , considerando todas as parcelas no levantamento florístico e fitossociológico na Fazenda Rio Negro, no município de Feliz Natal-MT.....	80
Tabela 8 Espécies identificadas em levantamento florístico e fitossociológico, com potencial para aplicações em bioprospecção, bioeconomia e sustentabilidade, na Fazenda Rio Negro, no município de Feliz Natal-MT.	82

LISTA DE ABREVIATURAS

Al	Alumínio
APG IV	<i>Angiosperm Phylogeny Group IV</i> – Sistema de classificação botânica
B	Boro
C	Índice Simpson
CaCl	Cloreto de Cálcio
CTC	Capacidade de Troca de Cátions
Cu	Cobre
D	Índice de Menhinick
DAP	Diâmetro na Altura do Peito
ESRI	Environmental Systems Research Institute.
Fe	Ferro
GPS	<i>Global Positioning System</i>
H'	Índice de diversidade de Shannon-Wiener
H+Al	Hidrogênio + Alumínio
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IGA	Índice de Agregação Espacial
INPE	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
IVI	Índice de Valor de Importância
J'	Índice de equitabilidade de Pielou
K	Potássio
Mn	Manganês
MO	Matéria Orgânica
MT	Mato Grosso
N	Nitrogênio
NF	Número de Famílias
NI	Número de Indivíduos

NMDS	Escalonamento Multidimensional Não-Métrico
P	Fósforo
QGIS	<i>Quantum Geographic Information System</i>
QM	Coeficiente de Mistura de Jentsch
SB	Saturação por Bases
SB	Soma das Bases
SD	Índice de Margalef
SO ⁴⁻	Sulfato
TCA	Transição Cerrado-Amazônia
UPGMA	Unweighted Pair Group Method with Arithmetic Mean
V%	Saturação por Bases
Zn	Zinco

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	15
2	REVISÃO DE LITERATURA	16
3	HIPÓTESES	25
4	JUSTIFICATIVA	26
5	OBJETIVO.....	26
6	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	26
7	MATERIAL E MÉTODOS	27
7.1	CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	27
7.2	LEVANTAMENTO FITOSSOCIOLÓGICO.....	29
7.2.1	ANÁLISES DE DADOS.....	32
7.3	LEVANTAMENTO FLORÍSTICO	37
7.3.1	ANÁLISES DE DADOS.....	39
7.4	MAPEAMENTO E DENOMINAÇÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS....	39
8	RESULTADO E DISCUSSÃO	39
8.1	LEVANTAMENTO FITOSSOCIOLÓGICO.....	39
8.2	ANÁLISE DA DIVERSIDADE ARBÓREA DE <i>PROTIUM</i> ENCONTRADA NA FAZENDA RIO NEGRO	57
8.3	LEVANTAMENTO FLORÍSTICO	64
8.4	LEVANTAMENTO FITOSSOCIOLÓGICO E FLORÍSTICO RELACIONADOS COM ESPÉCIES DE INTERESSE MADEIREIRO.....	72
9	CONCLUSÃO.....	84
10	REFERÊNCIA	86
11	ANEXOS	111

1 INTRODUÇÃO

A Amazônia Legal ocupa aproximadamente 58,9% do território brasileiro e é composta por uma complexa diversidade florística relacionada a variações de relevo, bacias hidrográficas e tipos de solo (IBGE, 2022). Essa vegetação se divide em florestas de terra firme e florestas inundáveis, reunindo entre 13.000 a 14.000 espécies arbóreas, das quais 227 são hiperdominantes (TER STEEGE *et al.*, 2013).

Além da rica biodiversidade, a Amazônia é um importante centro de sociobiodiversidade, com 28 milhões de habitantes, incluindo 256 povos indígenas. Essa convivência milenar sustentou práticas de uso sustentável da floresta (IBGE, 2020). As sociobioeconomias, baseadas na valorização de saberes tradicionais e no uso sustentável dos recursos, reforçam a importância de proteger não apenas a fauna e flora, mas também as culturas humanas (CLEMENT *et al.*, 2015).

Contudo, a floresta enfrenta crescente degradação: desde 1988, o desmatamento oscilou, atingindo picos em 1995 e 2004, e voltou a crescer a partir de 2019. Mesmo quando o desmatamento diminuiu, a degradação florestal continuou afetando a biodiversidade e o armazenamento de carbono (GATTI *et al.*, 2021; GARRETT *et al.*, 2024). Estudos mostram que a Amazônia pode se tornar fonte emissora de carbono, especialmente quando fragmentada (BAUER *et al.*, 2024). A floresta tem papel fundamental no equilíbrio climático global, com destaque para sua influência no sequestro de carbono, regulação do clima e manutenção do ciclo hidrológico (FERNANDES *et al.*, 2023).

As zonas de transição entre Amazônia e o Cerrado são denominadas ecótonos e apresentam elevada biodiversidade com considerável complexidade florística (BUENO *et al.* 2018). Essas áreas são frequentemente afetadas por desmatamento severo, o que torna urgente a realização de levantamentos florísticos para subsidiar ações de conservação e manejo sustentável (GOTTLIEB; BORIN, 2000).

O estado de Mato Grosso, localizado no chamado “Arco do Desmatamento”, abriga importantes zonas de transição entre os biomas Amazônia e Cerrado, caracterizadas por elevada diversidade biológica, mas ainda pouco investigadas (CRUZ *et al.*, 2020).

O município de Feliz Natal, inserido nesse contexto, apresenta vegetação mista dos dois biomas e vem sendo impactado pela expansão agrícola, erosão dos solos e perda de cobertura florestal (GOMES; SANTOS, 2001). A escassez de estudos

florísticos e fitossociológicos na região evidencia uma lacuna no conhecimento científico, reforçando a importância do presente trabalho, cujo objetivo é avaliar a diversidade e a estrutura da vegetação da Fazenda Rio Negro, contribuindo com subsídios para a conservação da flora local e para o planejamento de ações sustentáveis.

2 REVISÃO DE LITERATURA

O Bioma Amazônia ocupa uma área de 4.196.943 km², o que corresponde a cerca de 49,3% do território brasileiro, enquanto a Amazônia Legal, que abrange nove estados da federação incluindo Acre, Amapá, Amazonas, Pará, Rondônia, Roraima, Tocantins, Mato Grosso e parte do Maranhão, estende-se por uma área de 5.015.068,18 km², representando cerca de 58,9% do território nacional (IBGE, 2022).

Do ponto de vista fisionômico, a região amazônica apresenta-se como uma floresta aparentemente uniforme. No entanto, uma análise mais detalhada revela grande variação em sua composição florística, fortemente correlacionada com as bacias hidrográficas e nutrientes do solo (LUIZE *et al.*, 2024; TER STEEGE *et al.*, 2023). Na prática, a fitofisionomia da Amazônia, quanto as espécies arbóreas, é determinada principalmente pelas características do relevo, resultando na formação de dois grandes tipos de vegetação: Florestas de terra firme (Floresta densa, Floresta aberta sem palmeiras, Floresta aberta com palmeiras, Floresta de lianas, Floresta seca e Florestas montanas) e Florestas inundáveis (várzeas de solo argiloso sem campos de gramíneas robustas, Várzeas de solo argiloso com campos de canarana, Várzea estuarina e Igapós em áreas de areia branca (PIRES; PRACE, 1985).

Nesse contexto, a diversidade de espécies arbóreas na Amazônia não é distribuída de forma uniforme, sendo significativamente maior nas regiões noroeste e central do bioma. Nessas áreas, parcelas de apenas um hectare podem conter mais de 300 espécies de árvores (AMARAL; MATOS; LIMA, 2000; GENTRY, 1988). A floresta de terra firme é o tipo de vegetação com maior riqueza de espécies e ampla distribuição geográfica na Amazônia. Essa heterogeneidade florística, entretanto, não se restringe à variação espacial, mas também se manifesta na diversidade de formações vegetacionais presentes no bioma. Assim, em contraste, formações marginais como campinaranas, savanas, igapós e várzeas, apresentam composições florísticas

distintas, fortemente influenciadas por diferentes gradientes ambientais (OLIVEIRA-FILHO; DEXTER; PENNINGTON; SIMON; BUENO; NEVES, 2021).

Diversos estudos que buscam compreender a vasta diversidade florística do bioma amazônico evidenciam que as propriedades edáficas, como nutrientes, pH, textura, alumínio e regime de inundação, desempenham papel decisivo na composição e diversidade de espécies, desde escalas locais (LAURANCE *et al.*, 2010; BARBOSA PIMENTEL *et al.*, 2025) até padrões biogeográficos em macroescala (LUIZE *et al.*, 2024). O solo atua como um filtro ambiental (DE SOUZA *et al.*, 2024), definindo a estrutura e a produtividade da floresta (DE LIMA *et al.*, 2023), enquanto sua interação com o clima modula a riqueza e a diversidade de espécies (MENSAH *et al.*, 2023; SHI *et al.*, 2024).

Estima-se que existam mais de 40 mil espécies de árvores em todo o mundo (SLIK *et al.*, 2015). Estudos conduzidos na Amazônia indicam a presença de aproximadamente 13.000 a 14.000 espécies, sendo 6.727 arbóreas, distribuídas em 188 famílias (TER STEEGE *et al.*, 2013). Dentre essas, 227 espécies apresentam hiperdominância no bioma, exercendo um papel central nos ciclos biogeoquímicos da maior floresta tropical do planeta (CARDOSO *et al.*, 2017).

Nesse contexto, as espécies do gênero *Protium* (Burseraceae), como *P. heptaphyllum*, *P. altissimum* entre outras, assumem posição de destaque por figurarem entre os componentes abundantes ou mesmo hiperdominantes da floresta amazônica, contribuindo de forma expressiva para a biomassa arbórea e para os fluxos biogeoquímicos regionais (TER STEEGE *et al.*, 2013; DALY *et al.*, 2012), uma vez que suas folhas apresentam decomposição relativamente rápida, liberando elementos essenciais para a produtividade do ecossistema (CHAVE *et al.*, 2010; FIGUEIREDO *et al.*, 2018). Além de sua relevância ecológica, essas espécies fornecem oleorresinas aromáticas (breu), amplamente utilizadas em contextos tradicionais, medicinais e industriais, incluindo perfumaria, cosméticos e aplicações farmacológicas (MURTHY *et al.*, 2016; SIANI *et al.*, 2017). Assim, o gênero combina atributos ecológicos, farmacológicos e culturais que o consolidam como um dos pilares estruturais e funcionais da Amazônia meridional.

A Floresta Amazônica é muito mais do que imensa riqueza de fauna, funga e flora; é um sistema complexo de espécies interconectadas, ecossistemas e culturas humanas contribuindo para o bem-estar das pessoas globalmente (SCIENCE PANEL

FOR THE AMAZON, 2021). Assim, a região abriga vasta sociobiodiversidade com mais de 28 milhões de pessoas, incluindo comunidades indígenas e tradicionais, totalizando 256 povos que falam mais de 150 línguas diferentes, os quais vêm moldando o ambiente de forma sustentável há cerca de 12 mil anos, inclusive por meio da domesticação da flora e fauna locais (CLEMENT *et al.*, 2015; IBGE, 2020)..

As sociobioeconomias são modelos econômicos baseados no uso sustentável de florestas em pé e rios preservados, que visam garantir e valorizar a vida nas mais diversas dimensões, os conhecimentos tradicionais, os direitos e territórios de povos indígenas e comunidades locais (ABRAMOVAY *et al.*, 2021).

Assim, pensar em iniciativas voltadas à proteção da Amazônia vai além da conservação da fauna e da flora, sendo igualmente necessária a preservação dos elementos culturais humanos. Essa perspectiva integrada é fundamental, pois o bioma amazônico, de proporção continental, desempenha um papel crucial na manutenção da sociobiodiversidade que inclui, não de modo isolado, o equilíbrio ambiental do planeta, destacando-se por funções ecológicas essenciais, como o armazenamento e sequestro de carbono, a regulação do clima e do ciclo hidrológico, além da influência direta nos ciclos biogeoquímicos (FLORES *et al.*, 2024).

Apesar dessa realidade, a devastação da Amazônia nas últimas cinco décadas tem sido sem precedentes na história da humanidade, e nossa geração carrega tanto a responsabilidade quanto o ônus por esse processo. Os problemas ambientais na Amazônia brasileira têm se intensificado, especialmente devido ao enfraquecimento das legislações ambientais, como o Código Florestal, o que contribui para o aumento do desmatamento (MATAVELI *et al.*, 2025; LEAL FILHO *et al.*, 2025).

Desde o início das medições oficiais de desmatamento, em 1988, os índices de retirada de madeira apresentaram grande oscilação, com os picos mais elevados registrados em 1995 (29.059 km²/ano) e 2004 (27.777 km²/ano). A partir de 2019, o desmatamento voltou a crescer, ultrapassando os 10.000 km² por ano. Mesmo nos períodos em que se observou redução do desmatamento, a degradação florestal manteve-se em ascensão contínua (INPE, 2024). A combinação entre desmatamento e degradação florestal tem provocado perdas expressivas na biodiversidade, nos estoques de carbono e na provisão de serviços ecossistêmicos. Evidências indicam que a degradação de florestas anteriormente intactas pode resultar em reduções de até 50% na biodiversidade e na capacidade de armazenamento de carbono, em função de

distúrbios como exploração seletiva, fogo e fragmentação (BERENGUER et al., 2014; BACCINI et al., 2017). Como consequência, a Amazônia, historicamente reconhecida como um importante sumidouro de carbono, passou a atuar como fonte líquida de emissões durante períodos críticos de intensificação do desmatamento e da degradação florestal, processo amplamente associado às mudanças no uso da terra e ao aquecimento climático regional (GATTI et al., 2021; GARRETT et al., 2024).

O desmatamento, a degradação florestal na Amazônia, provocada por efeitos de borda, extração de madeira, incêndios e secas extremas, já afeta até 38% da floresta remanescente. Essas perturbações causam perdas de carbono e biodiversidade equivalentes ou superiores ao desmatamento. Seus motivos principais são atividades humanas que beneficiam poucos e geram prejuízos amplos. Projeções para 2050 indicam a persistência dessas ameaças (LAPOLA et al., 2023).

Estudo recente mostrou que a Amazônia brasileira foi uma expressiva fonte líquida de carbono durante os extremos climáticos recentes, entre os anos de 2010 a 2020, e que os distúrbios induzidos pelo homem como desmatamento e degradação florestal por incêndios, provocaram redução do sumidouro de carbono das florestas primárias, principalmente durante períodos de secas (ROSAN et al., 2024).

Alguns estudos sugerem que o aumento da concentração de CO₂ na atmosfera, decorrente do aquecimento global, seja provocado pelo desmatamento ou por outras causas, poderia atuar como fator de fertilização para as árvores, elevando as taxas fotossintéticas, acelerando o crescimento das espécies arbóreas e promovendo a acumulação de biomassa em escala global (AINSWORTH; LONG, 2005; LAPOLA et al., 2009). No entanto, dados mais recentes obtidos na Amazônia indicam que esse crescimento acelerado, impulsionado pela absorção excessiva de CO₂, tem contribuído para o aumento das taxas de mortalidade das árvores e para a redução da transpiração florestal (BRIENEN et al., 2020). Esse processo resulta em menor umidade atmosférica na região, o que, por sua vez, compromete a manutenção da biodiversidade do bioma (FLORES et al., 2024).

A Floresta Amazônica tem ganhado destaque nas discussões globais devido ao seu papel essencial no contexto das mudanças climáticas, uma vez que pode tanto liberar gases de efeito estufa, quando é queimada ou desmatada, quanto atuar como sumidouro de carbono, ao fixá-lo na biomassa por meio da fotossíntese (FERNANDES et al., 2023).

O manejo florestal na Amazônia é um tema controverso. Diversos estudos apontam que a certificação florestal constitui um instrumento eficaz para promover o manejo sustentável das florestas, com foco na produção de madeira a longo prazo (VAN DER VEN *et al.*, 2021; RANA; SILLS, 2024). Um exemplo é o Forest Stewardship Council (FSC), cuja atuação na Amazônia brasileira e em outras florestas tropicais da África tem contribuído, ao menos parcialmente, para conter o desmatamento em diversas regiões do mundo (BASSO *et al.*, 2018). Um estudo recente demonstrou que o manejo florestal na Amazônia deveria ser reduzido e que, para se manter dentro de parâmetros sustentáveis, a extração de madeira não deveria exceder 10 m³ por hectare a cada 60 anos. Esse intervalo seria suficiente para permitir a recuperação adequada da floresta entre os ciclos de corte (SIST *et al.*, 2021). Por outro lado, há autores que argumentam que a exploração seletiva de madeira, ou seja, o manejo florestal, é atualmente o principal fator de perturbação nas florestas tropicais, acarretando sérios impactos sobre a biodiversidade e o funcionamento dos ecossistemas, com perdas irreversíveis, mesmo quando as perturbações antrópicas são de baixa intensidade (FRANÇA *et al.*, 2017; BRANCALION *et al.* 2018; FRANÇA *et al.*, 2023).

Estudo recente comprovou que o potencial de sequestro de carbono da floresta Amazônica está diretamente relacionado à presença de grandes áreas florestais contínuas, sendo que a elevada fragmentação do bioma compromete essa capacidade (BAUER *et al.*, 2024).

Embora o Brasil abrigue um terço das florestas tropicais remanescentes do planeta e seja um dos principais repositórios da biodiversidade global, as ações antrópicas sobre os ambientes naturais têm causado impactos negativos significativos, levando à descaracterização das estruturas fitossociológicas e da composição florística de importantes ecossistemas (KUPLICH; SANTOS, 2023). Nesse contexto, os estudos fitossociológicos na Amazônia são essenciais, uma vez que a real dimensão da biodiversidade vegetal da Bacia Amazônica ainda é subestimada e não há uma delimitação precisa das regiões que apresetam elevado endemismo, o que dificulta a implementação efetiva de programas de conservação em áreas prioritárias (HOPKINS, 2007).

Os estudos fitossociológicos devem ser realizados antes de qualquer plano de ação em áreas florestais, uma vez que o conhecimento da composição e da estrutura da floresta é fundamental para a elaboração de planos de manejo sustentável (LUCENA

et al., 2021). Esses estudos fornecem dados sobre a riqueza e diversidade de espécies, a estrutura da comunidade vegetal, os padrões de distribuição espacial e as espécies-chave para a manutenção do ecossistema, subsidiando ações de manejo, recuperação e conservação de florestas tropicais (LIMEIRA *et al.*, 2021; SANTOS *et al.*, 2025).

Dentre as diversas áreas existentes na Amazônia, há um destaque para as zonas de transição, conhecidas como ecótonos que são áreas intermediárias entre diferentes comunidades ecológicas, ecossistemas ou ecorregiões (RISSER 1995). Essas áreas podem estar em diversas escalas espaciais, desde variações na vegetação até delimitações biogeográficas amplas (HUFKENS *et al.* 2009; KARK, 2013). Independentemente da escala em que ocorrem, os ecótonos englobam ecossistemas sensíveis, com papel crucial no deslocamento de organismos (YARROW; MARÍN 2007), além de apresentarem níveis elevados de biodiversidade e ocorrência de espécies raras (SMITH *et al.* 2001; ARAÚJO 2009).

Regiões de ecótonos entre a floresta Amazônica e o Cerrado apresentam grande diversidade de formações vegetais e composição florística (BUENO *et al.* 2018), apresentando um complexo mosaico de paisagens vegetais composto por diferentes tipos de vegetação, como florestas densas ou abertas, florestas decíduas, semidecíduas ou perenifólias de terras altas, florestas ripárias e savanas (MARIMON *et al.* 2006; MARIMON *et al.* 2008; TORELLO-RAVENTOS *et al.* 2013).

A região de transição Cerrado/Amazônia (TCA) é considerada o maior ecótono tropical do mundo (TORELLO-RAVENTOS *et al.* 2013). Ao longo dos últimos 30 anos as regiões TCA foram mais desmatadas do que as florestas e savanas em cada bioma individual (Amazônia e Cerrado) (MARQUES *et al.*, 2020).

A TCA possui alta complexidade ambiental e um clima altamente sazonal, hiperciclagem de nutrientes e carbono (OLIVEIRA *et al.*, 2017). É caracterizada por hiperdinâmica da vegetação ao agregar características de ambos ecossistemas, apresenta mortalidade de caules muito mais rápidas do que nas áreas centrais da Amazônia (MARIMON *et al.*, 2014). A vegetação desse ecótono é mais vulnerável a mudanças ambientais do que às áreas centrais da Amazônia e do Cerrado, o que exigem maior atenção quanto a conservação (MARQUES *et al.*, 2020).

As mudanças globais tendem a se manifestar de forma mais evidente e a serem detectadas primeiramente nos ecótonos, tornando esses ambientes valiosos sistemas

de alerta precoce e importantes indicadores das alterações climáticas (ORTIZ-COLIN; HULSHOF; 2024).

Muitas áreas de TCA se sobrepõem ao Arco do Desmatamento devendo ser prioritárias para a conservação. O Arco do Desmatamento corresponde à região da Amazônia Legal brasileira onde a fronteira agrícola avança sobre as florestas tropicais nativas, concentrando os maiores índices de desmatamento do país. Essa faixa se estende do leste e sul do Pará em direção ao oeste, passando pelos estados do Mato Grosso, Rondônia e Acre, e está associada à expansão da agricultura, pecuária e exploração madeireira (IPAM, 2023). Essa área se sobrepõe às regiões do TCA que deveriam ser prioritárias para a conservação.

A região denominada Arco do Desmatamento é uma das maiores fronteiras agrícolas do mundo, correspondendo à maior parte da produção de soja, algodão, milho e pecuária do Brasil, destinada ao mercado internacional (RIBEIRO *et al.*, 2024). Entre 2008 e 2024, a área desmatada da floresta Amazônica brasileira foi de aproximadamente 130.057 km² e, no Cerrado, de cerca de 319.577 km² (INPE, 2025).

Esse avanço expressivo do desmatamento em áreas estratégicas reforça a urgência de investigações científicas que permitam compreender os impactos sobre a biodiversidade, especialmente em regiões de ecótono, onde a pressão antrópica pode comprometer ecossistemas únicos. Dados como estes incentivam levantamentos florísticos para que estudos amplos sobre a distribuição da flora possam evidenciar, o quanto antes, a riqueza das espécies presentes nessas áreas de transição.

As informações obtidas por meio de levantamentos florísticos são fundamentais para o entendimento dos padrões biogeográficos da vegetação, auxiliando na definição de áreas prioritárias para conservação e restauração (OLIVEIRA FILHO; RATTER 1995). Um aspecto relevante a ser destacado é que os levantamentos florísticos permitem comparações relativamente simples e eficientes entre um grande número de áreas geograficamente próximas e/ou com similaridade florística (VAN DEN BERG; OLIVEIRA FILHO 2000).

Uma forma de ampliar o entendimento sobre a dinâmica da floresta é avaliar índices de diversidade alfa e beta e a diversidade horizontal que os quais mostram a complexidade e a distribuição da biodiversidade dentro e entre os ecossistemas (SOCOLAR *et al.*, 2016; TER STEEGE *et al.*, 2023).

A diversidade alfa representa a variação de espécies dentro de uma única comunidade ou parcela. É geralmente expressa por meio de índices que consideram tanto a riqueza quanto a equitabilidade, e é essencial para entender a biodiversidade local (WHITTAKER, 1972; MAGURRAN, 2004; REMMERS *et al.*, 2023; CÔTÉ *et al.*, 2023). A diversidade beta, por sua vez, mede a mudança na composição de espécies entre habitats, sendo particularmente útil para detectar padrões de substituição ou aninhamento entre comunidades (WHITTAKER, 1972; BASELGA, 2010; ANDERSON *et al.*, 2011; CHAO *et al.*, 2023).

Além dos índices alfa e beta também pode-se medir a diversidade horizontal que se refere à variação espacial da composição de espécies em uma paisagem, sendo crucial para entender padrões de distribuição relacionados a gradientes ambientais ou perturbações antrópicas (GASTON, 2000; SOININEN *et al.*, 2007).

Esses índices avaliam a riqueza de espécies, a equitabilidade e a rotatividade entre comunidades, fornecendo *insights* sobre a dinâmica ecológica e as necessidades de conservação (MAGURRAN, 2004; WHITTAKER, 1972; ANDERSON *et al.*, 2011; GASTON, 2000; SOININEN *et al.*, 2007; BASELGA, 2010; JENTSCH, 1942). Assim, os mais comuns índices de diversidade alfa e beta, bem como a diversidade horizontal utilizados em levantamentos fitossociológicos e florísticos estão descritos na Tabela 1.

Tabela 1 Diversidade horizontal e índices de diversidade Alfa e Beta utilizados em levantamentos fitossociológico e florístico

Análise/Índice	Tipo de Diversidade	Descrição
Índice de Shannon-Weaver (H')	Alfa	Mede a diversidade considerando riqueza e equitabilidade dentro de uma parcela.
Índice de Simpson (C)	Alfa	Mede dominância de espécies.
Índice de Pielou (J')	Alfa	Mede uniformidade na distribuição dos indivíduos entre as espécies.
Índice de Margalef e Menhinick	Alfa	Estimam riqueza de espécies com base em tamanho amostral.
Coeficiente de Mistura de Jentsch (QM)	Alfa	Avalia heterogeneidade na composição florística de uma área.
Curva de rarefação	Alfa	Avalia suficiência amostral para capturar a diversidade.
Índice de Payandeh	Alfa	Avalia o padrão de distribuição espacial de uma espécie em uma área amostrada. Ele indica se os indivíduos de uma espécie estão distribuídos

		de forma aleatória, regular ou agregada em relação ao espaço.
Matriz de Dissimilaridade de Bray-Curtis (com UPGMA)	Beta	Mede diferenças na composição de espécies entre parcelas (presença/ausência).
Análise de agrupamento (UPGMA)	Beta	Agrupar parcelas com base na similaridade da composição florística.
Escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS)	Beta	é uma técnica de ordenação multivariada que representa dados complexos (como abundância ou presença/ausência de espécies) em um espaço de poucas dimensões.
Correlação de Pearson entre solo e composição florística	Horizontal	Relaciona variáveis ambientais espaciais com riqueza/abundância.
Mapeamento da distribuição diamétrica	Alfa/Horizontal	Reflete estrutura populacional e regeneração ao longo da área estudada.
Levantamento florístico por caminhamento	Horizontal	Avalia variação espacial da vegetação em diferentes fitofisionomias.
Comparação entre parcelas quanto a abundância e riqueza	Beta	Medida de substituição ou nestedness entre comunidades.

No Brasil, há estados como o Mato Grosso, que além de possuir estudos fitossociológico escassos também apresentam reduzidos relatos de trabalhos florísticos (CAMPOS *et al.*, 2021). Essa lacuna compromete o desenvolvimento sustentável, que de acordo com o IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística) consiste na “integração e harmonização do crescimento econômico com a justiça social, o bem-estar da população, a conservação ambiental e a utilização racional dos recursos naturais” (IBGE, 2004).

No estado do Mato Grosso, a vegetação reflete a influência de três grandes biomas: Amazônia, Cerrado e Pantanal. As florestas predominantes incluem as Floresta Ombrófila, Floresta Estacional Semidecidual e Floresta Estacional Perenifolia (IBGE, 2012). Nas regiões de ecótono entre o Cerrado e a Amazônia, há uma intensa tensão ecológica. O intercâmbio de espécies nessas áreas contribui para o aumento da riqueza biológica e influencia positivamente na composição da flora (MÉIO *et al.* 2003).

Grande parte do estado de Mato Grosso está situada numa região conhecida como o "Arco do Desmatamento" sendo uma área de fronteira agrícola, que engloba 174 municípios distribuídos nos estados do Pará, Mato Grosso, Acre e Rondônia (CASTRO, 2008). Esta imensa área apresenta as maiores taxas de desmatamento, sendo responsáveis por quase 80% da derrubada florestal no país (CRUZ *et al.*, 2020).

Apesar desse grave impacto ambiental, a região continua sendo de extrema importância para a conservação da biodiversidade brasileira, pois abriga espécies ainda não estudadas e organismos essenciais para o equilíbrio da fauna e flora local (NOGUEIRA *et al.* 2008; DOMINGUES; BERMANN 2012).

Dentre os municípios que compõem essa fronteira agrícola, destaca-se Feliz Natal, situado na região norte do estado de Mato Grosso e inserido na Amazônia Legal e no Arco do Desmatamento. Nessa região, ainda há áreas de floresta nativa, que, no entanto, sofrem impactos significativos devido ao extrativismo madeireiro e ao cultivo de espécies vegetais consideradas commodities. Esse município ocupa a 30ª posição no ranking de desmatamento por km² na Amazônia Legal, com aproximadamente 966 km² desmatados (INPE, 2025).

O município de Feliz Natal, apesar das pequenas declividades, apresenta regiões com erosão e formação de voçorocas devido à combinação da amplitude topográfica das vertentes com solos arenosos, agravada pela ação antrópica, como a retirada da floresta. O desmatamento indiscriminado tem acelerado o escoamento superficial da água, favorecendo a formação de sulcos, ravinas e o assoreamento dos canais de drenagem (GOMES; SANTOS, 2001).

O município abriga uma expressiva rede hidrográfica, formada pelos rios Xingu, Ronuro, Von Den Steinen, Ferro, Tartaruga e Arraias (ABREU; PAULA, 2020), a qual desempenha papel fundamental na manutenção da elevada diversidade de fauna e flora regional. A influência de grandes rios sobre padrões de biodiversidade já foi amplamente demonstrada em diferentes regiões do mundo (BLANCHET *et al.*, 2020).

A escassez de estudos abrangentes sobre os aspectos fitossociológicos e florísticos no município de Feliz Natal evidencia uma lacuna no conhecimento científico regional, justificando a realização do presente trabalho em uma área de 10.092 hectares de floresta nativa, localizada na Fazenda Rio Negro.

3 HIPÓTESES

- I. A floresta nativa presente na Fazenda Rio Negro apresenta diversidade florística e fitossociológica suficiente para manter a sua conservação.

- II. A diversidade e a estrutura florística da Fazenda Rio Negro são fortemente determinadas pelas características edáficas locais, as quais também condicionam a distribuição do gênero *Protium*, reconhecido pelo seu elevado potencial bioeconômico na Amazônia Meridional

4 JUSTIFICATIVA

Estudos combinados de inventários florestais confirmam que várias regiões da Amazônia se configuram como epicentros globais de diversidade vegetal, em especial de árvores. Nesse contexto, a relevância do presente fica evidenciado ao considerar que a área de pesquisa está inserida no Arco do Desmatamento, uma das zonas mais críticas da Amazônia brasileira em termos de pressão antrópica.

Essa região de fronteira agrícola concentra os maiores índices de desmatamento e degradação florestal do país, o que acentua a necessidade de estudos que documentem a diversidade florística local. Ao caracterizar a composição e a estrutura das comunidades arbóreas em áreas ainda preservadas dentro desse cenário de forte pressão, a pesquisa não apenas contribui para preencher lacunas científicas, mas também fornece subsídios estratégicos para ações de sustentabilidade e conservação.

Assim, a integração entre o conhecimento científico gerado e as demandas urgentes de preservação ambiental torna este trabalho particularmente relevante, pois contribui para a compreensão dos ecossistemas amazônicos e apoia iniciativas voltadas à mitigação dos impactos antrópicos na região.

5 OBJETIVO

Avaliar a diversidade da flora da Fazenda Rio Negro por meio dos levantamentos florístico e fitossociológico, com destaque para o gênero *Protium*.

6 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Implantar parcelas permanentes destinadas ao monitoramento e levantamento fitossociológico da área;

- Realizar inventário fitossociológico em parcelas localizadas em áreas, visando a identificação e quantificação das espécies arbóreas;
- Calcular os índices de diversidade alfa, beta e horizontal, para avaliar a riqueza, abundância e distribuição das espécies;
- Avaliar a composição química do solo e correlacioná-la com a riqueza e a abundância das espécies encontradas, com destaque para o gênero *Protium*;
- Descrever as fitofisionomias presentes, caracterizando os diferentes padrões de vegetação na área de estudo;
- Conduzir levantamento florístico para o registro da diversidade local;
- Mapear os recursos hídricos existentes na área, relacionando-os com a vegetação local;
- Comparar as espécies retiradas pelo manejo com aquelas registradas nos levantamentos fitossociológicos e florísticos.

7 MATERIAL E MÉTODOS

7.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi realizado na Fazenda Rio Negro, próximo do Parque do Xingu (Anexo 1), de propriedade da Fundação Fernando Eduardo Lee, que abrange uma área de 10.092 hectares. A fazenda está localizada no município de Feliz Natal, entre as coordenadas 11°55' de latitude sul e 54°10' de longitude oeste (Figura 1), inserida na bacia hidrográfica do rio Xingu e delimitada pelo rio Arraias.

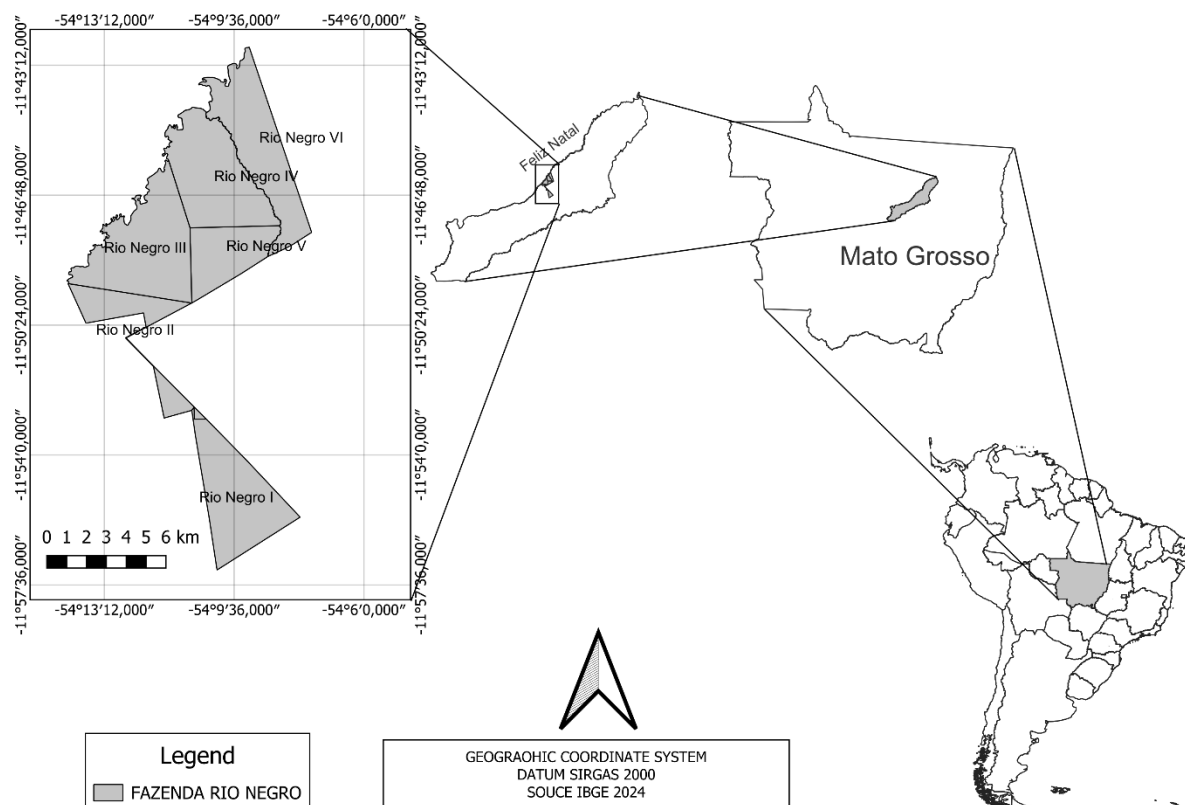


Figura 1. Área da Fazenda Rio Negro situada no Município de Feliz Natal-MT.

O clima da região é classificado como tropical do tipo Aw, segundo a classificação de Köppen, caracterizado por invernos secos e verões chuvosos (ALVARES *et al.*, 2013).

A Figura 2 mostra a precipitação acumulada e a curva da temperatura média de três anos de medições, os dados obtidos sobre as informações climáticas foram coletas do site Agritempo (<https://www.agritempo.gov.br>). A partir dos dados coletados, podemos observar que o período seco ocorre nos meses de maio, junho, julho, agosto e setembro e o período chuvoso começam nos meses de outubro, novembro, dezembro, janeiro, fevereiro, março e abril. As temperaturas anuais variam de 24°C a 28 °C, com média anual de 26 °C, precipitação média acumulada 146,91 mm anual. As temperaturas mais baixas ocorrem no período seco, e as temperaturas mais altas, durante o período chuvoso.

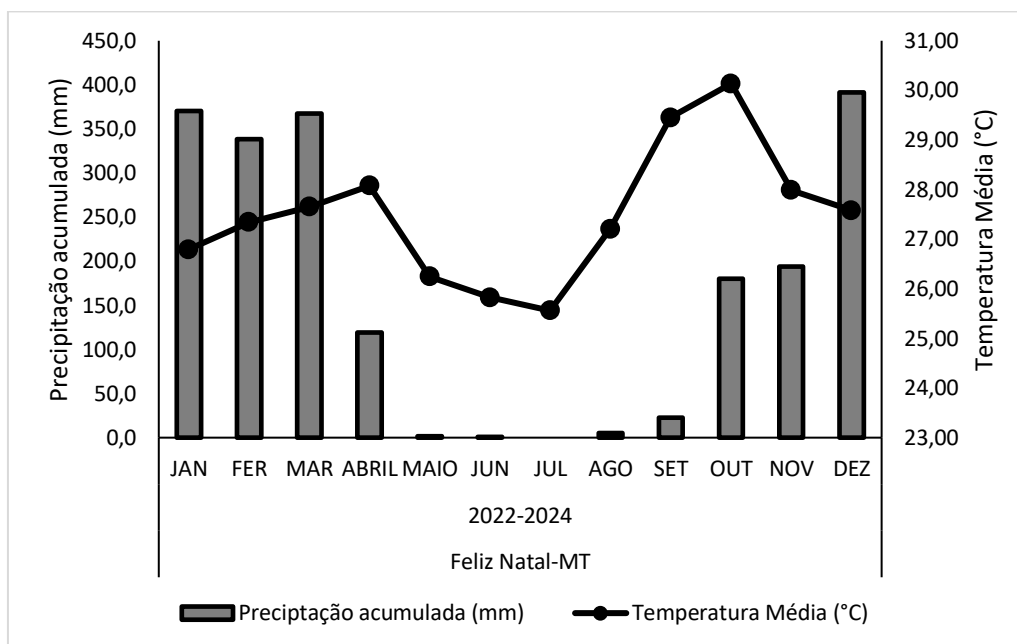


Figura 2. Precipitação acumulada e temperatura média no município de Feliz Natal, segundo a plataforma agritempo <https://www.agritempo.gov.br>.

A área estudada encontra-se no ecótono entre o Cerrado e a Amazônia (maiores biomas da América do Sul). A cobertura vegetal nativa é composta por um mosaico de Floresta Estacional e Savana, bem como por áreas de florestas ecotonais.

7.2 LEVANTAMENTO FITOSSOCIOLÓGICO

Os experimentos de campo foram conduzidos ao longo de seis visitas: março de 2022, julho de 2022, janeiro de 2023, julho de 2023, janeiro de 2024 e janeiro de 2025. Esses períodos abrangeram estações seca e chuvosa.

Foram implantadas 12 parcelas permanentes de 1000 m² cada (50 x 20m), totalizando 12000 m² (Figura 3). A imagem de satélite utilizada foi obtida a partir da base World Imagery da ESRI (2024), processada no software QGIS 3.34 (QGIS Development Team, 2024).

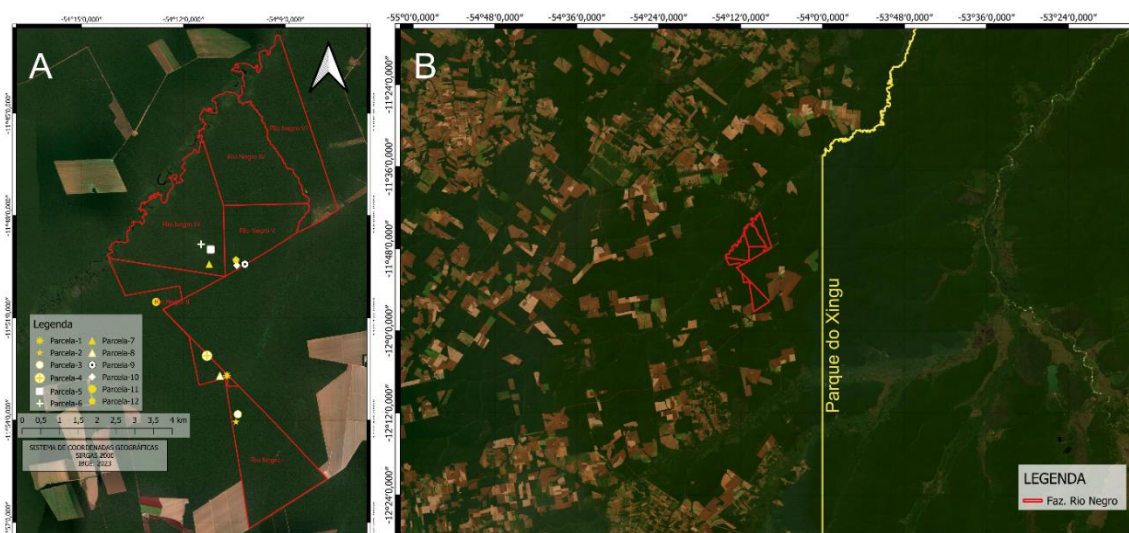


Figura 3. A) Distribuição das parcelas na Fazenda Rio Negro, B) Imagem da áreas agrícolas ao redor da Fazenda Rio Negro. Imagens de satélite fornecida pela ESRI (2024), processada no QGIS 3.34 (QGIS-Quantum Geographic Information System -2024).

Os critérios de seleção das áreas para a implantação das parcelas foram: áreas sem clareiras, manejada (P1,P2,P3,P4,P8 e P11) e sem manejo (P5,P6,P7,P9,P10 e P12), com presença ou ausência de curso d'agua e com diversas fitofisionomia (Floresta Ombrofila Aberta de Cipó, Floresta Ombrofila Aberta de Palmeira, Floresta de Igapó e Floresta Estacional Semidecidual) (Tabela 2).

As áreas consideradas manejadas foram aquelas submetidas a Planos de Manejo Florestal Sustentável, caracterizado pela retirada seletiva de espécies arbóreas de valor comercial madeireiro, em conformidade com a legislação vigente, que estabelece a manutenção mínima de 80% da cobertura florestal. Esse tipo de manejo foi realizado nas áreas Rio Negro I, II e IV.

As áreas não manejadas correspondem às áreas destinadas à conservação, nas quais não foram implantados Planos de Manejo Florestal Sustentável (áreas Rio Negro III, V e VI).

Tabela 2. Descrição das fitofisionomias e caracterização dos ambientes das parcelas P1 a P12.

Parcelas	Fitofisionomia	Características/Observações
P1-P8	Floresta Ombrófila Aberta de Cipó e Igapó	Influência direta de cursos d'água. P1 associada ao córrego da Anta; P8 às margens da lagoa de nascente do córrego da Sucuri.
P2-P3-P4-P11	Floresta Ombrófila Aberta de Cipó	Alta densidade de lianas, característica marcante desse tipo de vegetação. A ocorrência pode estar relacionada ao histórico de manejo florestal.
P5-P6	Floresta Ombrófila Aberta de Palmeiras (Palmeiral)	Elevada densidade de palmeiras (<i>Attalea</i> spp., conhecidas como “najas”), baixa diversidade de espécies arbóreas. Presença de Terra Preta de Índio, indicando ocupação pretérita.
P7	Floresta Estacional Semidecidual	Espécies com perda parcial de folhas na estação seca e rebrota no período chuvoso.
P9-P10	Floresta Ombrófila Aberta de Cipó	Área não manejada, representando os trechos de melhor preservação florestal no conjunto amostrado.
P12	Floresta Ombrófila Aberta de Cipó com presença esparsa de Palmeira	Área não manejada, com preservação florestal.

A distância média entre as localizações das parcelas foi de 4,7 km, sendo a menor distância de 0,3 Km, entre a P10 e P12, e a maior distância foi de 9,8 km, entre a P2 e P6 (Tabela 3).

Tabela 3. Matriz de distâncias em Km entre as parcelas situadas na Fazenda Rio Negro, no município de Feliz Natal-MT.

	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10	P11	P12
P1	0,0	2,6	2,2	1,5	6,9	7,2	6,1	0,4	6,1	6,0	5,5	6,3
P2	2,6	0,0	0,4	3,9	9,5	9,8	8,7	2,7	8,6	8,5	7,8	8,8
P3	2,2	0,4	0,0	3,6	9,1	9,5	8,3	2,3	8,2	8,1	7,5	8,4
P4	1,5	3,9	3,6	0,0	5,8	6,1	5,0	1,3	5,4	5,2	4,0	5,4
P5	6,9	9,5	9,1	5,8	0,0	0,6	0,8	6,9	2,0	1,7	4,1	1,5
P6	7,2	9,8	9,5	6,1	0,6	0,0	1,2	7,2	2,6	2,2	4,0	2,1
P7	6,1	8,7	8,3	5,0	0,8	1,2	0,0	6,1	1,9	1,5	3,5	1,5
P8	0,4	2,7	2,3	1,3	6,9	7,2	6,1	0,0	6,2	6,1	5,3	6,4
P9	6,1	8,6	8,2	5,4	2,0	2,6	1,9	6,2	0,0	0,4	5,2	0,5
P10	6,0	8,5	8,1	5,2	1,7	2,2	1,5	6,1	0,4	0,0	4,8	0,3
P11	5,5	7,8	7,5	4,0	4,1	4,0	3,5	5,3	5,2	4,8	0,0	4,9
P12	6,3	8,8	8,4	5,4	1,5	2,1	1,5	6,4	0,5	0,3	4,9	0,0

Em cada parcela, os indivíduos arbóreos com DAP (Diâmetro na Altura do Peito) ≥ 10 cm foram georreferenciados com GPS (Gaia GPS) e identificadas com placas numeradas, seguindo os critérios do Inventário Florestal Brasileiro (SERVIÇO FLORESTAL BRASILEIRO, 2021)

A identificação das espécies foi realizada em campo, a partir de características dendrológicas (tipo caule, casca viva, folha e exsudados). A nomenclatura das espécies e famílias foi realizado segundo sistema de classificação APG IV (Angiosperm Phylogenetic Group IV, 2016) e conferida no Flora e Funga do Brasil (<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/reflora>).

Este trabalho contou com a colaboração do Professor Dr. Milton Omar Cordova Neyrada da Universidade Federal de Mato Grosso Campus Sinop (UFMT-Sinop).

Foram coletadas amostras de solo para análise química, dentro de cada parcela, com profundidade de 20 cm, utilizando um trado. Três amostras simples de 500 cm³ por parcela foram coletadas e homogeneizadas dentro de um balde limpo e retirados aproximadamente 250 cm³ de cada amostra composta, as quais foram acondicionadas em sacos plásticos e foram enviadas ao laboratório de solos da Copercana (Sertãozinho- SP) para avaliação quanto ao pH, os teores trocáveis de K, Ca, Mg, Al e H+Al e os disponíveis de P; os teores disponíveis de Fe, Cu, Mn, Zn e B; cálculo da saturação por bases (V), saturação por Al (m) e capacidade de troca de cátions (T) (Anexo 2).

7.2.1 Análises de Dados

Os dados foram organizados em matrizes de espécies por parcelas, e parâmetros químicos do solo também foram realizados por parcela. Foram descritas a frequência e abundância por espécie e família. Foram calculados os seguintes parâmetros fitossociológicos de acordo com Moro e Matins (2011):

Frequência relativa a partir da fórmula:

$$FR = 100 \times \left(\frac{FAe}{FA_t} \right)$$

Onde:

FR = Frequência relativa da espécie (%)

FA = Frequência absoluta da espécie (número de parcelas onde a espécie ocorre)

FA_t = Soma das frequências absolutas de todas as espécies

A densidade relativa a partir da fórmula:

$$DR = 100 \times \left(\frac{ne}{N} \right)$$

Onde:

DR = Densidade relativa da espécie (%)

ne = Número total de indivíduos da espécie

N = Número total de indivíduos amostrados na comunidade

Dominância relativa a partir da fórmula:

$$DoR = 100 \times \left(\frac{Ge}{Gt} \right)$$

Onde:

DoR = Dominância relativa da espécie (%)

Ge = Soma das áreas basais dos indivíduos da espécie

Gt = Soma das áreas basais de todas as espécies na comunidade

Índice de Valor de Importância (IVI) através da formula:

$$IVI = DR + FR + DoR$$

IVI = Índice de Valor de Importância

DR = Densidade Relativa

FR = Frequencia Relativa

DoR = Dominancia Relativa

É a soma da abundância, da frequência e da dominância relativas de cada espécie da associação vegetal.

Índice de Shannon-Weaver (H') a partir da fórmula:

$$H' = -\sum \left(\frac{n_i}{N}\right) \ln \left(\frac{n_i}{N}\right)$$

Onde:

H' = Índice de diversidade de Shannon-Weaver

N = Número total de indivíduos amostrados

n_i = Número de indivíduos da espécie i

S = Número total de espécies na amostra

ln = Logaritmo natural (base e)

H' = não tem um valor máximo e sua interpretação é comparativa, com valores maiores indicando maior diversidade

Índice de Dominância de Simpson (C) a partir da fórmula:

$$C = \sum \left(\frac{n_i}{N}\right)^2$$

Ou, alternativamente:

$$C = \sum \frac{n_i(n_i-1)}{N(N-1)}$$

Onde:

C = Índice de dominância de Simpson

n_i = Número de indivíduos da espécie i

N = Número total de indivíduos amostrados

S = Número total de espécies na amostra

C = varia de 0 a 1, com valores próximos de 1 indicando menor diversidade enquanto valores próximos de 0 indicam maior diversidade.

Índice de Equabilidade de Pielou (J') a partir da fórmula (PIELOU; 1975)

$$J' = \frac{H'}{H'_{max}}$$

Onde:

J' = Índice de Equabilidade de Pielou

H' = Índice de Diversidade de Shannon-Weaver

H_{max} = $\ln(S)$ = Diversidade máxima teórica

S = Número total de espécies amostradas = riqueza

J' = pode variar de 0 a 1 alta dominância de espécie aproxima de zero e baixa dominância se aproxima de 1.

Coeficiente de Mistura de Jentsch (QM) a partir da fórmula:

$$QM = \frac{S}{N}$$

Onde:

QM = Coeficiente de Mistura de Jentsch

S = Número total de espécies amostradas

N = Número total de indivíduos amostrados

Foi elaborada uma curva de rarefação para determinar o esforço amostral. Além disso, foram estabelecidos os índices de valor de importância (IVI) para todas as espécies e famílias e foram destacadas as vinte espécies e vinte famílias que mostraram os maiores IVI.

Foram utilizados os índices de Margalef (1958) para expressar a diversidade de espécies por meio da relação entre o número de espécies presentes e o logaritmo do total de indivíduos observados nas amostras (MAGURRAN, 2004) e o índice de Menhinick para corrigir a riqueza de espécies em função do tamanho da amostra, permitindo comparações entre comunidades com diferentes densidades populacionais (MENHINICK, 1964).

Foram realizadas análise de agrupamento pelo método Bray-Curtis usando abundância de famílias e de espécies e abundância de espécies do gênero *Protium*. O destaque para o gênero *Protium* está relacionado abundância observada antes do início

do presente estudo e por sua importância para a indústria de perfumaria, cosmético e fitoterápico

Foi elaborada uma curva de acumulação de indivíduos por parcela e NMDS (Escalonamento Multidimensional Não-Métrico) para correlacionar os parâmetros químicos do solo com a riqueza abundância da comunidade arbórea e do gênero *Protium*.

As análises foram conduzidas utilizando duas matrizes: (i) uma matriz de ocorrência de espécies, contendo a abundância de cada espécie em 12 unidades amostrais; e (ii) uma matriz de variáveis ambientais, contendo 16 variáveis ambientais (solos e altitude) obtidas para cada unidade amostral. Espécies que ocorriam em apenas uma das 12 unidades amostrais (uniques) foram removidas da análise para evitar viés na estimativa de similaridade entre comunidades.

A dissimilaridade florística entre as unidades amostrais foi calculada utilizando o índice de Bray-Curtis, adequado para dados de abundância, por meio da função `vegdist` (pacote `vegan`). Com base nessa matriz de dissimilaridade, foi conduzida uma análise de agrupamento utilizando o método UPGMA (Unweighted Pair Group Method with Arithmetic Mean), por meio da função `hclust` (R base, `method = "average"`), que agrupa iterativamente as amostras mais semelhantes. Adicionalmente, realizou-se uma análise de gradiente florístico baseada no método de Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS) em duas dimensões ($k = 2$) utilizando a função `metaMDS` (pacote `vegan`), com `trymax = 100` para garantir a convergência. Os scores das unidades amostrais foram extraídos com a função `scores` (pacote `vegan`). Por fim, foi verificada a correlação a posteriori entre a composição de espécies e as variáveis ambientais por meio da função `envfit` (pacote `vegan`) com 999 permutações. Apenas vetores ambientais significativos ($p \leq 0,05$) foram considerados para interpretação.

Foi utilizada correlação de Pearson e produzido o Diagramas de Whittaker para reconhecer a riqueza de espécie com equitabilidade e Índice de Payandeh esse índice determina o grau de agregação da espécie, através da relação existente entre a variância do número de indivíduos, por parcela, e a média do número de indivíduos.

O programa RStudio foi utilizado para realizar da curva de rarefação, matriz de dissimilaridade de Bray-Curtis por UPGMA e gráfico de abundância de espécies. As bibliotecas utilizadas, do referido programa, foram: `ggplot2`, `vegan`, `tidyverse`, `forcats`, `iNEXT`, `factoextra`, `FactoMineR`, `corrplot` e `readr`.

O Excel foi utilizado para as análises de correlação de Pearson, cálculos de Frequência relativa, Densidade relativa e Dominância relativa.

7.3 LEVANTAMENTO FLORÍSTICO

O levantamento florístico foi realizado pelo método de caminhamento (FILGUEIRAS *et al.*, 1994). Durante as caminhadas, foram amostradas espécies em fase reprodutiva, incluindo portes herbáceo, subarbustivo, arbusto, arbóreo, além de lianas e palmeiras. As coletas não foram repetidas para uma mesma espécie, exceto quando o material apresentava diferentes fases reprodutivas (com flores ou frutos). As trilhas percorridas seguiram tanto em direção ao interior da floresta quanto às suas bordas, com o objetivo de amostrar a vegetação em diferentes estágios sucessionais.

As coletas de material para herborização não foram totalmente aleatórias, pois considerou-se diversas condições edáficas e topográficas, seguindo critérios de representatividade e observação sistemática de ocorrências das espécies.

O caminhamento foi realizado em trilhas e estradas (67 Km) situadas nas 5 áreas de acesso da Fazenda Rio Negro, denominadas Rio Negro 1, 2, 3, 4 e 5 (Figura 4), essas áreas incluem estradas e trilhas.

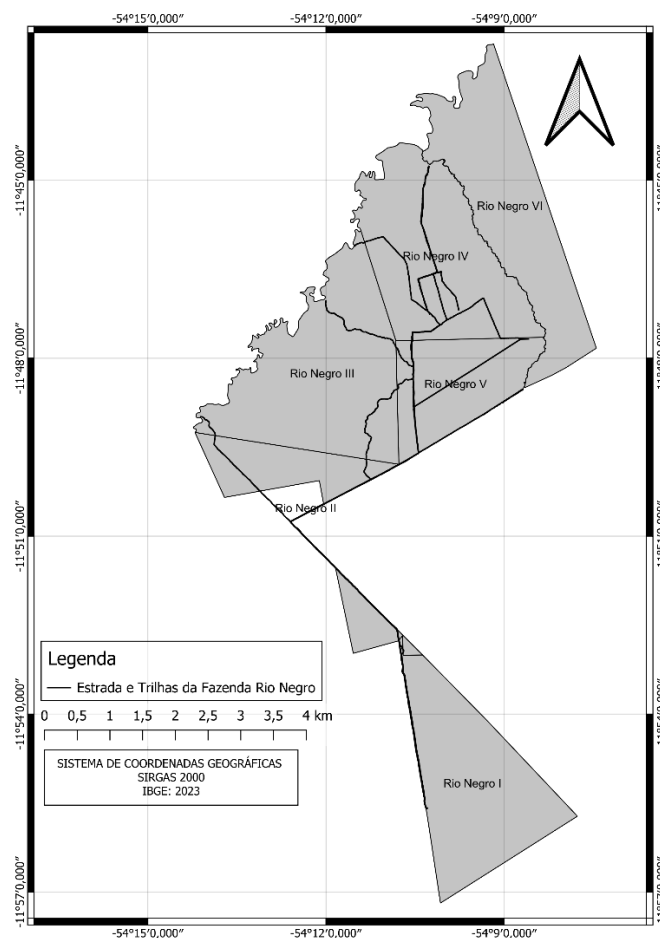


Figura 4. Trilhas e estradas percorridas para a realização do levantamento florístico na Fazenda Rio Negro, no município de Feliz Natal-MT.

O material coletado foi herborizado seguindo técnicas convencionais e depositado no Herbário Centro-Norte Mato-Grossense (CNMT) da Universidade Federal de Mato Grosso, Campus Sinop, e no Herbário da Universidade de Ribeirão Preto (HPMU), Campus Ribeirão.

A identificação taxonômica foi realizada com base em literatura especializada e, quando necessário, por meio da comparação com materiais depositados em herbários virtuais e consultas a especialistas. As identificações foram revisadas de acordo com a classificação do APG IV (Angiosperm Phylogeny Group). A grafia dos nomes científicos e a autoria das espécies foram verificadas na Lista de Espécies da Flora do Brasil 2025 (<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>).

As áreas da fazenda, denominadas Rio Negro de 1 a 6, foram percorridas a pé ou em veículo (pelas estradas internas da fazenda) visando a realização do levantamento das fitofisionomias, com base na vegetação (cobertura abórea, arbustos

e herbáceas, além de serapilheira) e nos recursos hídricos presentes nas áreas estudadas.

Todas as áreas da fazenda foram percorridas visando observar os cursos d'água.

7.3.1 Análises de Dados

Foi determinada o número de espécies, gêneros e famílias, bem como o hábito de crescimento das espécies, além da ocorrência das espécies nas diferentes fitofisionomias. Os dados relativos às famílias encontradas nos levantamentos fitossociológico e fitoflorístico foram comparados.

7.4 MAPEAMENTO E DENOMINAÇÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS

Durante os levantamentos fitossociológico e florístico, foram identificados os cursos d'água adjacentes a vegetação. O georreferenciamento dessas feições foi realizado com o auxílio do aplicativo GAIA GPS, registrando-se as coordenadas geográficas em sistema de referência geodésico WGS84, assegurando a espacialização precisa dos elementos da paisagem associados à vegetação estudada (OUTSIDE, INC., 2023). Posteriormente, esses dados foram confrontados com registros da Agencia Nacional de Água e Saneamento básico (ABREU; PAULA, 2020).

8 RESULTADO E DISCUSSÃO

8.1 LEVANTAMENTO FITOSSOCIOLÓGICO

Nas 12 parcelas implantadas, foram identificados 614 indivíduos amostrais, distribuídos em 35 famílias botânicas, 72 gêneros e 112 espécies arbóreas alocadas em formação de floresta ombrófilas abertas de cipó, de palmeiras e igapó. As famílias mais abundantes foram Burceraceae, Fabaceae, Lauraceae e as menos abundantes foram Cannabaceae, Clusiaceae Lecythidaceae, Meliaceae e Rutaceae (Figura 5).

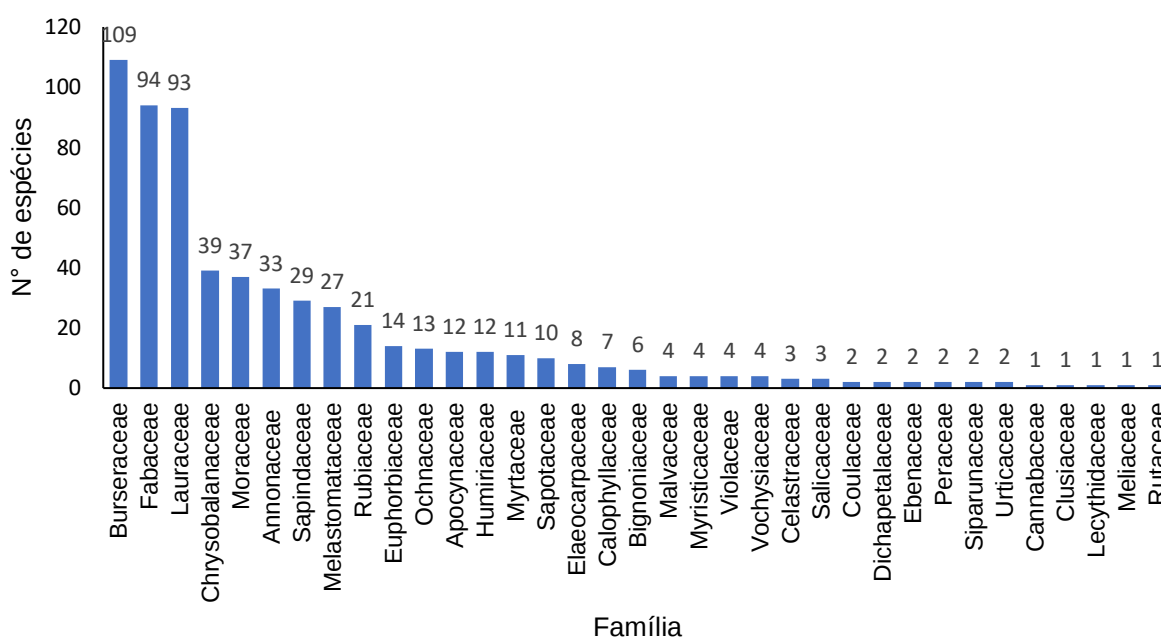


Figura 5. Abundâncias de famílias e espécies de uma comunidade arbórea localizada na Fazenda Rio Negro no município de Feliz Natal-MT

A Figura 6 apresenta as vinte famílias arbóreas com os maiores Índices de Valor de Importância (IVI) em uma comunidade florestal localizada no Sul da Amazônia, na fazenda Rio Negro. O IVI é um parâmetro amplamente utilizado em estudos de ecologia florestal para avaliar a relevância ecológica de uma espécie ou família em uma determinada área, integrando três componentes principais: Frequência Relativa, Densidade Relativa e Dominância Relativa. Esses índices fornecem uma visão abrangente sobre a distribuição espacial, abundância e biomassa ocupada pelas espécies no ecossistema.

Além disso, o Índice de Valor de Importância (IVI) representa uma ferramenta relevante em planos de manejo florestal, por indicar a relevância ecológica das espécies. O índice reflete a influência das espécies mais frequentes e dominantes na manutenção do equilíbrio da flora, além de contribuir para a conservação da fauna ao fornecer abrigo e fontes de alimento (OLIVEIRA; AMARAL, 2004).

Entre as famílias analisadas, Fabaceae, Lauraceae e Burseraceae se destacam significativamente, apresentando os maiores valores de IVI. A família Fabaceae, reconhecida pela capacidade de fixação biológica de nitrogênio, demonstra elevada dominância relativa, o que sugere uma forte adaptação aos solos da região onde ela se estabelece (DAVID *et al.*, 2015). Além disso, essa família também apresenta alta

densidade e frequência relativa, indicando ampla distribuição e grande número de indivíduos por área amostrada.

Na Amazônia, a ocorrência de Fabaceas fixadoras de nitrogênio contribui significativamente para o aporte de N via ciclagem biológica, especialmente em solos pobres em nutrientes. Em estágios iniciais de sucessão florestal, árvores fixadoras de nitrogênio apresentam taxas de crescimento até 2,5 vezes superiores e uma probabilidade de mortalidade 15 vezes menor em comparação às não fixadoras, reforçando seu papel essencial na colonização e na resiliência dos ecossistemas, tanto pelas espécies que realizam fixação simbiótica quanto pelas que realizam de forma assimbiótica (MENGE; CHAZDON, 2016; BOMFIM *et al.*, 2020; MOREIRA *et al.*, 2021)

Lauraceae ocupa o segundo lugar em importância ecológica, destacando-se em dominância relativa. Esse comportamento pode estar associado às espécies do gênero *Ocotea* e *Nectandra*, conhecidas por seu porte robusto e presença em dosséis florestais mais elevados.

Na Amazônia brasileira, as arbóreas da família Lauraceae apresentam alta dominância e estão entre as árvores de maior importância ecológica e socioeconômica, integrando a estrutura florestal e desempenhando funções cruciais na manutenção da biodiversidade, na formação de microclima e na ciclagem de nutrientes (MORAES *et al.*, 2016). Essas árvores ocupam diferentes estratos da floresta, do sub-bosque ao dossel emergente, contribuindo para a estrutura vertical e horizontal da vegetação (TER STEEGE *et al.*, 2013). Além disso, os frutos por serem carnosos, frequentemente ricos em lipídios, são consumidos e dispersos por uma ampla gama de aves frugívoras e mamíferos (macacos, morcegos, roedores), desempenhando papel fundamental na dispersão zoocórica de sementes (HOWE; SMALLWOOD, 1982; SILVA *et al.*, 2021).

No presente estudo, a família Burseraceae destacou-se em terceiro lugar no Índice de Valor de Importância, representada principalmente pelo gênero *Protium*. Essa família é conhecida pela produção de resinas aromáticas, que possuem importância ecológica e econômica. A elevada biomassa ocupada pelas espécies dessa família indica uma adaptação eficiente ao ambiente amazônico, possivelmente beneficiada pela dispersão de sementes mediada por animais e pela resistência a períodos de seca (FAUSET *et al.* 2015).

Estudos realizados em parcelas permanentes na Amazônia Central mostram que árvores de Burseraceae apresentam folhas com decomposição relativamente rápida,

liberando nutrientes como nitrogênio, cálcio e magnésio, essenciais para a produtividade do ecossistema (CHAVE *et al.*, 2010; FIGUEIREDO *et al.*, 2018).

Outras famílias notáveis incluem Chrysobalanaceae, Moraceae e Annonaceae, que, apesar de apresentarem menor frequência e densidade relativa, demonstram alta dominância, evidenciando espécies de grande porte e significativa contribuição para a estrutura vertical da floresta.

Estudos de inventários florestais na Amazônia central indicam que espécies da família Chrysobalanaceae podem estar entre as mais representativas em número de indivíduos e área basal, reforçando seu papel na manutenção do estoque de carbono e na produtividade primária líquida (NOGUEIRA *et al.*, 2008). A serapilheira proveniente de Chrysobalanaceae é um componente importante na ciclagem de nutrientes da floresta. Suas folhas apresentam taxas de decomposição moderadas, liberando nutrientes essenciais como nitrogênio, cálcio e magnésio para o solo, além de proteger o solo contra a erosão e auxiliar na retenção de umidade, criando condições adequadas para o estabelecimento de plântulas (LUIZE *et al.*, 2018).

Estudos realizados em parcelas permanentes indicam que representantes da família Moraceae estão frequentemente entre as espécies hiperdominantes da Amazônia, ou seja, aquelas que respondem por uma parcela desproporcional da abundância e da biomassa total (TER STEEGE *et al.*, 2013; TER STEEGE *et al.*, 2020). A família contribui de forma significativa para a diversidade estrutural da floresta, ocupando tanto o dossel superior quanto áreas de sub-bosque (RAMIREZ *et al.*, 2022). Frequentemente, a Moraceae figura entre as cinco famílias mais representativas da Amazônia, beneficiada pela qualidade biológica dos solos amazônicos, favorável ao crescimento de suas espécies. Além disso, a madeira dessas plantas é amplamente reconhecida pelo elevado valor econômico (GARCÍA-COX *et al.*, 2023).

Annonaceae está entre as famílias mais diversas do sub-bosque ao dossel médio da Amazônia, com alta riqueza de espécies e ampla distribuição neotropical e não é considerada hiperdominante. Compilações recentes e listas taxonomicamente verificadas para a Amazônia confirmam a expressiva representatividade da família e a importância dos gêneros neotropicais a exemplo do gênero *Guatteria* (TER STEEGE *et al.*, 2016).

Por outro lado, famílias como Rubiaceae, Lauraceae e Fabaceae foram as que apresentam maior frequência relativa, e as famílias Violaceae e Vochysiaceae

apresentaram menor importância relativa, demonstrando baixa representatividade em termos de número de indivíduos, área ocupada e presença nas parcelas amostradas. Esse padrão é consistente com outros estudos de fitossociologia realizados na Amazônia, nos quais tais famílias não figuram entre as de maior importância, sendo frequentemente superadas por Fabaceae, Lecythidaceae, Sapotaceae e Chrysobalanaceae (OLIVEIRA; AMARAL, 2008; ANDRADE *et al.*, 2017; CARIM *et al.*, 2019; OLIVEIRA *et al.*, 2020).

A distribuição das famílias com maiores IVIs revela informações valiosas sobre a dinâmica ecológica e os processos de sucessão vegetal na Amazônia. O predomínio de famílias como Fabaceae, Lauraceae e Burseraceae reflete não apenas a adaptação dessas espécies às condições edafoclimáticas da região, mas também sua importância para a manutenção da biodiversidade e a estabilidade ecológica. Esse padrão já foi amplamente registrado em inventários realizados na Amazônia, nos quais tais famílias figuram entre as de maior IVI, desempenhando papel estrutural fundamental na composição e no funcionamento das comunidades florestais (SILVA *et al.*, 2008; CARIM *et al.*, 2019; OLIVEIRA *et al.*, 2020).

Os inventários fitossociológicos realizados na Amazônia em terra firme mostram que: Fabaceae lidera em riqueza de espécies (SANTOS *et al.*, 2011), Burseraceae destaca-se em abundância de indivíduos (SANTOS *et al.*, 2011), e Lauraceae figura entre as famílias de maior relevância estrutural (SANTOS *et al.*, 2011; CARIM *et al.*, 2021), confirmando seu papel fundamental nas florestas amazônicas.

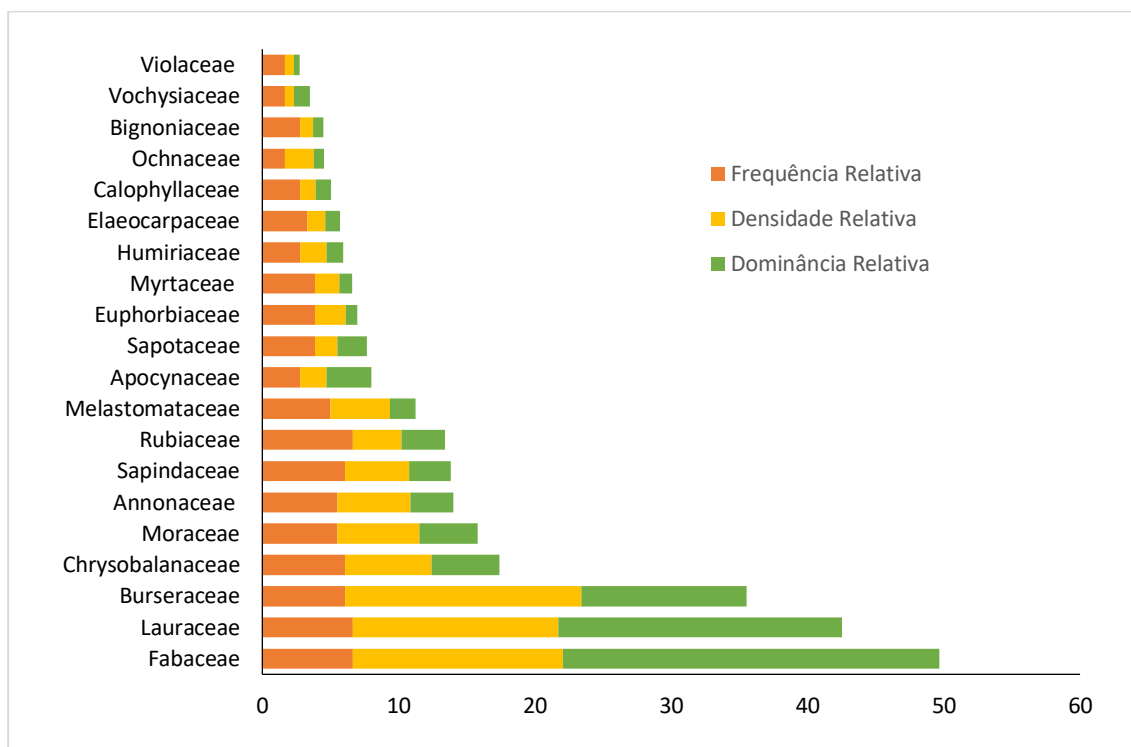


Figura 6. Vinte famílias como os maiores Índice de Valor de Importância (IVI) numa comunidade arbórea na Fazenda Rio Negro, no município de Feliz Natal-MT.

Em relação ao Índice de Valor de Importância das espécies encontradas no levantamento fitossociológico realizado na Fazenda Rio Negro ressaltam-se *Ocotea cujumarum* e *Protium sagotianum*.

Na floresta amazônica, *Ocotea cujumarum* (Lauraceae) destaca-se como árvore aromática cujos óleos essenciais ricos em sesquiterpenos, a exemplo de β -cariofileno, sugerem papel relevante em defesas químicas e interações ecológicas (XAVIER *et al.*, 2020).

A espécie *Protium sagotianum* (Burseraceae), ocupou o segundo lugar de Índice de Valor de Importância (Figura 7) e sua relevância ecológica, assim como as demais espécies do gênero, está relacionada a atuação nos fluxos biogeoquímicos da Amazônia (TER STEEGE *et al.*, 2013). É importante ressaltar que a Floresta Amazônica constitui o centro primário de dispersão do gênero *Protium*, o principal representante da família Burseraceae na América do Sul (FINE *et al.*, 2005; FAGUNDES *et al.*, 2021)

Os óleos e resinas extraídos de diferentes espécies de *Protium* têm múltiplas aplicações, sendo tradicionalmente empregados na calafetagem de embarcações, na

produção de vernizes e no tratamento de doenças inflamatórias e dolorosas (ZOGHBI et al., 2002; LIMA et al., 2006; MURTHY et al., 2016; SOUZA et al., 2017; NICOLAI; RODRIGUES, 2022; SIANI et al., 1999; ESTEVAM et al., 2018; ESTEVAM et al., 2017; ALBINO e OLIVEIRA, 2025). Além disso, a oleoresina aromática de espécies desse gênero é amplamente utilizada como fragrância nas indústrias de perfumaria e cosméticos, o que lhe confere elevado valor na bioeconomia amazônica (SIANI et al., 2017). Diante disso, neste trabalho foi dado uma relevância ao estudo das plantas desse gênero.

A terceira espécie de maior Índice de Valor de Importância foi *Pseudolmedia laevigata* (Moraceae), destacada como fonte importante de frutos para frugívoros, especialmente primatas, transferindo grande biomassa de polpa e contribuindo fortemente para a dispersão de sementes e a regeneração florestal (STEVENSON et al., 2015).

Outras espécies também se destacam, como *Clitoria amazonum*, uma Fabaceae fixadora de nitrogênio que desempenha papel importante no aumento da fertilidade do solo em ecossistemas amazônicos pobres nesse nutriente (MOREIRA; SILVA; FARIA, 1992).

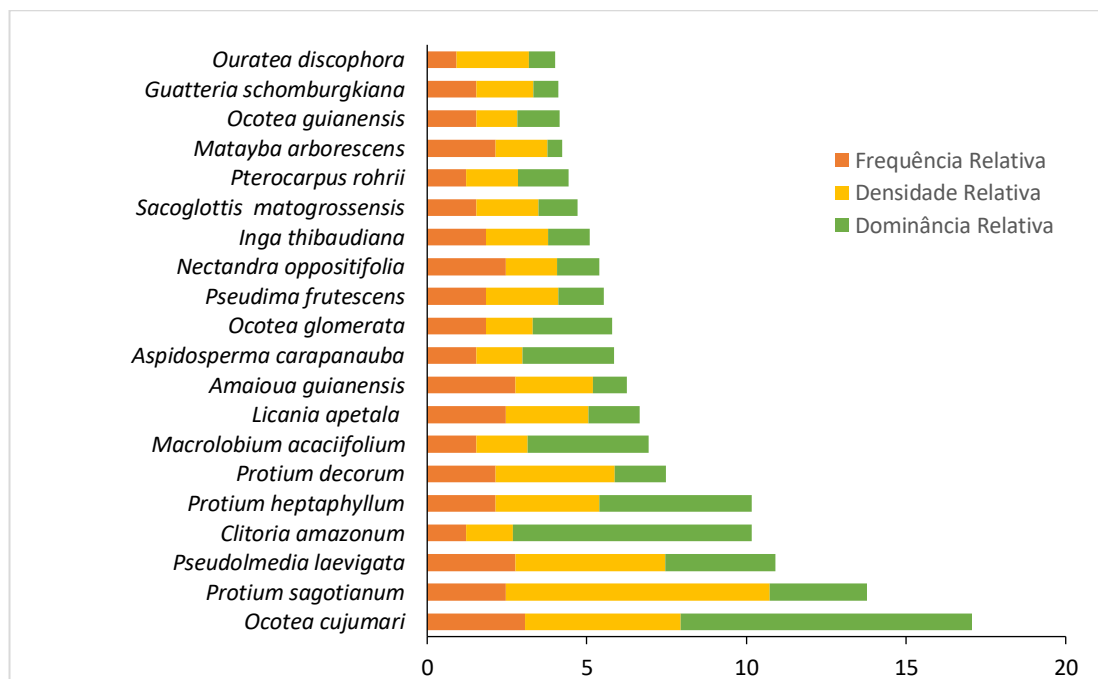


Figura 7. Vinte espécies como os maiores Índice de Valor de Importância (IVI) uma comunidade arbórea situadas na Fazenda Rio Negro, no município de Feliz Natal-MT.

Para demonstrar o esforço amostral, foi construída uma curva de rarefação (Figura 8), na qual se observou um leve ponto de inflexão, indicando que o tamanho amostral foi suficiente para representar a diversidade de espécies arbóreas da área estudada.

A riqueza de espécies é o mais simples e usual descritor da diversidade biológica, mas há uma grande dificuldade em determinar o quanto se deve amostrar para estimar com confiabilidade o número de espécies esperado em uma comunidade vegetal.

Uma ferramenta bastante utilizada para esta finalidade é a curva de rarefação que relaciona o número de novas espécies encontradas a medida em que se aumenta o número de amostras ou a área amostral (MAGURRAN, 2004).

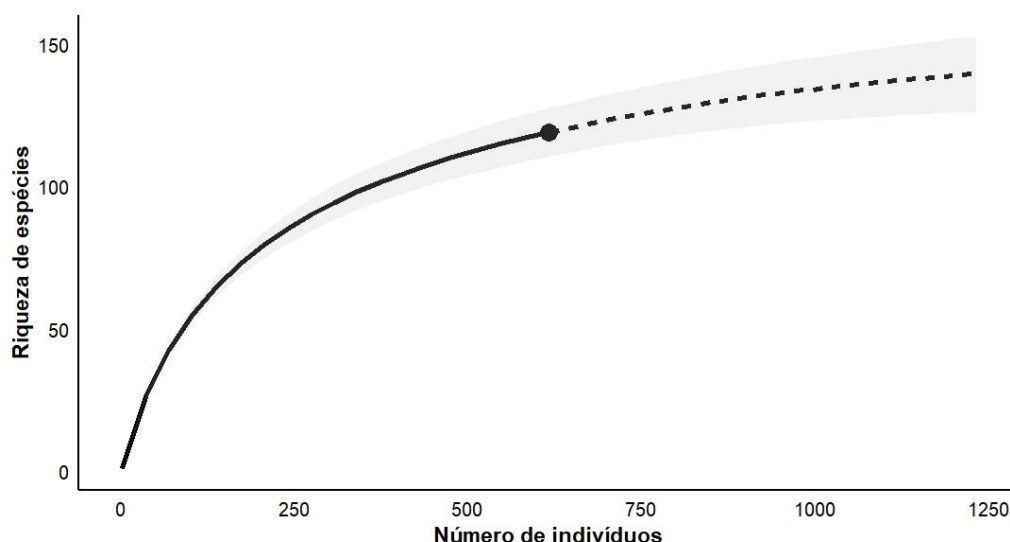


Figura 8. Curva de rarefação de espécies intervalo de confiança de 95%.

A matriz de dissimilaridade florística (Figura 9) mostrou que as parcelas P2, P3 e P4 (valores entre 0,43–0,50) apresentam alta similaridade, pois compartilham a mesma composição florística, caracterizando uma floresta ombrófila aberta de cipó. Essas parcelas foram submetidas ao manejo florestal. Em contraste, as parcelas P6 e P12 (0,98) apresentaram elevada dissimilaridade: a P6 está inserida em floresta ombrófila de palmeira e reduzida diversidade de espécies, enquanto a P12 situa-se em floresta ombrófila aberta de cipó e elevada diversidade de espécies. As demais parcelas (P5, P7, P8, P9, P10 e P11) apresentaram valores mais homogêneos entre si, variando entre 0,6 e 0,8.

Esta informação é útil para planejamento de conservação, amostragem estratificada e interpretação da heterogeneidade florística da área estudada. A análise reforça a importância de se considerar variabilidade espacial da vegetação, mesmo dentro de uma área aparentemente contínua

A dissimilaridade na composição da comunidade é uma das características mais evidentes dos ecossistemas florestais, ela pode revelar certos mecanismos que geram e mantêm a diversidade florestal e efeitos específicos sobre o habitat que moldam a composição e a estrutura da floresta (JOST *et al.*, 2011; SOCOLAR *et al.* 2016).

O uso de métricas robustas de dissimilaridade pode aprimorar a classificação ecológica da vegetação florestal. Avaliar as dissimilaridades entre comunidades florestais é essencial para avaliar invasões de espécies, mudanças causadas pela extração seletiva de árvores ou efeitos das mudanças climáticas na composição de espécies (WEHENKEL *et al.* 2014).

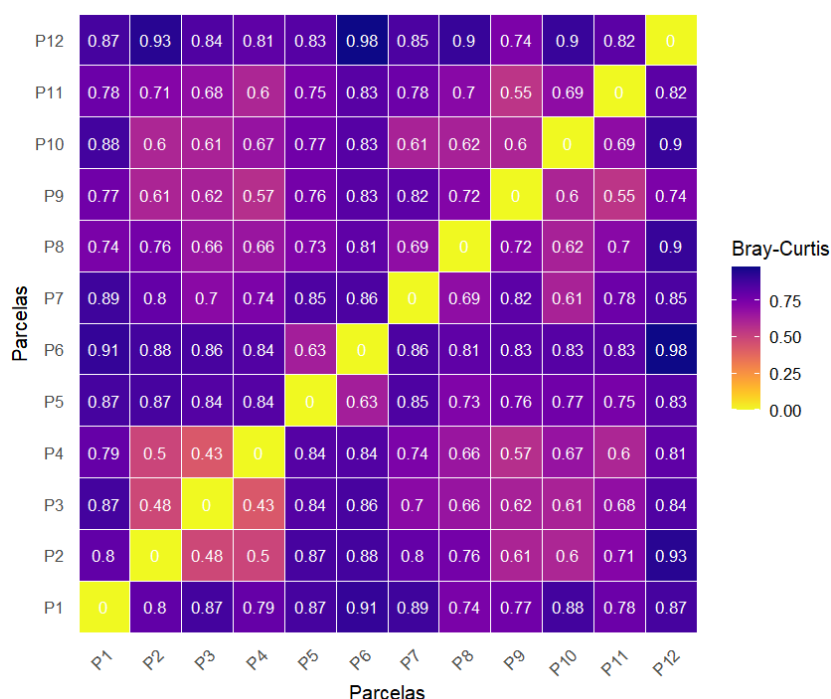


Figura 9. Matriz de dissimilaridade florística par a par entre as 12 unidades amostrais situadas na Fazenda Rio Negro, no município de Feliz Natal-MT.

O dendrograma de agrupamento hierárquico das parcelas, baseado na dissimilaridade florística calculada pelo índice de Bray-Curtis (Figura 10), evidenciou a formação de cinco grupos distintos. O Grupo 1 reuniu as parcelas P10, P7 e P8, que apresentaram elevada similaridade florística, refletindo ambientes semelhantes.

O Grupo 2 foi constituído pelas parcelas P11, P9, P4, P3 e P2, que também se mostraram muito próximas entre si, formando um subgrupo bem definido por pertencerem à floresta ombrófila aberta de cipó.

O Grupo 3 foi representado unicamente pela parcela P1, que apresentou certa similaridade com as parcelas P2 e P4, ambas situadas em área manejada de floresta ombrófila de cipó. No entanto, a distinção da parcela P1 deve-se ao fato de estar localizada em uma área sujeita a alagamentos. O Grupo 4 foi composto pelas parcelas P6 e P5, ambas situadas em áreas de terra preta e floresta ombrófila aberta de palmeira (Palmeiral). Por fim, o Grupo 5, formado exclusivamente pela parcela P12, destacou-se como o mais dissimilar, por corresponder a uma floresta mais estruturada e com maior riqueza de espécies.

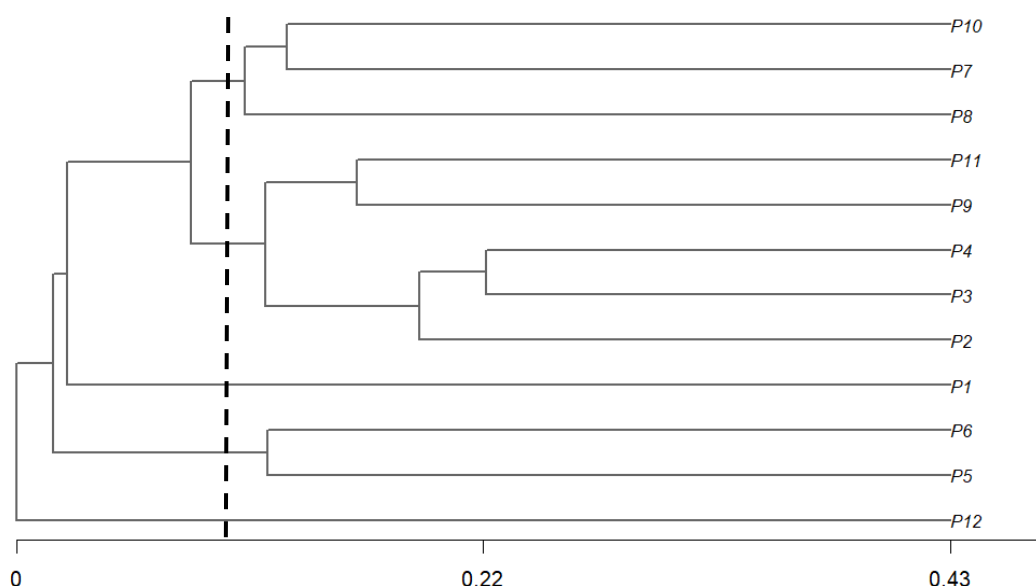


Figura 10. Dendrograma de agrupamento hierárquico das parcelas com base na dissimilaridade florística calculada pelo índice de Bray-Curtis. O método de ligação utilizado foi o UPGMA (Unweighted Pair Group Method with Arithmetic Mean).

A figura 11 mostra os Diagramas de Whittaker para as dose parcelas. Quatro parcelas são dominadas por *Protium sagotianum* e uma por *Protium heptaphillum*, sendo, portanto, 42% das parcelas dominadas pelo gênero *Protium*. O gênero *Protium* é o segundo mais hiperdominante na Amazônia (TER STEEGE *et al.*, 2013). As árvores pertencentes à família Burseraceae são reconhecidas por desempenharem um

importante papel na diversidade e estrutura das florestas tropicais, representando de 10–14% da riqueza de espécies (DALY *et al.*, 2012). As outras espécies dominantes foram *Pseudolmedia laevigata* (Moraceae), *Pseudima frutescens* (Sapindaceae), *Licania apetala* (Chrysobalanaceae), *Ocotea cujumari* (Lauraceae), *Ouratea discophora* (Ochnaceae), *Sacoglottis matogrossensis* (Humiriaceae).

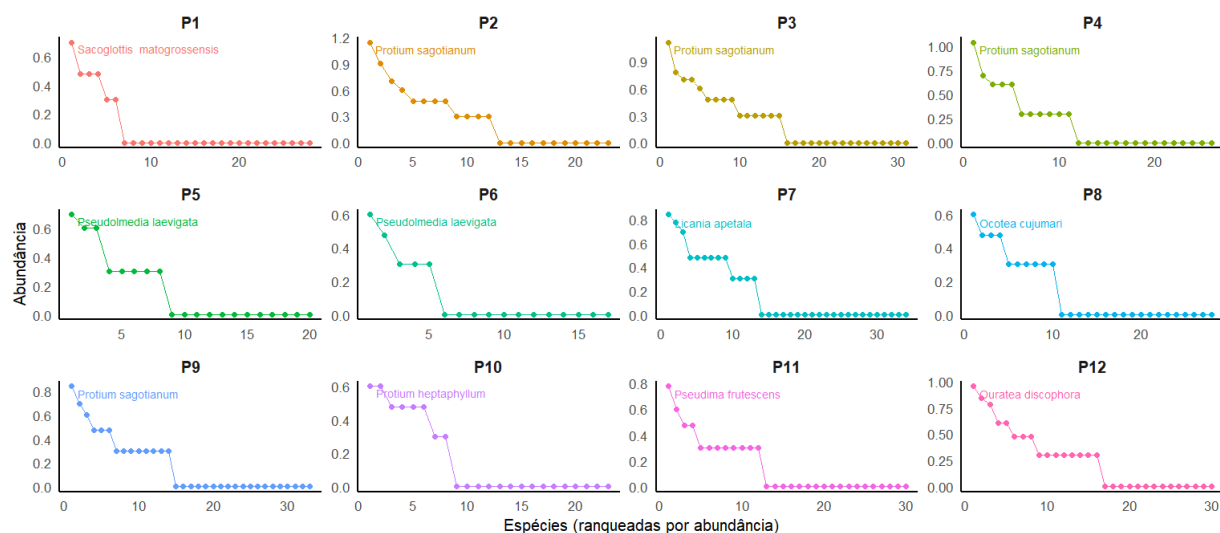


Figura 11 Diagramas de Whittaker mostrando a dominância ranqueada por abundância em uma comunidade arbórea situadas na Fazenda Rio Negro, no município de Feliz Natal-MT.

O índice de Payandeh foi aplicado à espécie *Protium sagotianum*, registrada como abundante em cinco parcelas deste estudo, com o objetivo de avaliar sua distribuição espacial e compreender seu padrão de dispersão. Como o valor do índice foi superior a 1,5, a espécie apresentou padrão de distribuição agregada. Esses resultados corroboram com os obtidos por Tostes *et al.* (2018) na Reserva de Desenvolvimento Sustentável do Rio Iratapuru (AP), em que o índice de Payandeh também indicou padrão de agrupamento ou agregação em quatro espécies do gênero *Protium*. Os autores atribuíram esse padrão à elevada produção anual de sementes, ao tipo de dispersão das mesmas e à ausência de predadores específicos. Compreender a distribuição espacial de uma espécie dentro de uma comunidade vegetal é essencial para orientar estratégias de manejo e conservação de formações florestais.

Além do índice Payandeh também foi avaliado o índice de Shannon-Wiener, que é amplamente utilizado para medir a diversidade de uma determinada área. No presente estudo, esse índice variou de 2,70 a 3,28 entre as parcelas, valores inferiores

aos comumente observados em florestas tropicais, as quais geralmente apresentam variações entre 4,0 e 5,5. Essa diferença pode indicar níveis de degradação ambiental, possivelmente relacionado ao manejo florestal ou retirada de espécies fora do manejo (CONDÉ; TONINI, 2013).

Apesar disso, o índice total obtido foi de 4,26 (Tabela 4), sugerindo que a floresta apresenta elevada diversidade e uma distribuição equitativa das espécies (MAGURRAN, 2004; OLIVEIRA; AMARAL, 2004). Um estudo realizado antes e após o manejo florestal no Vale do Jari mostrou que o índice de Shannon-Wiener variou de 5,02 para 4,90, respectivamente. Isso mostra que se o manejo florestal for realizado adequadamente o índice de diversidade pode se manter relativamente estável (SANTOS et al., 2025).

Adicionalmente, foi avaliado o índice de diversidade de Simpson, que mede a dominância de espécies em uma comunidade ecológica. A variação observada entre as parcelas foi de 0,09 a 0,05 e índice total de 0,02. Esses dados mostram a importância da área para a conservação, por apresentar alta diversidade. Os valores de Simpson encontrados nas parcelas selecionadas na fazenda Rio Negro corroboram com outros trabalhos realizados em florestas tropicais (CERQUEIRA; MARTINS, 2015; KABANZE; KIMANZI; MALONZA; RUTINA, 2023, PELISSARI *et al.*, 2018).

O índice de equabilidade de Pielou, por sua vez, utilizado para medir o grau de uniformidade na distribuição dos indivíduos entre as espécies, variou de 0,87 a 0,96 entre as parcelas, com valor total de 0,89. Esses dados corroboram com estudos realizados anteriores, os quais apontam que florestas com alta diversidade e distribuição relativamente uniforme das espécies apresentam valores entre 0,7 e 0,9, como observado em áreas da Floresta Amazônica (ALVES *et al.*, 2010; VINHOTE *et al.*, 2020).

O índice de diversidade de Margalef apresentou variação entre 4,97 e 7,93 nas parcelas amostradas, enquanto o valor total foi de 18,50, indicando elevada riqueza específica no conjunto da área estudada (MARGALEF, 1958; MAGURRAN, 2004). De forma complementar, o índice de Menhinick variou de 2,92 a 4,47 entre as parcelas, com valor total de 4,84. Valores mais elevados desse índice refletem maior diversidade da comunidade avaliada, uma vez que expressam o aumento da riqueza de espécies em relação ao número de indivíduos amostrados (MENHINICK, 1964; KREBS, 1999).

Complementando essas análises, o Quociente de Mistura de Jentsch (QM), indicador do grau de heterogeneidade florística em uma floresta, ao expressar a proporção entre o número de espécies e o número total de indivíduos, apresentou variação de 0,37 a 0,70 entre as parcelas, com valor total de 0,5. Esse resultado reforça que a área estudada possui alta diversidade e distribuição equitativa das espécies, corroborando os valores geralmente registrados em florestas tropicais, que variam entre 0,25 e 0,55 (MORI *et al.*, 1983). Os dados obtidos neste estudo, realizado na Fazenda Rio Negro, foram superiores aos encontrados na literatura, sugerindo que a área alta diversidade (Tabela 4).

Tabela 4. Parâmetros de diversidade por parcelas encontradas numa comunidade arbórea situada na Fazenda Rio Negro, no município de Feliz Natal-MT.

Parcela	NI	C	H'	J'	SD	D	QM
P1	48	0,05	3,27	0,95	7,75	4,47	0,70
P2	62	0,09	2,74	0,87	5,33	2,92	0,37
P3	71	0,07	3,09	0,90	7,04	3,68	0,42
P4	53	0,08	2,93	0,90	6,30	3,57	0,47
P5	35	0,07	2,81	0,94	5,34	3,38	0,57
P6	25	0,08	2,70	0,95	4,97	3,40	0,68
P7	64	0,05	3,28	0,93	7,93	4,25	0,52
P8	43	0,05	3,21	0,96	7,18	4,27	0,65
P9	60	0,05	3,26	0,94	7,60	4,17	0,55
P10	39	0,06	2,97	0,95	6,01	3,68	0,59
P11	48	0,05	3,21	0,95	7,31	4,28	0,60
P12	69	0,06	3,13	0,92	6,85	3,61	0,43
Total	617	0,02	4,26	0,89	18,5	4,84	0,50

NF=Número de Famílias, NI= Número de Indivíduos, C= Índice de dominância de Simpson, H'= Índice de diversidade de Shannon, J'= Índice de uniformidade de Pielou, SD= Índice de Margalef, D= Índice de Menhinick e QM = Quociente de mistura.

A análise dos índices ecológicos ao longo das 12 parcelas revelou variações importantes na estrutura e diversidade da vegetação. O índice de riqueza de espécies (SD) apresentou os maiores valores entre os índices avaliados, com destaque para as parcelas P7, P8 e P9, que evidenciam maior número de espécies distintas. Por sua vez, o índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') demonstrou variação mais moderada, sendo mais elevado nas mesmas parcelas (P7–P9), o que indica não apenas maior riqueza, mas também uma distribuição mais equitativa entre as espécies presentes.

O índice de equitabilidade de Pielou (J') manteve-se relativamente constante entre as parcelas, com valores próximos a 0,9, o que sugere que, independentemente

da riqueza, os indivíduos estão bem distribuídos dentro das áreas estudadas. Este padrão aponta para comunidades ecológicas com baixa dominância e elevada uniformidade na abundância relativa.

Esse dado permite inferir que nenhuma espécie exerce forte dominância populacional. Isso é importante, pois comunidades com baixa dominância tendem a apresentar maior resiliência ecológica, considerando que o funcionamento do ecossistema não depende excessivamente de uma única espécie (RICOTTA; AVENA, 2003). O fato de o índice ter se mantido constante entre diferentes parcelas mostra uma homogeneidade estrutural nas áreas estudadas, independentemente da variação na riqueza específica (número de espécies). Assim, mesmo quando a quantidade de espécies muda, a distribuição dos indivíduos continua equilibrada (WANG *et al.*, 2021). Esse resultado, também elucida que o ambiente está razoavelmente estável e conservados, pois a perda de equilíbrio costuma estar associada a distúrbios (naturais ou antrópicos) que favorecem a existência de poucas espécies.

Da mesma forma que o índice de Pielou (J'), a dominância medida pelo índice Simpson (C) mostrou que não houve dominância expressiva das espécies nas parcelas estudadas. O que indica baixa dominância e alta equitatividade, considerando que nenhuma espécie está monopolizando a comunidade.

Os índices de Menhinick e grau de agregação (IGA) permaneceram baixos e pouco variáveis entre as parcelas, sugerindo baixa agregação espacial e consistência na riqueza relativa.

A consistência na riqueza relativa observada entre as parcelas indica que a diversidade de espécies se manteve estável ao longo da área estudada. Esse padrão revela que a comunidade vegetal apresenta uma distribuição relativamente uniforme de espécies, sem parcelas com riqueza desproporcionalmente elevada ou reduzida, o que sugere influência ecológica homogênea e um sistema ambiental coeso.

A constatação de que os índices de Menhinick e o grau de agregação (IGA) se mantiveram baixos e com pouca variação entre as parcelas reforça a ideia de uma riqueza relativa estável e de uma distribuição espacial homogênea da comunidade. O Índice de Menhinick, que relaciona o número de espécies com a raiz quadrada do número de indivíduos, é amplamente utilizado para compensar variações no esforço amostral e comparar riqueza relativa entre comunidades de tamanhos distintos (KITIKIDOU *et al.*, 2024). O Índice de Agregação Espacial (IGA), embora menos

padronizado, é utilmente aplicado na quantificação de padrões espaciais na ecologia e paisagismo, sendo que valores baixos geralmente indicam distribuição dispersão, enquanto valores elevados sugerem agregação (HE *et al.*, 2001).

Quanto ao índice de Quociente de Mistura (QM), também foi observado uma estabilidade, apontando para uma estrutura relativamente homogênea no que tange à densidade ou à mortalidade das espécies.

Foi realizado a curva de distribuição diamétrica para as parcelas sendo registrados 346 indivíduos na primeira classe (0,08-0,18), 149 indivíduos na segunda classe (0,18-0,28), 72 indivíduos na terceira classe (0,28-0,38), 35 indivíduos na quarta classe (0,38-0,48), seis indivíduos na quinta classe (0,48-0,58) e três indivíduos na sexta classe (0,58-0,68), três indivíduos na sétima classe (0,68-0,78) e dois indivíduos na oitava classe (0,78-0,88) (Figura 12). Esses dados foram compatíveis com uma curva que se assemelha a “J-invertido”. Isso era esperado considerando que o trabalho foi realizado numa floresta tropical, em que sempre há um número maior de indivíduos na classe 1 e menos indivíduos nas outras classes. Esses dados corroboram com outros trabalhos realizados em florestas tropicais (SANTOS *et al.*, 2013; LIMA; LEÃO, 2013; NETO; FERREIRA; JARDIM 2023).

A análise das parcelas P1 a P11 mostra que as espécies nessas áreas se apresentam em estágio de regeneração natural, enquanto a P12 está mais estruturada.

É consenso geral que florestas tropicais sem grande perturbação apresentam distribuição diamétrica na forma de J-invertido, sendo caracterizadas como comunidade autorregenerante (REIS *et al.*, 2014).

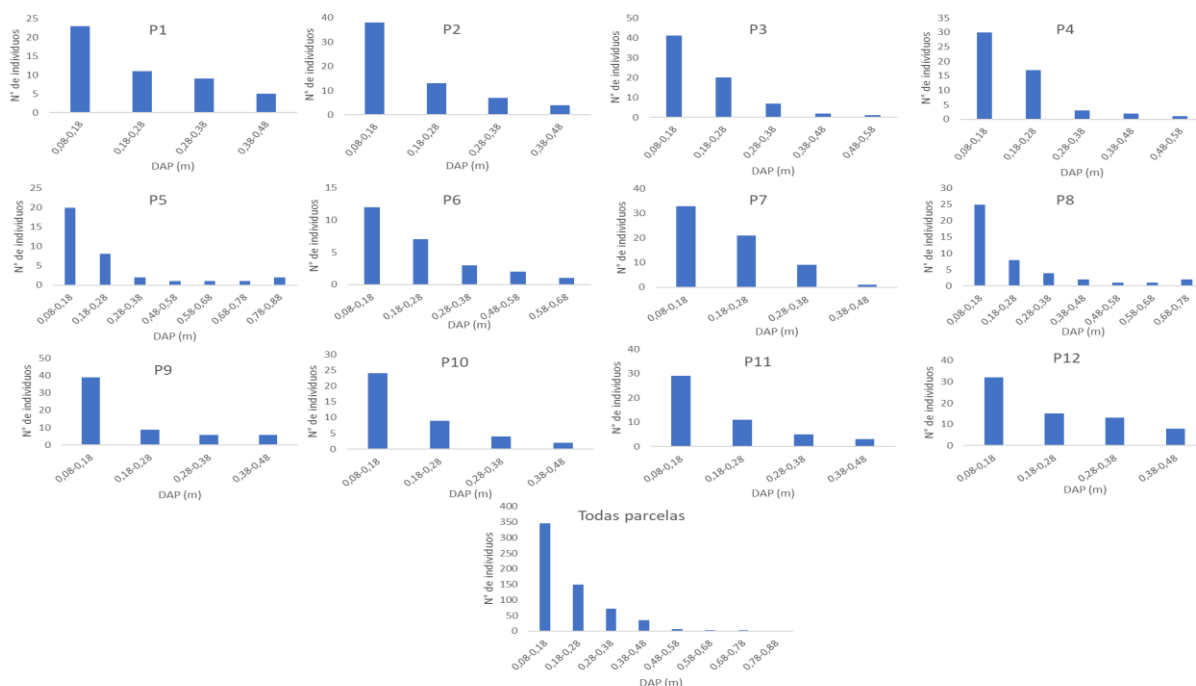


Figura 12 Distribuição diamétrica dos indivíduos em 12 parcelas amostradas (P1–P12) com as medidas de diâmetro à altura do peito (DAPm), situadas na Fazenda Rio Negro, no município de Feliz Natal-MT.

No presente estudo, foi realizada uma correlação entre as espécies registradas nas parcelas e as características do solo de cada local, onde essas parcelas estão situadas. Assim, a riqueza das espécies encontradas na Fazenda Rio Negro, se correlacionou negativamente com a concentração de Cu, Mn, Zn, CTC, SB, MO, pH ($r > 0,5$) e os outros parâmetros analisados não mostram correlação com as espécies. Quanto a abundância das espécies houve correlação negativa com pH, MO, P resina, B, Cu, Mn, Zn, CTC, SB e V% ($r > 0,5$) e positivamente com CaCl, Al, H+Al, Fe e Calcário T/ha ($r > 0,5$) (Figura 13).

Esse padrão é consistente com estudos na Amazônia que mostram que maior fertilidade do solo tende a favorecer a dominância de poucas espécies, ao passo que ambientes mais pobres em nutrientes sustentam maior riqueza local (ASSIS; WITTMANN., 2011; FINE *et al.*, 2016; TER STEEGE *et al.*, 2023).

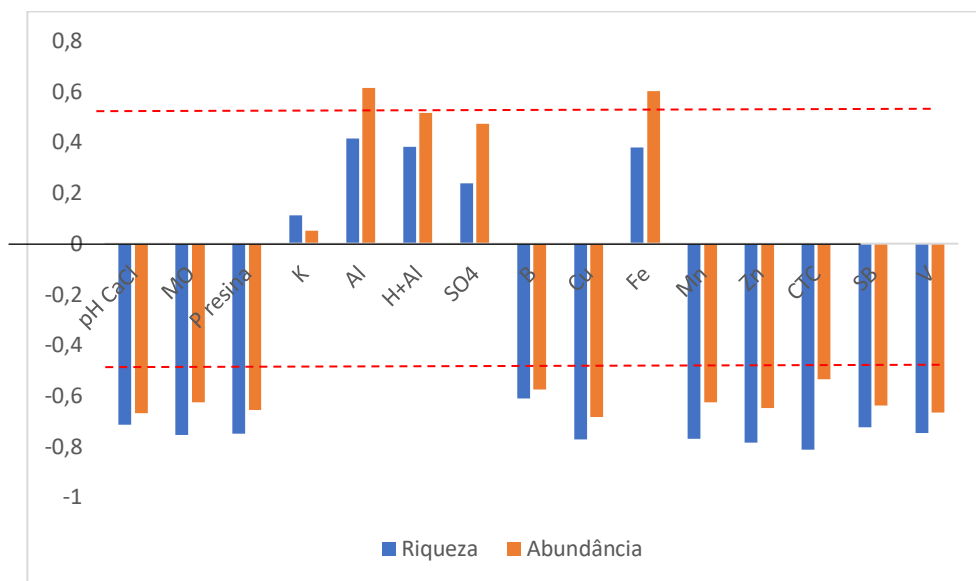


Figura 13 Correlação de Pearsom de parâmetros químicos do solo em comunidade arbórea situadas na Fazenda Rio Negro, no município de Feliz Natal-MT.

Uma outra análise realizada foi o Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS) que evidenciou a formação de quatro grupos florísticos distintos (Figura 14). O Grupo 1, composto pelas parcelas P1 e P2 que se agruparam por estar associado a solos com maiores teores de Alumínio (Al), Ferro (Fe) e Hidrogênio + Alumínio (H+Al), indicando ambientes mais ácidos e distróficos. O Grupo 2, formado pelas parcelas P3, P4, P8, P9, P10 e P11, apresentou composição florística mista, moderadamente influenciada pelas variáveis edáficas. O Grupo 3, constituído pelas parcelas P5 e P6, foi associado a solos mais férteis, correlacionados à Soma de Bases (SB), fósforo disponível, pH em CaCl₂, Mn, Zn e V%, caracterizando ambientes mais eutróficos. Por fim, o Grupo 4 correspondeu exclusivamente à parcela P12, que se destacou pela alta dissimilaridade florística em relação às demais, provavelmente devido às características ambientais particulares e à presença de uma floresta mais estruturada e diversa.

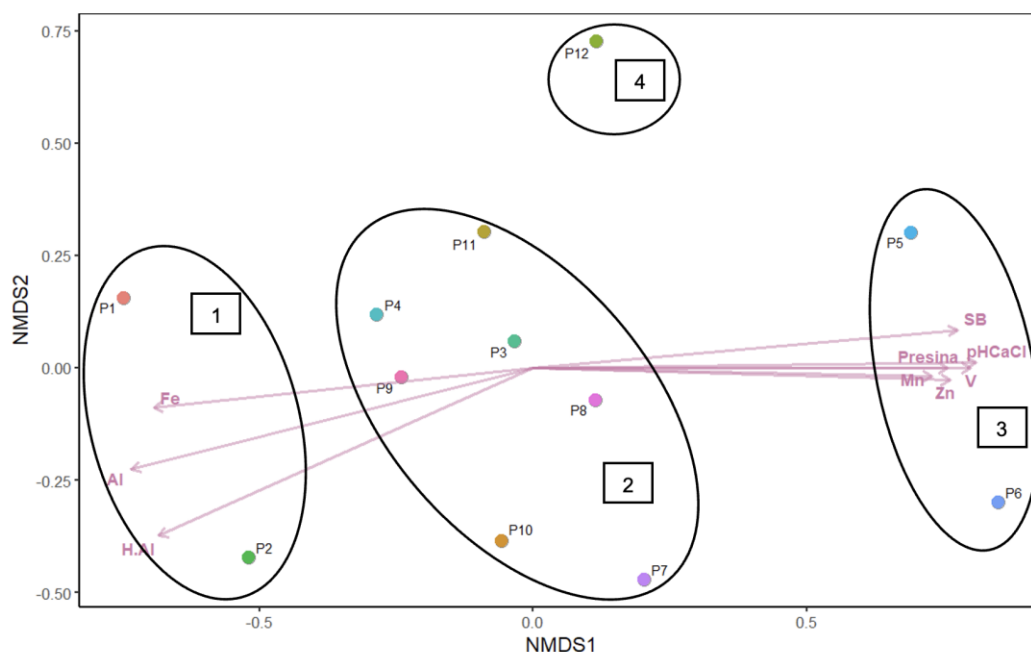


Figura 14 Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS), baseada na matriz de dissimilaridade florística de Bray-Curtis. A análise foi realizada em duas dimensões ($k = 2$) e apresentou um stress de 0,147.

Os quatro grupos observados a partir da análise NMDS refletem filtros edáficos, clássicos na Amazônia, sobretudo o eixo acidez/Al/H+Al versus fertilidade (SB, P, pH CaCl_2), amplamente documentados na literatura e descritos em estudos de larga escala sobre a floresta amazônica.

Análises envolvendo 2.046 parcelas arbóreas demonstraram que combinações específicas de solo e tipo de floresta explicam uma fração significativa da variação na riqueza de espécies e na diversidade alfa, revelando um padrão consistente: áreas com solos mais férteis tendem a apresentar menor diversidade de espécies, enquanto solos menos férteis favorecem maior diversidade (TER STEEGE *et al.*, 2023). Essa relação é particularmente evidente em ambientes de solos pobres em nutrientes, como as campinaranas, onde se observa uma maior especialização das espécies. Nessas formações, adaptadas às condições edáficas adversas, a limitação de recursos impede a dominância de uma única espécie, promovendo a coexistência e ampliando a diversidade local (MATAS-GRANADOS *et al.*, 2024). No entanto, estudos conduzidos na Amazônia Oriental e no Escudo das Guianas destacam que a baixa diversidade registrada em algumas áreas de solos arenosos não decorre da pobreza nutricional, mas sim da pequena extensão e da natureza fragmentada dessas formações de areia

branca, o que restringe o número de espécies presentes (TER STEEG *et al.*, 2000). Assim, a interação entre fertilidade do solo, especialização ecológica e contexto espacial das formações florestais emerge como fator central para compreender os padrões de diversidade arbórea na Amazônia.

O crescimento de floresta em solos com pouca fertilidade não se restringe a Amazônia, dados coletados de espécies arbóreas da Floresta Ombrófila Densa da Mata Atlântica mostrou que a floresta tropical luxuriante cresce também sobre solo com baixa disponibilidade de nutrientes, demonstrando a importância e a eficiência da ciclagem de nutrientes em uma região de alta pluviosidade (JOLY *et al.*, 2012).

8.2 ANÁLISE DA DIVERSIDADE ARBÓREA DE *PROTIUM* ENCONTRADA NA FAZENDA RIO NEGRO

No levantamento fitossociológico foram registrados seis espécies de *Protium*, totalizando 106 indivíduos: *P. altissimum* (2), *P. decorum* (23), *P. heptaphyllum* (20), *P. pilosissimum* (6), *P. sagotianum* (51) e *P. spruceanum* (4). A partir disso, foi gerada uma matriz de dissimilaridade florística com essas espécies das parcelas e um dendrograma de agrupamento hierárquico com base na dissimilaridade florística de espécies do gênero *Protium* calculada pelo índice de Bray-Curtis (Figura 15 e 16).

O dendrograma construído pelo método UPGMA a partir do índice de dissimilaridade de Bray-Curtis revelou a formação de agrupamentos consistentes entre as parcelas, os quais foram corroborados pela matriz de similaridade. Observa-se que as parcelas P1 e P5 se destacam como um par extremamente próximo, com valores de similaridade entre 0,89 - 1, evidenciando a mesma composição florística quanto ao *Protium*, pois ambas apresentaram apenas a espécie *P. sagotianum*. Outro grupo bem definido foi formado por P2, P3 e P4, no qual a proximidade entre P3 e P4 é mais acentuada (0,12), enquanto P2 se apresenta ligeiramente mais distante, mas ainda dentro do mesmo conjunto. De modo semelhante, P7 e P8 constituem um par fortemente associado, com índices de similaridade entre 0,81–1, ao qual se agrega P10, embora em posição mais intermediária. Já as parcelas P9 e P11 configuram um grupo de similaridade moderada (0,38–0,67), denotando uma composição florística compartilhada, mas menos intensa que nos pares anteriores. Por outro lado, a parcela

P12 ficou isolada das demais, apresentando valores próximos de zero em relação às outras, o que confirma sua baixa similaridade e reforça sua singularidade florística.

Assim, tanto o dendrograma quanto a matriz de dissimilaridade convergeram para a identificação de cinco grupos principais de parcelas. Essa consistência entre as duas abordagens evidencia a robustez da análise e reforça a importância de integrar diferentes métodos estatísticos para compreender os padrões de organização florística no ecossistema estudado.

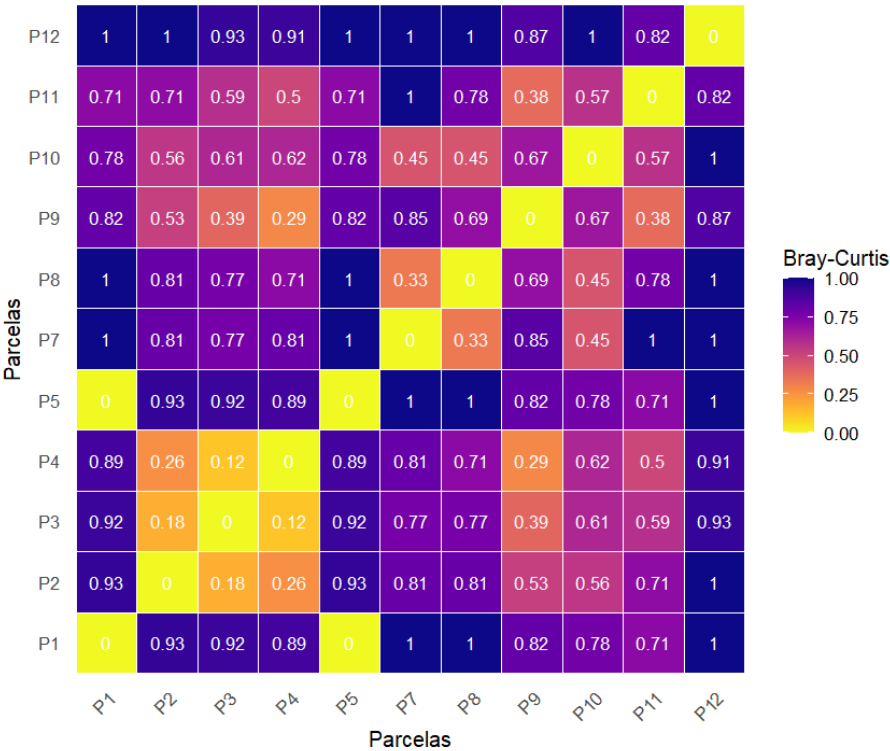


Figura 15 Matriz de dissimilaridade florística par a par entre espécies do gênero *Protium* nas parcelas situadas na Fazenda Rio Negro, no município de Feliz Natal-MT.

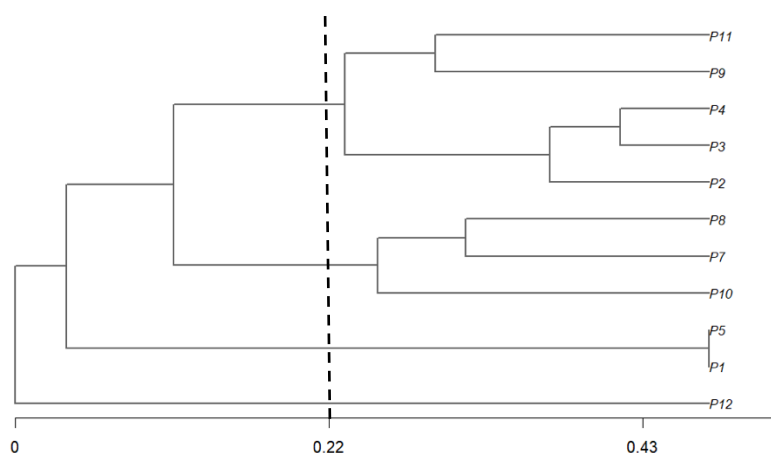


Figura 16 Dendrograma de agrupamento hierárquico das parcelas com base na dissimilaridade florística de espécies do gênero *Protium* calculada pelo índice de Bray-Curtis. O método de ligação utilizado foi o UPGMA (Unweighted Pair Group Method with Arithmetic Mean).

A espécie dominante do gênero *Protium* foi *P. sagotianum*, característica de formações de Floresta Ombrófila Aberta de Cipó (Figura 17). A análise evidenciou a formação de cinco grupos de parcelas: P1 e P5, representando 2% de *Protium* (*P. sagotianum*); P2, P3 e P4, compondo o segundo grupo; P7, P8 e P10, que formaram o terceiro grupo com 13%; P9 e P11, agrupados no quarto conjunto com 15%; e, por fim, P12, que se destacou isoladamente, representando 5%.

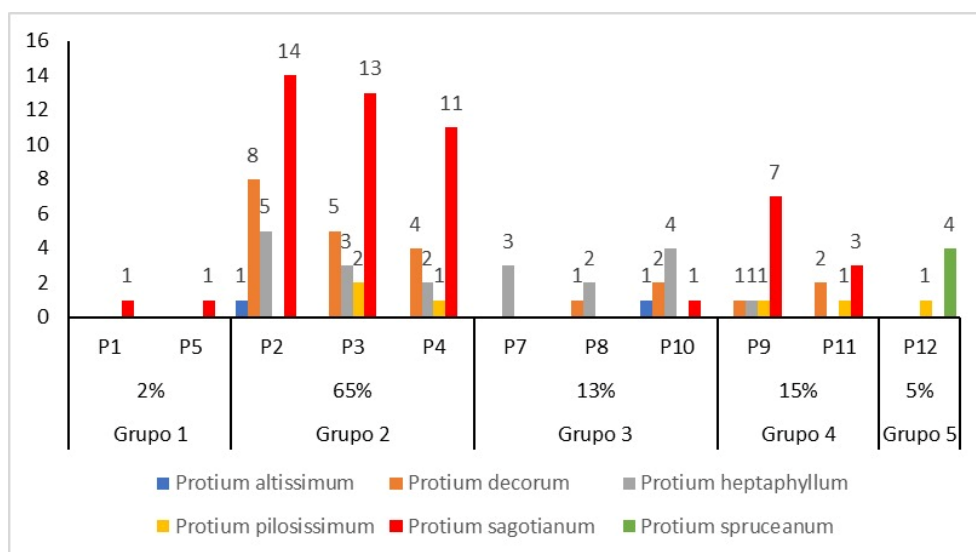


Figura 17 Abundância de espécies de *Protium* e porcentagem por grupo gerado na análise da matriz de dissimilaridade florística pelo método Bray-Curtis.

A análise de correlação de Pearson, mostrou que as espécies *Protium decorum* e *Protium heptaphyllum* tiveram correlação positiva com Al^+ e $\text{H}+\text{Al}$. Assim, solo com essas características facilita o desenvolvimento dessas espécies. As espécies *Protium sagotianum* e *Protium decorum* tiveram uma correlação positiva com SO_4^- e Fe^+ , desse modo, solos com alta concentração desses íons proporciona condições favoráveis para o desenvolvimento dessas espécies. A espécie *Protium pilosissimum* teve uma correlação negativa para Cu^+ e CTC mostrando que quanto menor for a quantidade desse íon disponível no solo, maior a probabilidade de incidência dessa espécie na área (Figura 18).

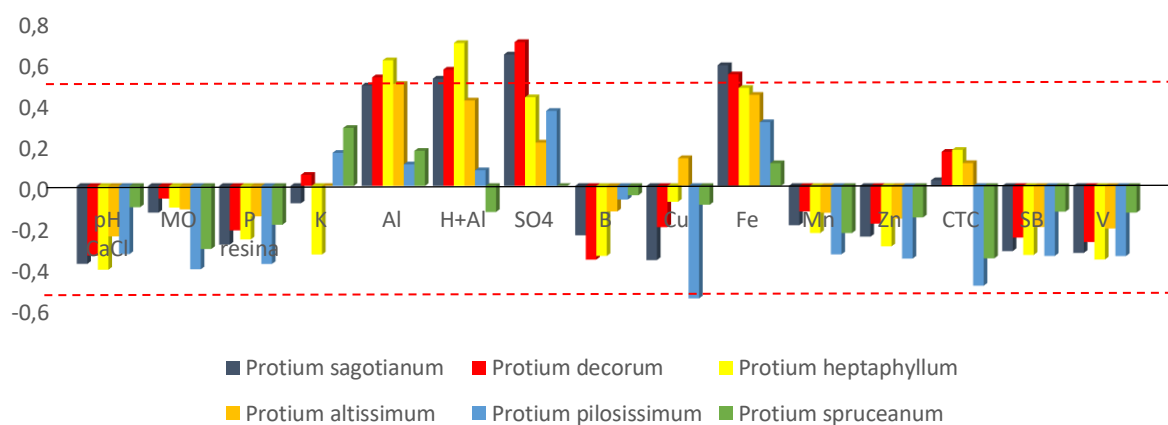


Figura 18. Correlação de Pearson das espécies de *Protium* parâmetros químicos do solo em comunidade arbórea situadas na Fazenda Rio Negro, no município de Feliz Natal-MT.

A análise das variáveis ambientais associando os dados obtidos pela correlação de Pearson e Análise de NMDS (Figura 19) revelou padrões distintos entre as espécies do gênero *Protium*. No estudo de correlação, ficou evidenciado que espécies como *P. sagotianum* e *P. decorum* apresentaram respostas positivas frente a determinados nutrientes, como potássio (K) e cálcio (Ca), enquanto outras, como *P. spruceanum* e *P. pilosissimum*, exibiram valores negativos para algumas variáveis, indicando diferentes estratégias ecológicas de adaptação ao solo.

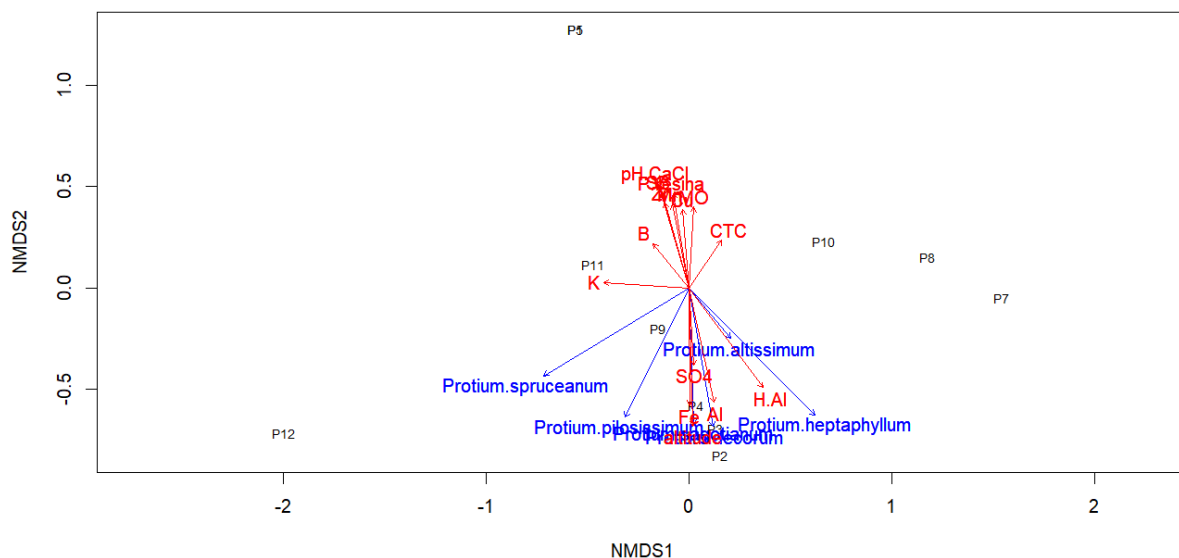


Figura 19. Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS), baseada na matriz de dissimilaridade florística do gênero *Protium* de Bray-Curtis. A análise foi realizada em duas dimensões ($k = 2$) e apresentou um stress de 0,147.

Os resultados obtidos pelas análises univariadas corroboraram com o NMDS, que sintetizou a influência simultânea de todos os fatores ambientais. Os dois primeiros eixos explicaram 71,5% da variação total, permitindo identificar dois grupos principais de espécies. O primeiro, formado por *P. heptaphyllum*, *P. altissimum*, *P. sagotianum* e *P. decorum*, mostrou-se mais relacionado a ambientes com maiores concentrações de alumínio (Al), acidez potencial (H+Al), ferro (Fe) e enxofre (SO₄). Já o segundo grupo, composto por *P. pilosissimum* e *P. spruceanum*, esteve mais associado ao potássio (K), afastando-se das variáveis ligadas à acidez do solo.

De forma integrada, observou-se que *P. heptaphyllum* e *P. decorum* apresentaram correlações positivas com Al, H+Al e Fe, sugerindo maior tolerância a solos ácidos e de menor fertilidade. Em contrapartida, *P. pilosissimum* apresentou correlação positiva com K e negativa com variáveis de acidez, confirmando sua posição isolada no NMDS. Já *P. sagotianum* e *P. decorum* também demonstraram associação positiva com fósforo disponível (P-resina), capacidade de troca catiônica (CTC) e matéria orgânica (MO), evidenciando plasticidade ecológica diante de diferentes condições edáficas.

Assim, os resultados indicam que as espécies do gênero *Protium* apresentam estratégias ecológicas contrastantes frente à disponibilidade de nutrientes e acidez do

solo. Enquanto algumas se destacam por sua adaptação a ambientes mais distróficos e ácidos (*P. heptaphyllum*, *P. altissimum* e *P. decorum*), outras dependem de nutrientes específicos, como potássio, para sua ocorrência (*P. pilosissimum* e *P. spruceanum*). Esses padrões ressaltam tanto a sobreposição quanto a divergência ecológica entre as espécies analisadas e reforçam a importância do gênero na estruturação e funcionamento dos ecossistemas amazônicos, especialmente pela sua contribuição para processos-chave como o armazenamento de carbono e a ciclagem de nutrientes.

Evidências apontam que a variação edáfica é um dos determinantes da distribuição de espécies do gênero *Protium* na bacia amazônica (FINE *et al.* 2005). De fato, em nosso estudo, as espécies de *Protium decorum*, *P. heptaphyllum*, *P. pilosissimum*, *P. altissimum*, *P. sagotianum* e *P. spruceanum* estão distribuídos nos diferentes ambientes de acordo com as características edáficas. Assim, de maneira geral, no bioma Amazônia, as florestas com maior densidade de madeira ocorrem em solos mais antigos, fisicamente bem estruturados e com baixa disponibilidade de nutrientes (PAROLIN, 2002; MULLER-LANDAU, 2004; QUESADA *et al.*, 2012; MORI *et al.*, 2019).

A maior parte dos solos da Amazônia apresenta baixa fertilidade e elevada acidez, resultado de longos períodos de lixiviação (GRAU *et al.*, 2017). Diversos estudos apontam que a limitação de nutrientes no solo pode restringir fortemente a produtividade das florestas tropicais, embora estas possuam mecanismos altamente eficientes de conservação de nutrientes (HERRERA *et al.*, 1978; MALHI *et al.*, 2004; MALHI *et al.*, 2006). Há evidências de que, em áreas com solos mais férteis, a densidade de árvores pode ser menor, mas a biomassa total tende a ser maior (HERRERA *et al.*, 1978). Os dados obtidos na Fazenda Rio Negro corroboram com esses estudos, considerando que nas parcelas 5 e 6, onde os solos são mais férteis em comparação às demais áreas estudadas, foi registrado o menor número de árvores, porém com DAP elevados, com médias de 56 cm e 73 cm, respectivamente.

O solo das parcelas 5 e 6 é característico das Terras Pretas da Amazônia (Figura 20), conhecidas mundialmente como *Amazonian Dark Earths*. Esse tipo de solo é fértil, rico em fósforo e cálcio, e apresenta elevadas concentrações de partículas microscópicas de carvão, responsáveis por sua coloração escura característica (GOLIŃSKA, 2014). A gênese dessas terras ainda é objeto de debate. Enquanto alguns autores atribuem exclusivamente aos povos indígenas que habitaram a região nos

últimos 4.000 anos, outros sugerem que essas populações podem ter apenas se beneficiado de processos naturais de formação do solo, sem necessariamente serem as únicas responsáveis por sua origem (SILVA *et al.*, 2021; LOMBARDO *et al.*, 2022).

Na Fazenda Rio Negro, onde o solo apresenta características das Terras Pretas da Amazônia, foram encontrados numerosos fragmentos de utensílios de argila queimada, evidenciando que a área foi habitada, em um passado remoto, por comunidades indígenas que se beneficiaram desse solo fértil para o cultivo de suas roças.



Figura 20. Amostras de solos das parcelas de P1-P12 e amostras de fragmentos de utensílios de argilas encontrados nas terras pretas (P5 e P6) encontrados na Fazenda Rio Negro, no município de Feliz Natal-MT.

Por fim, considerando que 138 espécies de *Protium* já foram catalogadas no mundo (HASSLER, 2025), das quais 86 estão registradas no Brasil (JARDIM BOTÂNICO DO RIO DE JANEIRO, 2025), o fato de seis espécies terem sido identificadas na Fazenda Rio Negro, o que corresponde a aproximadamente 7% de todas as espécies do gênero conhecidas para o país, evidencia a elevada importância ecológica da área estudada para o gênero. Nesse sentido, os resultados obtidos reforçam a relevância da Fazenda Rio Negro como uma área estratégica para a

conservação da diversidade de *Protium* e para a compreensão de seu papel ecológico nos processos que sustentam a floresta amazônica.

8.3 LEVANTAMENTO FLORÍSTICO

O levantamento florístico registrou 241 espécies, distribuídas em 151 gêneros e 72 famílias botânicas. As famílias mais representativas foram Melastomataceae (9,9%), Rubiaceae (8,2%) e Fabaceae (7,4%) (Figura 21). Além disso, as espécies das famílias Chrysobalanaceae, Malpighiaceae e Myrtaceae também se destacaram quanto a diversidade florística, contribuindo com aproximadamente 4% a 3% do total de espécies identificadas. As demais famílias foram menos representativas, com porcentagens inferiores a 2%.

É comum a predominância de certas famílias em macro regiões. Assim, as mesmas famílias encontradas mais adundantemente na Fazenda Rio Negro também foram descritas em estudo realizado no Parque do Cristalino-MT e no município de Querência-MT, situada na Bacia do Xingu (ZAPPI; SASAKI; MILLIKEN; IVA; HENICKA; BIGGS; FRISBY, 2011; KUNZ *et al.*, 2014).

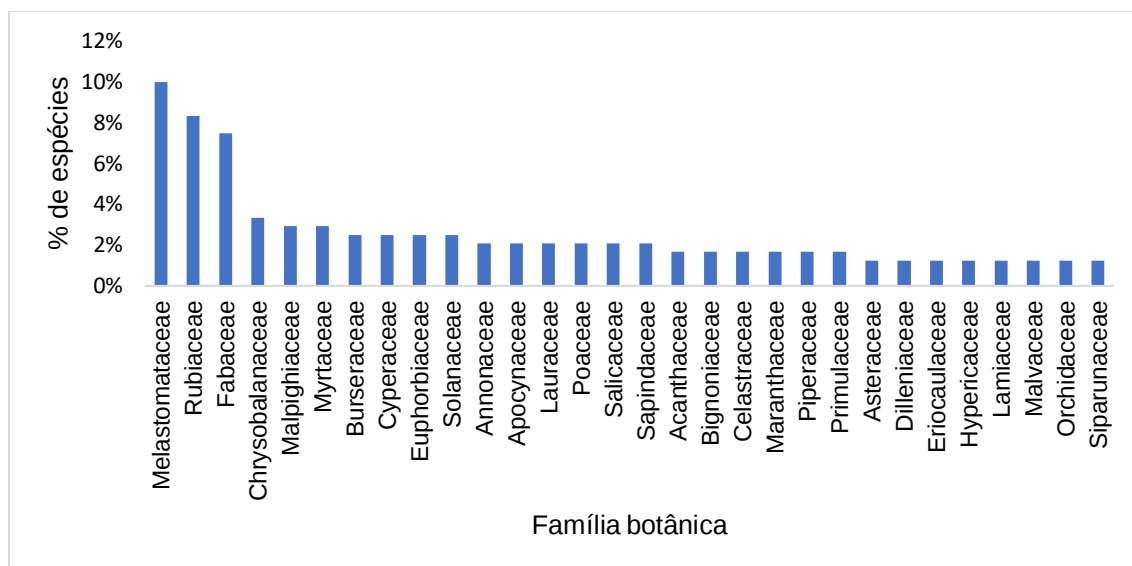


Figura 21 Porcentagem de espécies em cada família de plantas identificadas no levantamento florístico realizado na Fazenda Rio Negro.

Entre as famílias registradas na área da Fazenda Rio Negro, Siparunaceae foi a única monotípica. Foram identificadas duas espécies holoparasitas: *Helosis*

cayennensis (Sw.) Spreng e *H. guyanensis* Rich. Todas as espécies registradas no levantamento florístico são nativas do Brasil. Além disso, as espécies *Annona dolabripetala* Raddi e *Tachigali vulgaris* L.G. Silva & H.C. Lima são endêmicas do país.

A espécie *Annona dolabripetala* Raddi (sin. *Rollinia dolabripetala*) diferencia-se de outras espécies do gênero por possuir tricomas ferruginosos (DUTRA *et al.*, 2012) e é considerada uma espécie medicinal. Quimicamente, é caracterizada pela presença de trigonelina, flavonoides glicosilados e pelo alcaloide liriodenina, este último sendo um marcador quimiotaxonômico da família Annonaceae (MACHADO *et al.*, 2013; SANTOS; SALATINO, 2000).

Quanto às atividades farmacológicas, o extrato polar apresenta ação bactericida frente a *Staphylococcus aureus* (CAMPOS, 2013), além de efeitos antinociceptivos, anti-inflamatórios e antineoplásicos frente a células de linfoma histiocítico U937 (PEREIRA *et al.*, 2023).

A outra espécie em destaque é *Tachigali vulgaris*, indicada para reflorestamento por seu potencial promissor na produção bioenergética (DOS SANTOS *et al.*, 2024). Um estudo baseado em dados meteorológicos mostrou que a precipitação é a variável climática que mais influencia positivamente o crescimento em altura e o diâmetro das plantas dessa espécie. Isso sugere que mudanças climáticas podem comprometer seu desenvolvimento em áreas de ocorrência natural (PALHETA *et al.*, 2024).

Além disso, a *Tachigali vulgaris* tem se destacado como uma espécie florestal de elevado potencial para a bioeconomia, sendo considerada uma alternativa viável para o eucalipto em sistemas de produção comercial, pois além do valor econômico associado à sua madeira e à adaptabilidade a diferentes condições edáficas e apresenta vantagens ecológicas significativas. Entre elas, destaca-se a sua capacidade de contribuir para a restauração de áreas degradadas, favorecendo a formação de uma cobertura florestal estável e funcional (FARIAS *et al.*, 2016). Esta característica é especialmente relevante para a promoção de serviços ecossistêmicos e para a sustentabilidade de sistemas produtivos de longo prazo.

Um outro aspecto considerado no levantamento florístico foram os registros quanto os hábitos de crescimento das espécies estudadas, sendo as árvores as mais representativas, totalizando 113 espécies (46,89%), seguidas pelas ervas, com 46 espécies (19,09%), lianas, com 40 espécies (16,60%), arbustos, com 30 espécies (12,45%) e subarbustos, com 9 espécies (3,73%). As palmeiras foram representadas

por duas espécies (0,83%), e os cactos epífitos, por uma única espécie (0,41%) (Figura 22).

Embora a fazenda possua uma área de Floresta Ombrófila Aberta de Palmeiras, a coleta de exsicatas desse grupo não foi priorizada neste estudo. Recomenda-se, no futuro, um trabalho específico com foco em palmeiras, visando aprofundar o conhecimento sobre sua diversidade na região.

Era esperado que o maior número de espécies identificadas no levantamento florístico fosse espécies arbóreas, considerando que a área estudada é florestal, situada num ecótono entre Amazônia e Cerrado. Em geral áreas como esta há predominâncias de árvores (BAPTISTA-MARIA *et al.*, 2009).

A presença constante de espécies lianas pode significar que há expressiva diversidade de espécies com esse hábito de crescimento ou que a existência delas se deve ao grau de perturbação do ecossistema. Considerando que a área estudada, vem sendo manejada a mais dez anos (Anexo 3), essa presença de lianas pode denotar um estado de alteração do ecossistema. De modo geral, áreas onde há manejo florestal com corte seletivo de árvores, há um aumento significativo na composição e densidade de espécies de lianas que afetam as taxas de crescimento da floresta remanescente (REIS; MARIMON; MORANDI; ELIAS; ESQUIVEL-MUELBERT; MARIMON JUNIOR; FAUSET; OLIVEIRA; HEIJDEN; GALBRAITH, 2020; PUTZ; CAYETANO; BELAIR; ELLIS; ROOPSIND; GRISCOM; FINLAYSON; FINKRAL; CHO; ROMERO, 2023).

A competição entre lianas e árvores representa uma ameaça real ao reestabelecimento de ambientes florestais. Uma análise em escala global mostrou que lianas tendem a se destacar em áreas tropicais de baixa altitude e em florestas já perturbadas, nessas condições a sucessão ecológica pode ficar comprometida e afetar negativamente a capacidade de restauração e manutenção da floresta (NGUTE *et al.*, 2023).

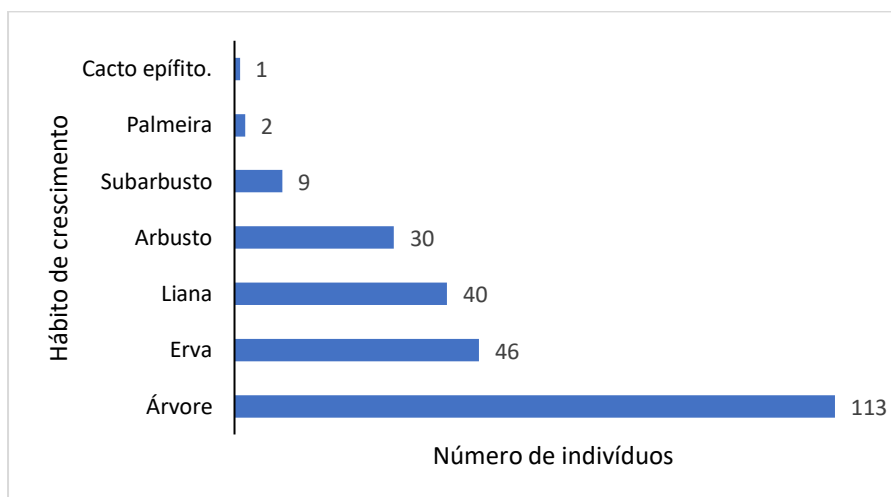


Figura 22. Hábito de crescimento das espécies de plantas identificadas no levantamento florístico realizado na Fazenda Rio Negro, no município de Feliz Natal-MT.

As 241 espécies identificadas estão distribuídas em 8 fitofisionomia: Floresta Ombrófila Aberta de Cipó, Floresta Ombrófila Aberta de Palmeira, Floresta Estacional Semidecidual, Floresta Estacional Perenifólia, Floresta de Várzea, Floresta de Igapó, Mata de Galeria e Mata Ciliar (Figura 23).



Figura 23. Fitofisionomias identificadas na Fazenda Rio Negro, no município de Feliz Natal-MT.

A maior riqueza de espécies foi registrada na fitofisionomia de Mata Ciliar, que concentrou 28% do total de espécies catalogadas. Em seguida, destacaram-se a Floresta Estacional Semidecidual (24%), a Floresta Estacional Perenifólia (21%) e a Floresta Ombrófila Aberta (18%), evidenciando-se como as formações vegetacionais com maior diversidade florística. Em contraste, as fitofisionomias de Mata de Galeria (4%), Floresta de Várzea (2%), Floresta Ombrófila Aberta de Palmeira (1%) e Floresta

de Igapó (1%) apresentaram menor representatividade na composição florística da área amostrada (Figura 24).

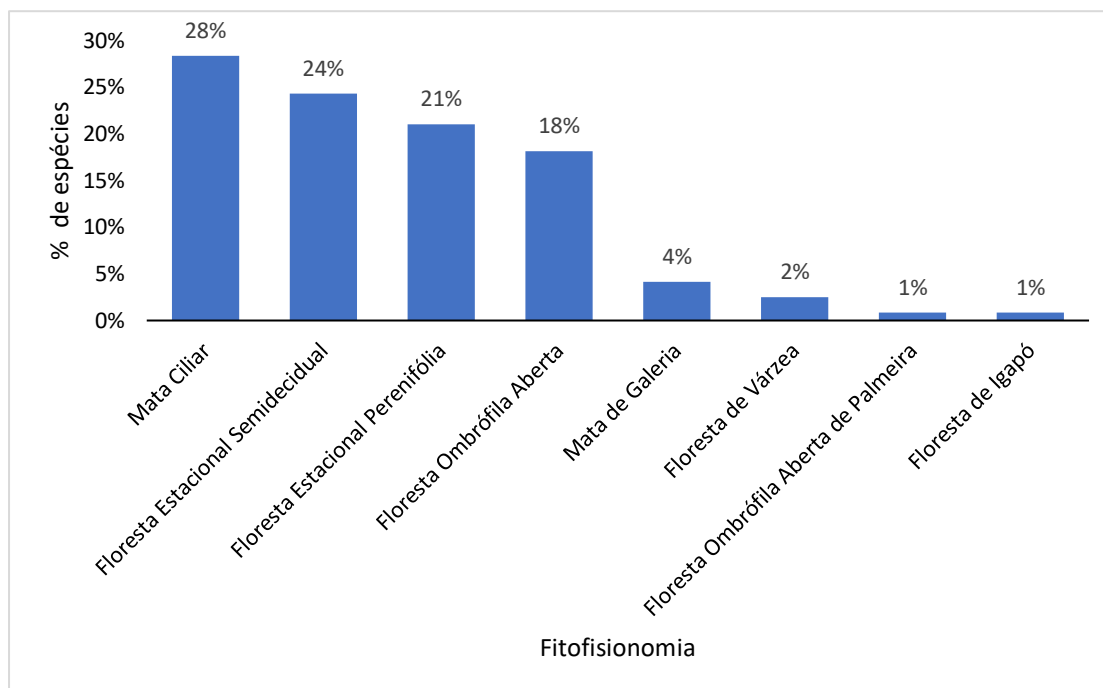


Figura 24. Porcentagem de espécies localizadas nas fitofisionomias identificadas na Fazenda Rio Negro, no município de Feliz Natal-MT.

Os registros dos dados de fitofisionomia obtidos desse trabalho foram semelhantes aos descritos por outros autores que estudaram regiões de ecótonos e de transição no Estado de Mato Grosso, como por exemplo nos municípios de Água Boa (MARIMON *et al.*, 2002), Gaúcha do Norte (IVANAUSKAS *et al.*, 2004) e Querência (KUNZ *et al.*, 2014). Nessas áreas, a flora apresentou várias características comuns aos observados na Fazenda Rio Negro.

Muitas das espécies encontradas nessas matas são consideradas generalistas, apresentam uma ampla distribuição, ocorrendo desde as florestas pluviais da Amazônia até a Mata Atlântica, seguindo um gradiente noroeste-sudeste ao longo da rede dendrítica dessas formações florestais que também incluem o Cerrado (OLIVEIRA FILHO; RATTER, 1995).

Embora as espécies identificadas nas Matas Ciliar e de Galeria da Fazenda Rio Negro sejam abundantes em muitas regiões do país, o papel delas na área estudada é fundamental, pois abriga uma infinidade de organismos que desempenham funções ecológicas essenciais para o equilíbrio do ecossistema como um todo.

A preservação das diferentes fitofisionomias encontrada neste estudo é fundamental para garantir a manutenção da biodiversidade, a estabilidade ecológica e a provisão contínua de serviços ecossistêmicos. Pois cada fitofisionomia abriga uma composição florística específica, muitas vezes com espécies endêmicas ou adaptadas a condições ambientais particulares, incluindo regime hídrico, tipo de solo e luminosidade (OLIVEIRA-FILHO; RATTER, 2002). Essa diversidade estrutural e funcional aumenta a resiliência do ecossistema frente a distúrbios naturais e antrópicos, como mudanças climáticas, queimadas e desmatamento (CHAZDON, 2008). Além disso, a conservação desses ambientes é estratégica para a conectividade entre fragmentos florestais (RODRIGUES *et al.*, 2009).

Em contrapartida, a redução da diversidade estrutural compromete serviços ecossistêmicos essenciais, como o controle biológico natural e a regulação do ciclo hidrológico que contribui no aumento da frequência de estiagens prolongadas e na redução dos períodos chuvosos. Essas alterações climáticas impactam negativamente não apenas nos ecossistemas naturais, mas também nos ambientes agrícolas comprometendo a produtividade e a sustentabilidade do agronegócio, ao intensificar a vulnerabilidade das lavouras a pragas e doenças (ALTIERI, 1999; POWER, 2010). Como consequência imediata há uma crescente dependência de defensivos agrícolas, o que eleva significativamente os custos de produção (SIQUEIRA; SOBRINHO, 2021).

A instabilidade climática reduz o ciclo de plantio e colheita, com isso, dificulta o planejamento agrícola (MEA, 2005; GOULART *et al.*, 2019). Considerando que o Estado do Mato Grosso tem cerca de 8,5 milhões de hectares cultivados com dois ciclos de cultivos por ano (Soja/Milho ou Soja/Algodão) que depende diretamente de condições edafoclimáticas favoráveis (HAMPF *et al.*, 2020), pode em curto prazo de tempo sofrer com a falta de produtividade a curto prazo.

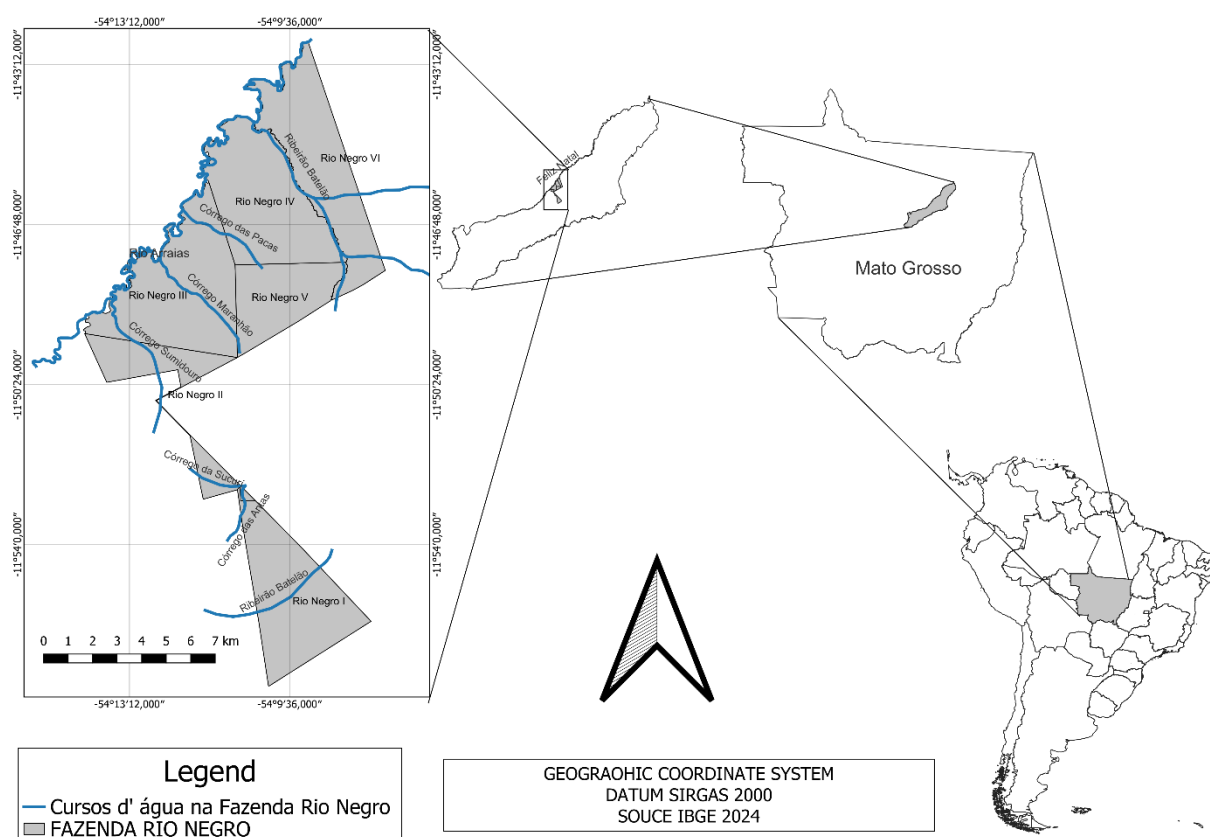
Alguns estudos já desmonstram que o desmatamento e a mudança climática tem atrasado o início da estação chuvosa prolongando a estação seca, em diferentes partes do Estado afetando diretamente na produção agrícola (LEITE-FILHO *et al.*, 2019; MARENGO *et al.*, 2021b; COMMAR *et al.*, 2024).

Além disso, áreas da mesorregião norte de Mato Grosso, com umidade reduzida em função da diminuição das florestas e da cobertura vegetal natural, tornam-se mais vulneráveis à ocorrência de incêndios. Esse é um problema crescente que tem afetado

de forma significativa os estados brasileiros, intensificando os riscos socioambientais e os prejuízos econômicos (DOS SANTOS, 2024).

O estudo realizado na Fazenda Rio Negro mostrou um mosaico de fitofisionomias com ampla diversidade de espécies o que permite estruturar planejamento adequado da manutenção do que se encontra conservado no local. Isso contrasta com o que tem sido observado em diversos municípios do Estado de Mato Grosso, onde a retirada da floresta ou a realização de manejo florestal ocorre, muitas vezes, sem o devido conhecimento da dinâmica do ecossistema local. A compreensão da composição florística e estrutural de áreas específicas é fundamental para subsidiar estratégias eficazes de conservação da biodiversidade a nível de território.

Durante o estudo fitossociológico e florístico foi identificado a presença de uma complexa rede hídrica no interior da propriedade, elemento essencial para a manutenção das diferentes fitofisionomias. Além do rio Arraias, foram mapeados diversos corpos d'água (Figura 25) como o ribeirão Batelão, o córrego da Anta, o córrego da Sucuri com nascente na área denominada Rio Negro 2, os córregos Sumidouro, Maranhão e das Pacas, cuja nascente está situada na área Rio Negro 4, além dos córregos do capitão e do cerradinho situados na área Rio Nedro 6. A presença desses cursos d'água favorece a heterogeneidade ambiental e desempenha um papel crucial na manutenção da umidade do solo, na diversidade florística e na resiliência ecológica da paisagem.



O estudo realizado na Fazenda Rio Negro sobre a composição florística e as fitofisionomias das áreas analisadas é relevante para a conservação da biodiversidade local. No qual mostrou ser uma área rica em diversidades de espécies vegetais, sendo uma prioritária para a conservação das espécies que ali vivem. Além disso, esse trabalho que fornece elementos para estabelecer estratégias de conservação para as áreas estudadas está alinhado com a Agenda 2030, para o Desenvolvimento Sustentável, que busca enfrentar desafios globais relacionados às mudanças climáticas e à degradação ambiental.

8.4 LEVANTAMENTO FITOSSOCIOLÓGICO E FLORÍSTICO RELACIONADOS COM ESPÉCIES DE INTERESSE MADEIREIRO.

Nos levantamentos fitossociológico e florístico foram encontradas oito espécies de interesse madeireiro representando 22% das espécies que comumente são abatidas em plano de manejo e desmate (Tabela 5). Essas espécies devem ser incluídas em programas de conservação de matrizes visando a obtenção de sementes, com o objetivo de viabilizar a produção de mudas em viveiros e, a partir delas, promover sua reintrodução em áreas onde anteriormente ocorriam de forma ampla, antes da implantação de manejos florestais.

Tabela 5 Espécies de interesse madeireiro encontradas no levantamento florístico e fitossociológico da Fazenda Rio Negro, no município de Feliz Natal-MT.

Nome popular	Nomes das espécies	Especie/Fitossociologica	
		Presença	Ausencia
AMESCLA	<i>Trattinnickia burseraefolia</i>		x
	<i>Protium spp.</i>	x	
ANGELIM PEDRA	<i>Hymenolobium petraeum</i> Ducke		x
ANGELIM SAIA	<i>Parkia pendula</i> (Willd.) Benth. ex Walp.		x
CAMBARÁ	<i>Vochysia haenkeana</i>		x
	<i>Vochysia vismiaefolia</i>		x
CAMBARÁ ROSA	<i>Erisma uncinatum</i>		x
CANELÃO	<i>Nectandra lanceolata</i>		x
	<i>Ocotea porosa</i>		x
	<i>Nectandra membranacea</i>		x
CAROBA	<i>Jacaranda copaia</i>	X	
CATANUDO	<i>Micropholis venulosa</i>		x
CEDRINHO	<i>Erisma uncinatum</i>		x
CEDRO BOLEIRO	<i>Cedrela fissilis</i>		x
CHAMPANHE	<i>Dipiteryx odorata</i>	X	
COPAIBA	<i>Copaifera langsdorffii</i>	X	
FARINHA SECA	<i>Pouteria macrophylla</i>		x
	<i>Pouteria guianensis</i>		x
GARAPEIRA	<i>Apuleia leiocarpa</i>	X	
GUANANDI	<i>Calophyllum brasiliense</i>	X	
GUARITÁ	<i>Astronium fraxinifolium</i>		x
INGAZEIRO	<i>Inga alba</i> e <i>Inga macrophylla</i>		x
ITAÚBA	<i>Mezilaurus itauba</i>	X	

JATOBÁ	<i>Hymenaea courbaril L.</i>	X	
MANDIOCA	<i>Dydimopanax macrocarpon</i>		x
	<i>Didymopanax morototoni</i>		x
MIRINDIBA	<i>Terminalia tetraphylla</i>		x
	<i>Terminalia macrophylla</i>		x
PERÓBA CUIUBA	<i>Goupia glaba</i>		x
PERÓBA MICA	<i>Aspidosperma macrocarpon</i>		x
PERÓBA ROSA	<i>Aspidosperma pyrifolium</i>		x
	<i>Aspidosperma cylindrocarpon</i>		x
	<i>Aspidosperma polyneuron</i>		x
SUCUPIRA AMARELA (FAVEIRA)	<i>Enterolobium schomburgkii.</i>		x
SUCUPIRA PRETA	<i>Enterolobium schomburgkii.</i>		x

No levantamento fitossociológico foram inventariados 112 espécies e no levantamento florístico 239, sendo que 37 espécies foram comuns nos dois levantamentos totalizando 314 espécies. Foram identificados dez espécies de *Protium* (*P. altissimum*, *P. decorum*, *P. heptaphyllum*, *P. pilosissimum*, *P. spruceanum*, *P. pilosum*, *P. polybotryum*, *P. sagotianum*, *P. trifoliolatum*, *P. unifoliolatum*) (Tabela 6).

Tabela 6 Todas as espécies e famílias identificadas nos levantamentos fitossociológico e florístico na Fazenda Rio Negro, no município de Feliz Natal-MT.

Família	Espécies	Levantamento Florístico	Levantamento Fitossociológico
Acanthaceae	<i>Justicia birae</i>	Presente	Ausente
Acanthaceae	<i>Lepidagathis alopecuroidea</i>	Presente	Ausente
Acanthaceae	<i>Mendoncia velloziana</i>	Presente	Ausente
Acanthaceae	<i>Odontonema tubaeforme</i>	Presente	Ausente
Alismataceae	<i>Echinodorus lanceolatus</i>	Presente	Ausente
Alismataceae	<i>Echinodorus paniculatus</i>	Presente	Ausente
Annonaceae	<i>Xylopia amazonica</i>	Ausente	Presente
Annonaceae	<i>Xylopia aromatica</i>	Presente	Ausente
Annonaceae	<i>Xylopia benthamii</i>	Ausente	Presente
Annonaceae	<i>Xylopia frutescens</i>	Presente	Presente
Annonaceae	<i>Xylopia marginata</i>	Ausente	Presente
Annonaceae	<i>Annona dolabripetala</i>	Presente	Ausente
Annonaceae	<i>Guatteria discolor</i>	Presente	Ausente
Annonaceae	<i>Guatteria guianensis</i>	Ausente	Presente
Annonaceae	<i>Guatteria schomburgkiana</i>	Presente	Presente
Annonaceae	<i>Guatteria sellowiana</i>	Ausente	Presente
Apocynaceae	<i>Allamanda cathartica</i>	Presente	Ausente
Apocynaceae	<i>Aspidosperma brasiliense</i>	Ausente	Presente
Apocynaceae	<i>Aspidosperma carapanauba</i>	Ausente	Presente
Apocynaceae	<i>Himatanthus articulatus</i>	Ausente	Presente

Apocynaceae	<i>Prestonia quinquangularis</i>	Presente	Ausente
Apocynaceae	<i>Tabernaemontana flavicans</i>	Presente	Ausente
Apocynaceae	<i>Tabernaemontana siphilitica</i>	Presente	Ausente
Apocynaceae	<i>Temnadenia ornata</i>	Presente	Ausente
Arecaceae	<i>Bactris acanthocarpa</i>	Presente	Ausente
Arecaceae	<i>Mauritiella armata</i>	Presente	Ausente
Aristolochiaceae	<i>Aristolochia esperanzae</i>	Presente	Ausente
Asteraceae	<i>Chaptalia nutans</i>	Presente	Ausente
Asteraceae	<i>Mikania cordifolia</i>	Presente	Ausente
Asteraceae	<i>Mikania micrantha</i>	Presente	Ausente
Bignoniaceae	<i>Bignonia aequinoctialis</i>	Presente	Ausente
Bignoniaceae	<i>Bignonia prieuril</i>	Presente	Ausente
Bignoniaceae	<i>Fridericia apurensis</i>	Presente	Ausente
Bignoniaceae	<i>Handroanthus ochraceus</i>	Ausente	Presente
Bignoniaceae	<i>Jacaranda copaia</i>	Ausente	Presente
Bignoniaceae	<i>Jacaranda glabra</i>	Presente	Ausente
Bignoniaceae	<i>Pyrostegia venusta</i>	Presente	Ausente
Boraginaceae	<i>Cordia nodosa</i>	Presente	Ausente
Burseraceae	<i>Protium altissimum</i>	Ausente	Presente
Burseraceae	<i>Protium decorum</i>	Ausente	Presente
Burseraceae	<i>Protium heptaphyllum</i>	Ausente	Presente
Burseraceae	<i>Protium pilosissimum</i>	Presente	Presente
Burseraceae	<i>Protium pilosum</i>	Presente	Ausente
Burseraceae	<i>Protium polybotryum</i>	Presente	Ausente
Burseraceae	<i>Protium sagotianum</i>	Presente	Presente
Burseraceae	<i>Protium spruceanum</i>	Ausente	Presente
Burseraceae	<i>Protium trifoliolatum</i>	Presente	Ausente
Burseraceae	<i>Protium unifoliolatum</i>	Presente	Ausente
Cactaceae	<i>Epiphyllum phyllanthus</i>	Presente	Ausente
Calophyllaceae	<i>Calophyllum brasiliense</i>	Ausente	Presente
Calophyllaceae	<i>Caraipa densifolia</i>	Presente	Presente
Calophyllaceae	<i>Caraipa savannarum</i>	Presente	Ausente
Cannabaceae	<i>Trema micrantha</i>	Ausente	Presente
Celastraceae	<i>Anthodon decussatus</i>	Presente	Ausente
Celastraceae	<i>Cheiloclinium belizense</i>	Presente	Ausente
Celastraceae	<i>Cheiloclinium cognatum</i>	Presente	Presente
Chrysobalanaceae	<i>Chrysobalanaceae</i>	Ausente	Presente
Chrysobalanaceae	<i>Couepia paraenses</i>	Presente	Ausente
Chrysobalanaceae	<i>Hirtella sprucei</i>	Presente	Ausente
Chrysobalanaceae	<i>Hirtella bicornis</i>	Ausente	Presente
Chrysobalanaceae	<i>Hirtella glandulosa</i>	Ausente	Presente
Chrysobalanaceae	<i>Hirtella gracilipes</i>	Presente	Presente
Chrysobalanaceae	<i>Hirtella racemosa</i>	Presente	Ausente
Chrysobalanaceae	<i>Hirtella sprucei</i>	Presente	Presente
Chrysobalanaceae	<i>Licania apetala</i>	Ausente	Presente
Chrysobalanaceae	<i>Licania canescens</i>	Ausente	Presente
Chrysobalanaceae	<i>Licania hoehnei</i>	Ausente	Presente
Chrysobalanaceae	<i>Licania micrantha</i>	Ausente	Presente

Chrysobalanaceae	<i>Licania parviflora</i>	Presente	Presente
Chrysobalanaceae	<i>Licania sclerophylla</i>	Presente	Ausente
Chrysobalanaceae	<i>Licaria sp.</i>	Ausente	Presente
Clusiaceae	<i>Clusia sp.</i>	Ausente	Presente
Clusiaceae	<i>Maieta guianensis guianensis</i>	Presente	Ausente
Combretaceae	<i>Combretum fruticosum</i>	Presente	Ausente
Costaceae	<i>Costus spicatus</i>	Presente	Ausente
Curcubitaceae	<i>Gurania bignoniácea</i>	Presente	Ausente
Cyperaceae	<i>Cyperus esculentus</i>	Presente	Ausente
Cyperaceae	<i>Cyperus haspan</i>	Presente	Ausente
Cyperaceae	<i>Eleocharis acutângula</i>	Presente	Ausente
Cyperaceae	<i>Fimbristylis aestivalis</i>	Presente	Ausente
Cyperaceae	<i>Rhynchospora cephalotes</i>	Presente	Ausente
Cyperaceae	<i>Scleria latifolia</i>	Presente	Ausente
Dichapetalaceae	<i>Tapura amazônica</i>	Presente	Presente
Dilleniaceae	<i>Davilla nítida</i>	Presente	Ausente
Dilleniaceae	<i>Davilla rugosa</i>	Presente	Ausente
Dysanthaceae	<i>Dolioscarpus dentatus</i>	Presente	Ausente
Ebenaceae	<i>Diospyros cf. inconstans</i>	Ausente	Presente
Ebenaceae	<i>Diospyros sericea</i>	Presente	Ausente
Elaeocarpaceae	<i>Sloanea guianensis</i>	Presente	Presente
Elaeocarpaceae	<i>Sloanea uniflora</i>	Presente	Presente
Eriocaulaceae	<i>Syngonanthus elegans</i>	Presente	Ausente
Eriocaulaceae	<i>Syngonanthus gracilis</i>	Presente	Ausente
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum amazônica</i>	Presente	Ausente
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum squamatum</i>	Presente	Ausente
Euphorbiaceae	<i>Alchornea discolor</i>	Presente	Presente
Euphorbiaceae	<i>Aparisthmium cordatum</i>	Presente	Presente
Euphorbiaceae	<i>Mabea sp</i>	Presente	Ausente
Euphorbiaceae	<i>Mabea angustifolia</i>	Presente	Ausente
Euphorbiaceae	<i>Mabea fistulifera</i>	Presente	Presente
Euphorbiaceae	<i>Mabea paniculata</i>	Ausente	Presente
Euphorbiaceae	<i>Maprounea guianensis</i>	Ausente	Presente
Euphorbiaceae	<i>Sapium glandulosum</i>	Presente	Ausente
Euriocaulaceae	<i>Tonina fluviatilis</i>	Presente	Ausente
Fabaceae	<i>Albizia niopoides</i>	Ausente	Presente
Fabaceae	<i>Apuleia leiocarpa</i>	Ausente	Presente
Fabaceae	<i>Bauhinia longicuspis</i>	Presente	Ausente
Fabaceae	<i>Centrosema pubescens</i>	Presente	Ausente
Fabaceae	<i>Chamaecrista kunthiana</i>	Presente	Ausente
Fabaceae	<i>Chamaecrista nictitans</i>	Presente	Ausente
Fabaceae	<i>Clitoria amazonum</i>	Ausente	Presente
Fabaceae	<i>Clitoria falcata Lam.</i>	Presente	Ausente
Fabaceae	<i>Copaifera cf. multijuga</i>	Ausente	Presente
Fabaceae	<i>Copaifera langsdorffii</i>	Ausente	Presente
Fabaceae	<i>Deguelia amazônica</i>	Presente	Ausente
Fabaceae	<i>Dialium guainense</i>	Presente	Presente
Fabaceae	<i>Dipteryx odorata</i>	Presente	Ausente

Fabaceae	<i>Fabaceae 1</i>	Ausente	Presente
Fabaceae	<i>Fabaceae 2</i>	Ausente	Presente
Fabaceae	<i>Fabaceae 3</i>	Ausente	Presente
Fabaceae	<i>Fabaceae 4</i>	Ausente	Presente
Fabaceae	<i>Fabaceae 5</i>	Ausente	Presente
Fabaceae	<i>Hydrochorea corymbosa</i>	Ausente	Presente
Fabaceae	<i>Hymenaea courbaril</i>	Ausente	Presente
Fabaceae	<i>Inga alba</i>	Presente	Ausente
Fabaceae	<i>Inga heterophylla</i>	Presente	Presente
Fabaceae	<i>Inga marginata</i>	Presente	Presente
Fabaceae	<i>Inga pilosula</i>	Presente	Presente
Fabaceae	<i>Inga sp.</i>	Ausente	Presente
Fabaceae	<i>Inga thibaudiana</i>	Presente	Presente
Fabaceae	<i>Leptolobium sp.</i>	Ausente	Presente
Fabaceae	<i>Macrolobium acaciifolium</i>	Ausente	Presente
Fabaceae	<i>Ormosia arborea</i>	Presente	Ausente
Fabaceae	<i>Pseudima frutescens</i>	Ausente	Presente
Fabaceae	<i>Pterocarpus rohrii</i>	Ausente	Presente
Fabaceae	<i>Pterocarpus santalinoides</i>	Presente	Ausente
Fabaceae	<i>Senna obtusifolia</i>	Presente	Ausente
Fabaceae	<i>Swartzia macrostachya</i>	Ausente	Presente
Fabaceae	<i>Swartzia recurvata</i>	Presente	Ausente
Fabaceae	<i>Tachigali vulgaris</i>	Presente	Ausente
Fabaceae	<i>Tachigali paniculata</i>	Ausente	Presente
Fabaceae	<i>Zygia juruana</i>	Ausente	Presente
Gentianaceae	<i>Schultesia bahiensis</i>	Presente	Ausente
Humiriaceae	<i>Sacoglottis matogrossensis</i>	Ausente	Presente
Hypericaceae	<i>Vismia cayenensis</i>	Presente	Ausente
Hypericaceae	<i>Vismia guianensis</i>	Presente	Ausente
Hypericaceae	<i>Vismia japurensis</i>	Presente	Ausente
Lacistemataceae	<i>Lacistema aggregatum</i>	Presente	Ausente
Lacistemataceae	<i>Lacistema hasslerianum</i>	Presente	Ausente
Lamiaceae	<i>Amasonia calycina</i>	Presente	Ausente
Lamiaceae	<i>Hyptis atrorubens</i>	Presente	Ausente
Lamiaceae	<i>Hyptis recurvata</i>	Presente	Ausente
Lauraceae	<i>Compsonura ulei</i>	Ausente	Presente
Lauraceae	<i>Lauraceae 1</i>	Ausente	Presente
Lauraceae	<i>Mezilaurus Itaba</i>	Ausente	Presente
Lauraceae	<i>Nectandra cissiliflora</i>	Ausente	Presente
Lauraceae	<i>Nectandra cuspidata</i>	Presente	Presente
Lauraceae	<i>Nectandra oppositifolia</i>	Ausente	Presente
Lauraceae	<i>Ocotea acyphylla</i>	Presente	Presente
Lauraceae	<i>Ocotea cernua</i>	Ausente	Presente
Lauraceae	<i>Ocotea cujumari</i>	Presente	Presente
Lauraceae	<i>Ocotea glomerata</i>	Presente	Presente
Lauraceae	<i>Ocotea guianensis</i>	Presente	Presente
Lauraceae	<i>Ocotea velloziana</i>	Ausente	Presente
Lauraceae	<i>Rhodostemonodaphne sp.</i>	Ausente	Presente

Lecythidaceae	<i>Gustavia augusta</i>	Ausente	Presente
Loganiaceae	<i>Strychnos peckii</i>	Presente	Ausente
Lythraceae	<i>Cuphea antisiphilitica</i>	Presente	Ausente
Lythraceae	<i>Cuphea strigulosa</i>	Presente	Ausente
Malpighiaceae	<i>Banisteriopsis caapi</i>	Presente	Ausente
Malpighiaceae	<i>Banisteriopsis martiniana</i>	Presente	Ausente
Malpighiaceae	<i>Banisteriopsis sp</i>	Presente	Ausente
Malpighiaceae	<i>Byrsonima crispa</i>	Presente	Ausente
Malpighiaceae	<i>Byrsonima arthropoda</i>	Presente	Ausente
Malpighiaceae	<i>Byrsonima laxiflora</i>	Presente	Ausente
Malpighiaceae	<i>Distimake macrocalyx</i>	Presente	Ausente
Malpighiaceae	<i>Helosis cayennensis</i>	Presente	Ausente
Malpighiaceae	<i>Helosis guyanensis</i>	Presente	Ausente
Malpighiaceae	<i>Heteropterys byrsonimifolia</i>	Presente	Ausente
Malvaceae	<i>Apeiba echinata</i>	Presente	Presente
Malvaceae	<i>Apeiba tibourbou</i>	Presente	Ausente
Malvaceae	<i>Waltheria indica</i>	Presente	Ausente
Marantaceae	<i>Geoppertia allouia</i>	Presente	Ausente
Marantaceae	<i>Geoppertia polytricha</i>	Presente	Ausente
Marantaceae	<i>Goeppertia mansonis</i>	Presente	Ausente
Marcgraviaceae	<i>Norantea guianensis</i>	Presente	Ausente
Melastomataceae	<i>Aciotis acuminifolia</i>	Presente	Ausente
Melastomataceae	<i>Bellucia grossularioides</i>	Presente	Ausente
Melastomataceae	<i>Laplacea semiserrata</i>	Presente	Ausente
Melastomataceae	<i>Leandra subobruta</i>	Presente	Ausente
Melastomataceae	<i>Miconia affinis</i>	Presente	Ausente
Melastomataceae	<i>Miconia albicans</i>	Presente	Ausente
Melastomataceae	<i>Miconia ampla</i>	Presente	Ausente
Melastomataceae	<i>Miconia chamissois</i>	Presente	Ausente
Melastomataceae	<i>Miconia cinerascens</i>	Presente	Ausente
Melastomataceae	<i>Miconia crassinervia</i>	Presente	Ausente
Melastomataceae	<i>Miconia cuspidata</i>	Presente	Presente
Melastomataceae	<i>Miconia dispar</i>	Presente	Presente
Melastomataceae	<i>Miconia gratissima</i>	Presente	Ausente
Melastomataceae	<i>Miconia minutiflora</i>	Presente	Ausente
Melastomataceae	<i>Miconia mirabilis</i>	Presente	Ausente
Melastomataceae	<i>Miconia prasina</i>	Presente	Ausente
Melastomataceae	<i>Miconia pubipetala</i>	Presente	Ausente
Melastomataceae	<i>Miconia pyrifolia</i>	Presente	Presente
Melastomataceae	<i>Miconia stenostachya</i>	Presente	Ausente
Melastomataceae	<i>Miconia tomentosa</i>	Ausente	Ausente
Melastomataceae	<i>Mouriri guianensis</i>	Presente	Ausente
Melastomataceae	<i>Mouriri apiranga</i>	Presente	Presente
Melastomataceae	<i>Rhynchanthera dichotoma</i>	Presente	Ausente
Melastomataceae	<i>Tococa guianensis</i>	Presente	Ausente
Meliaceae	<i>Cedrela fissilis</i>	Ausente	Presente
Meliaceae	<i>Trichilia hirta</i>	Presente	Ausente
Menispermaceae	<i>Cisaampelo sp</i>	Presente	Ausente

Minispermaceae	<i>Abuta grandifolia</i>	Presente	Ausente
Miristiaceae	<i>Virola sebifera</i>	Ausente	Presente
Monotropaceae	<i>Monotagma laxum</i>	Presente	Ausente
Moraceae	<i>Brosimum lactescens</i>	Ausente	Presente
Moraceae	<i>Ficus luschnathiana</i>	Ausente	Presente
Moraceae	<i>Pseudolmedia laevigata</i>	Ausente	Presente
Moraceae	<i>Sorocea bonplandii</i>	Presente	Ausente
Moraceae	<i>Sorocea guillimeniana</i>	Ausente	Presente
Myraceae	<i>Myrcia mollis</i>	Presente	Ausente
Myraceae	<i>Myrcia multiflora</i>	Presente	Ausente
Myraceae	<i>Myrcia palvae</i>	Presente	Ausente
Myraceae	<i>Myrcia splendens</i>	Presente	Ausente
Myraceae	<i>Myrcia sylvatica</i>	Presente	Presente
Myrsinaceae	<i>Myrsine sp</i>	Presente	Ausente
Myrtaceae	<i>Calyptanthus multiflora</i>	Ausente	Presente
Myrtaceae	<i>Eugenia gomesiana</i>	Presente	Ausente
Myrtaceae	<i>Myrcia fenestrata</i>	Presente	Ausente
Myrtaceae	<i>Siphoneugena cf. densiflora</i>	Ausente	Presente
Myrtaceae	<i>Siphonoeugenia multiflora</i>	Ausente	Presente
Nyctaginaceae	<i>Guapira hirsuta</i>	Presente	Ausente
Ochnaceae	<i>Ouratea discophora</i>	Presente	Presente
Olacaceae	<i>Minquartia guianensis</i>	Ausente	Presente
Onagraceae	<i>Ludwigia sedioides</i>	Presente	Ausente
Orchidaceae	<i>Ornithocephalus cujeticola</i>	Presente	Ausente
Orchidaceae	<i>Trichocentrum Nanum</i>	Presente	Ausente
Orchidaceae	<i>Tricocentrum morenoi</i>	Presente	Ausente
Orchidaceae	<i>Voyria corymbosa</i>	Presente	Ausente
Passifloraceae	<i>Passiflora coccinea</i>	Presente	Ausente
Peraceae	<i>Pera decipiens</i>	Presente	Presente
Phyllanthaceae	<i>Phyllanthus niruri</i>	Presente	Ausente
Piperaceae	<i>Peperomia blanda</i>	Presente	Ausente
Piperaceae	<i>Piper aduncum</i>	Presente	Ausente
Piperaceae	<i>Piper guianense</i>	Presente	Ausente
Piperaceae	<i>Piper hispidum</i>	Presente	Ausente
Plantaginaceae	<i>Scoparia dulcis</i>	Presente	Ausente
Poaceae	<i>Andropogum bicornis</i>	Presente	Ausente
Poaceae	<i>Eragrostis pilosa</i>	Presente	Ausente
Poaceae	<i>Olyra latifolia</i>	Presente	Ausente
Poaceae	<i>Rugoloa pilosa</i>	Presente	Ausente
Polygonaceae	<i>Coccolopba paraenses</i>	Presente	Ausente
Polygonaceae	<i>Polygonum meisnerianum</i>	Presente	Ausente
Polygonaceae	<i>Securidaca rivinifolia</i>	Presente	Ausente
Pontederiaceae	<i>Pontederia parviflora</i>	Presente	Ausente
Rapateaceae	<i>Trichantheium cyanescens</i>	Presente	Ausente
Rubiaceae	<i>Alibertia edulis</i>	Ausente	Presente
Rubiaceae	<i>Alibertia verticillata</i>	Presente	Ausente
Rubiaceae	<i>Amaioua guianensis</i>	Ausente	Presente
Rubiaceae	<i>Amaloua glomerulata</i>	Presente	Ausente

Rubiaceae	<i>Borreria tenella</i>	Presente	Ausente
Rubiaceae	<i>Chomelia pohliana</i>	Presente	Ausente
Rubiaceae	<i>Cybianthus sp</i>	Presente	Ausente
Rubiaceae	<i>Cybianthus minutiflorus</i>	Presente	Ausente
Rubiaceae	<i>Cybianthus venezuelanus</i>	Presente	Ausente
Rubiaceae	<i>Duroia macrophylla</i>	Presente	Ausente
Rubiaceae	<i>Duroia sp.</i>	Ausente	Presente
Rubiaceae	<i>Geophila repens</i>	Presente	Ausente
Rubiaceae	<i>Palicourea amplexans</i>	Presente	Ausente
Rubiaceae	<i>Palicourea cf. turbinella</i>	Presente	Ausente
Rubiaceae	<i>Palicourea colorata</i>	Presente	Ausente
Rubiaceae	<i>Palicourea crocea</i>	Presente	Ausente
Rubiaceae	<i>Palicourea gracilentia</i>	Presente	Ausente
Rubiaceae	<i>Palicourea tomentosa</i>	Presente	Ausente
Rubiaceae	<i>Palicourea guianensis</i>	Presente	Ausente
Rubiaceae	<i>Posoqueria latifolia</i>	Presente	Ausente
Rubiaceae	<i>Psychotria turbinella</i>	Presente	Ausente
Rubiaceae	<i>Sabicea áspera</i>	Presente	Ausente
Rubiaceae	<i>Sipanea biflora</i>	Presente	Ausente
Rubiaceae	<i>Sipanea veris</i>	Presente	Ausente
Rubiaceae	<i>Uncaria guianensis</i>	Presente	Ausente
Rutaceae	<i>Zanthoxylum riedelianum</i>	Presente	Ausente
Salicaceae	<i>Casearia commersoniana</i>	Presente	Ausente
Salicaceae	<i>Casearia gossyplosperma</i>	Presente	Presente
Salicaceae	<i>Casearia hassleri</i>	Presente	Ausente
Salicaceae	<i>Casearia javitensis</i>	Presente	Ausente
Salicaceae	<i>Casearia ulmifolia</i>	Presente	Ausente
Sapindaceae	<i>Cupania vernalis</i>	Ausente	Presente
Sapindaceae	<i>Matayba arborescens</i>	Ausente	Presente
Sapindaceae	<i>Matayba guianensis</i>	Presente	Presente
Sapindaceae	<i>Panopsis rubescens</i>	Presente	Ausente
Sapindaceae	<i>Paullinia ingifolia</i>	Presente	Ausente
Sapindaceae	<i>Paullinia uloptera</i>	Presente	Ausente
Sapindaceae	<i>Serjania ovalifolia</i>	Presente	Ausente
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum gonocarpum</i>	Presente	Ausente
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum sp.</i>	Ausente	Presente
Sapotaceae	<i>Pouteria glomerata</i>	Presente	Presente
Sapotaceae	<i>Pouteria guianensis</i>	Ausente	Presente
Sapotaceae	<i>Pouteria ramiflora</i>	Ausente	Presente
Siparunaceae	<i>Siparuna bifida</i>	Presente	Ausente
Siparunaceae	<i>Siparuna guianensis</i>	Presente	Presente
Siparunaceae	<i>Siparuna poeppigii</i>	Presente	Ausente
Smilacaceae	<i>Smilax japicanga</i>	Presente	Ausente
Smilacaceae	<i>Smilax polyantha</i>	Presente	Ausente
Solanaceae	<i>Brunfelsia mire</i>	Presente	Ausente
Solanaceae	<i>Solanum leucocarpon</i>	Presente	Ausente
Solanaceae	<i>Solanum lycopersum</i>	Presente	Ausente
Solanaceae	<i>Solanum melissarum</i>	Presente	Ausente

Solanaceae	<i>Solanum robustum</i>	Presente	Ausente
Solanaceae	<i>Solanum rugosum</i>	Presente	Ausente
Turneraceae	<i>Piriqueta cistoides</i>	Presente	Ausente
Urticaceae	<i>Cecropia concolor</i>	Presente	Ausente
Verbenaceae	<i>Lantana canescens</i>	Presente	Ausente
Verbenaceae	<i>Stachytarpheta cayennensis</i>	Presente	Ausente
Violaceae	<i>Rinorea guianensis</i>	Ausente	Presente
Vitaceae	<i>Cissus verticillata cf. (L.)</i>	Presente	Ausente
Vochysiaceae	<i>Qualea paraenses</i>	Ausente	Presente
Vochysiaceae	<i>Volchysia parviflora</i>	Presente	Ausente
Vochysiaceae	<i>Volchysia vismefolia</i>	Presente	Ausente
Xyridaceae	<i>Xyris malmeana</i>	Presente	Ausente

Com relação ao levantamento fitossociológico 4,86 % das espécies arbóreas foram encontradas apenas uma vez, portanto foram consideradas de baixa ocorrência na região ou raras, devendo receber atenção quanto a estratégias de conservação (Tabela 7).

Tabela 7 Espécies encontradas uma única vez , considerando todas as parcelas no levantamento florístico e fitossociológico na Fazenda Rio Negro, no município de Feliz Natal-MT.

Espécie	Família
Apuleia leiocarpa	Fabaceae
Aspidosperma brasiliense	Apocynaceae
Calyptanthus multiflora	Myrtaceae
Caraipa densifolia	Calophyllaceae
Cedrela fissilis	Meliaceae
Chrysobalanaceae	Chrysobalanaceae
Clusia sp.	Clusiaceae
Compsonura ulei	Myristicaceae
Copaifera cf. multijuga	Fabaceae
Ficus luschnathiana	Moraceae
Gustavia augusta	Lecythidaceae
Handroanthus ochraceus	Bignoniaceae
Himatanthus articulatus	Apocynaceae
Hirtella bicornis	Chrysobalanaceae

Hirtella glandulosa	Chrysobalanaceae
Hirtella gracilipes	Chrysobalanaceae
Hymenaea courbaril	Fabaceae
Licania parviflora	Chrysobalanaceae
Mabea fistulifera	Euphorbiaceae
Mabea paniculata	Euphorbiaceae
Maprounea guianensis	Euphorbiaceae
Rhodostemonodaphne sp.	Lauraceae
Siphonoeugenia multiflora	Myrtaceae
Sorocea guillimeniana	Moraceae
Swartzia macrostachya	Fabaceae
Trema micrantha	Cannabaceae
Xylopia benthamii	Annonaceae
Xylopia marginata	Annonaceae
Zanthoxylum riedelianum	Rutaceae
Zygia juruana	Fabaceae

Nos levantamentos florístico e fitossociológico foram identificadas 26 espécies com potencial para o desenvolvimento de bioprodutos de interesse farmacêutico e cosmético (como óleos essenciais, resinas e frutos), além de aplicações voltadas à sustentabilidade, incluindo reflorestamento, recuperação ambiental e integração em sistemas agroflorestais (Tabela 8). Essas espécies destacam-se como candidatas estratégicas para o desenvolvimento de produtos biotecnológicos, como novos medicamentos, insumos naturais e materiais de valor agregado. Além disso, representam uma oportunidade para fomentar a economia local de forma sustentável, promovendo o uso racional da biodiversidade e contribuindo para a conservação da floresta em pé. Tais espécies também são indicadas para a implantação de bancos de germoplasma, tanto *in situ* quanto *in vitro*, visando à conservação genética e ao suporte de programas de melhoramento e uso sustentável.

Tabela 8 Espécies identificadas em levantamento florístico e fitossociológico, com potencial para aplicações em bioprospecção, bioeconomia e sustentabilidade, na Fazenda Rio Negro, no município de Feliz Natal-MT.

Espécie	Potencial de Uso	Aplicação/Descrição	Referência
<i>Dipteryx odorata</i>	Bioeconomia	Sementes com cumarina; uso em perfumaria, cosméticos, medicamentos	MAIA & ANDRADE, 2007
<i>Copaifera langsdorffii</i>	Bioeconomia	Óleo de copaíba com ação anti-inflamatória e antimicrobiana	VEIGA JR. <i>et al.</i> , 2001
<i>Protium sp.</i>	Bioeconomia	Resina aromática usada como incenso, analgésica e anti-inflamatória	DALY <i>et al.</i> , 1999
<i>Calophyllum brasiliense</i>	Bioeconomia	Madeira e óleo com propriedades cicatrizantes e antimicrobianas	CECHINEL FILHO, 2000
<i>Cedrela fissilis</i>	Bioeconomia	Madeira de alto valor comercial	LORENZI, 2002
<i>Mezilaurus itauba</i>	Bioeconomia	Madeira de alto valor comercial	
<i>Pouteria glomerata</i>	Bioeconomia	Fruto comestível (abiu); potencial agroindustrial	LORENZI <i>et al.</i> , 2015
<i>Mauritiella armata</i>	Bioeconomia	Palmeira com usos em construção e bioartesanato	BALICK, 1986
<i>Cupania vernalis</i>	Bioeconomia	Fruto comestível e madeira leve	CARVALHO, 2003
<i>Banisteriopsis caapi</i>	Bioprospecção	Alcaloides (harmina, DMT); usada na ayahuasca; potencial terapêutico	MCKENNA <i>et al.</i> , 1998
<i>Uncaria guianensis</i>	Bioprospecção	Anti-inflamatória, imunomoduladora; uso medicinal tradicional	PILARSKI <i>et al.</i> , 2010

<i>Eugenia omesiana</i>	Bioprospecção	Gênero rico em compostos fenólicos e antioxidantes	SANTOS <i>et al.</i> , 2011
<i>Alchornea discolor</i>	Bioprospecção	Relacionada a espécies com atividade anti-inflamatória; uso medicinal tradicional	MORS <i>et al.</i> , 2000
<i>Diospyros sericea</i>	Bioprospecção	Espécies do gênero apresentam compostos com ação antioxidante e antitumoral	SILVA <i>et al.</i> , 2007
<i>Byrsonima laxiflora</i>	Bioprospecção	Usada para inflamações, úlceras; rica em taninos	SANNOMIYA <i>et al.</i> , 2005
<i>Annona dolabripetala</i>	Bioprospecção	Gênero contém acetogeninas com propriedades citotóxicas	MORAES <i>et al.</i> , 2005
<i>Phyllanthus niruri</i>	Bioprospecção	Usada contra cálculos renais e hepatite; antioxidante	CALIXTO <i>et al.</i> , 1998
<i>Piper aduncum</i>	Bioprospecção	Ação antimicrobiana e inseticida; muito estudada	LORENZI & MATOS, 2008
<i>Mikania cordifolia</i>	Bioprospecção	Usada para problemas respiratórios; taninos e cumarinas	BRANDÃO <i>et al.</i> , 2006
<i>Justicia sp.</i>	Bioprospecção	Potencial ansiolítico e analgésico	ELISABETSKY <i>et al.</i> , 1995
<i>Aspidosperma spp.</i>	Bioprospecção	Alcaloides com ação farmacológica	OLIVEIRA <i>et al.</i> , 2009
<i>Virola sebifera</i>	Bioprospecção/Bioeconomia	Compostos psicoativos e óleo-resina com uso medicinal	RODRIGUES, 2005
<i>Inga spp.</i>	Sustentabilidade	Fixação de nitrogênio; uso agroflorestal e fruta comestível	BEER <i>et al.</i> , 1990
<i>Cecropia concolor</i>	Sustentabilidade	Espécie pioneira, útil em reflorestamento	ZUCCHI <i>et al.</i> , 2015

<i>Vismia spp.</i>	Sustentabilidade	Pioneiras em áreas degradadas; uso medicinal tradicional	ARAÚJO <i>et al.</i> , 2010
<i>Tachigali vulgaris</i>	Sustentabilidade	Fixadora de nitrogênio; útil em recuperação ambiental	SOUZA & LORENZI, 2005
<i>Chamaecrista spp.</i>	Sustentabilidade	Fixação de nitrogênio; boa cobertura do solo	MEDEIROS <i>et al.</i> , 2013

A conservação da Floresta Amazônica em propriedades privadas vai muito além do cumprimento legal dos 80% de área preservada. É fundamental definir, com base em critérios técnicos, quais áreas devem ser mantidas intactas para evitar danos irreversíveis aos ecossistemas, uma vez que o onde conservar é tão importante quanto o quanto conservar (METZGER *et al.*, 2019).

A supressão da vegetação em ambientes sensíveis, como nascentes, igarapés e matas de galeria, compromete drasticamente as zonas de recarga hídrica e a funcionalidade ecológica da paisagem. Mesmo o desmatamento de uma parcela pode afetar negativamente os 80% (PRIMACK; RODRIGUES, 2001; TER STEEGE *et al.*, 2013) restantes, comprometendo a biodiversidade como um todo. A fauna, por exemplo, é crucial para a regeneração natural da floresta, pois muitos animais são dispersores de sementes (HOWE; SMALLWOOD, 1982; GALETTI; DIRZO, 2013; SOUZA; FONSECA, 2017). Sem corredores ecológicos e com a fragmentação do habitat, essas espécies tornam-se vulneráveis e caminham para o desaparecimento, desencadeando um ciclo de degradação ambiental (PRIMACK; RODRIGUES, 2001; SEOANE; DIAZ; SANTOS; FROUFE, 2010). Diante desse cenário, adotar alternativas sustentáveis, como o ecoturismo, coleta sustentável de sementes, óleo essencial, fixo e sistemas agroflorestais e unidades de pesquisa visando bioprodutos como estratégias para gerar renda sem destruir o capital natural, assegurando a preservação da floresta em pé e o equilíbrio ecológico regional.

9 CONCLUSÃO

O presente estudo revelou elevada diversidade florística e estrutural na Fazenda Rio Negro, localizada no município de Feliz Natal, sul da Amazônia. Os levantamentos florístico e fitossociológico, aliados às análises de diversidade alfa, beta e horizontal,

demonstraram que a área abriga significativa riqueza de espécies, com 231 espécies arbóreas identificadas, destacando-se o gênero *Protium* como de alta ocorrência nas áreas avaliadas. Os índices ecológicos aplicados, como Shannon, Simpson, Pielou e Jentsch, evidenciaram uma floresta com elevada heterogeneidade e boa distribuição das espécies, típica de comunidades em regeneração natural. A estrutura diamétrica do tipo J-invertido e a correlação entre a composição florística e os atributos químicos do solo indicam que, apesar dos impactos históricos, a vegetação apresenta sinais de resiliência ecológica. A identificação de diferentes fitofisionomias e a presença de espécies com potencial madeireiro e ecológico reforçam a importância da área para a conservação da biodiversidade amazônica em zona de ecótono. Os dados obtidos são inéditos para o município de Feliz Natal e fornecem subsídios valiosos para conservação da área e dos processos restauração ecológica natural, bem como contribui para à formulação de políticas públicas voltadas à proteção da floresta em pé.

10 REFERÊNCIA

ABRAMOVAY, R.; FERREIRA, J.; *et al.* The new bioeconomy in the Amazon: opportunities and challenges for a healthy standing forest and flowing rivers. In: NOBRE, C. *et al.* (org.). Amazon assessment report 2021. United Nations Sustainable Development Solutions, 2021. Cap. 30.

ABREU, M. C.; PAULA, T. L. F. de. Mapa hidrogeológico do estado do Mato Grosso. Brasília: CPRM, 2020. Disponível em: <https://rigeo.sgb.gov.br/handle/doc/22009>. Acesso em: jan. 2025.

AINSWORTH, E. A.; LONG, S. P. What have we learned from 15 years of free-air CO₂ enrichment (FACE)? A meta-analytic review of the responses of photosynthesis, canopy properties and plant production to rising CO₂. *New Phytologist*, v. 165, p. 351–372, 2005.

ALBINO, R. D. C.; OLIVEIRA, D. R. Ethnobotanical knowledge and utilization patterns of Burseraceae resins in Brazil. *Journal of Ethnopharmacology*, v. 337, p. 118920, 2025. DOI: 10.1016/j.jep.2024.118920.

ALTIERI, M. A. The ecological role of biodiversity in agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v. 74, n. 1–3, p. 19–31, 1999.

ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013. DOI: 10.1127/0941-2948/2013/0507.

ALVES, L. F. *et al.* Diversity and structure of tree species in a terra firme forest in Central Amazonia. *Forest Ecology and Management*, v. 260, n. 7, p. 1185-1194, 2010.

AMARAL, Iêda Leão do; MATOS, F Dionízia A.; LIMA, José. Composição florística e parâmetros estruturais de um hectare de floresta densa de terra firme no rio Uatumã, Amazônia, Brasil. *Acta Amazonica*, [S.L.], v. 30, n. 3, p. 377-377, set. 2000. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/1809-43922000303392>.

ANDERSON, M. J.; ELLINGSEN, K. E.; MCARDLE, B. H. Navigating the multiple meanings of beta diversity: a roadmap for the practicing ecologist. *Ecology Letters*, v. 14, n. 1, p. 19–28, 2011.

ANDRADE, V. L. L. *et al.* Fitossociologia de uma floresta ombrófila densa na Estação Ecológica de Cuniã, Rondônia, Brasil. *Biota Amazônia*, v. 7, n. 3, p. 79-85, 2017.

ARAÚJO, M. M. *et al.* Pioneiras na regeneração florestal: avaliação ecológica de *Vismia* spp. *Revista Árvore*, v. 34, n. 4, p. 641–648, 2010.

ARAÚJO, R. A. *et al.* Floristic and structure of a forest fragment at a transitional zone at the Amazon in Mato Grosso State, Municipality of Sinop. *Acta Amazonica*, v. 39, p. 865–878, 2009.

ASSIS, R. L.; WITTMANN, F. Forest structure and tree species composition of the understory of two central Amazonian várzea forests of contrasting flood heights. *Flora*, v. 206, n. 3, p. 251–260, 2011. DOI: 10.1016/j.flora.2010.11.002.

BALICK, M. J. Systematics and economic botany of *Mauritiella* (Palmae). *Advances in Economic Botany*, v. 3, p. 76–92, 1986.

BAPTISTA-MARIA, V. R.; RODRIGUES, R. R.; DAMASCENO JUNIOR, G.; MARIA, F. S.; SOUZA, V. C. Composição florística de florestas estacionais ribeirinhas no Estado de Mato Grosso do Sul, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, v. 23, n. 2, p. 535–548, 2009. DOI: 10.1590/S0102-33062009000200024.

BARBOSA PIMENTEL, E. N. *et al.* Relationship between forest structure and soil characteristics with flooded and non-flooded rainforests of Northern Amazonia (Brazil). *Forests*, v. 16, n. 3, p. 633, 2025. DOI: 10.3390/f16030633.

BASELGA, A. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography*, v. 19, n. 1, p. 134–143, 2010.

BASSO, V. M.; JACOVINE, L. A. G.; NARDELLI, A. M. B.; ALVES, R. R.; SILVA, E.; SILVA, M. L.; ANDRADE, B. G. FSC forest management certification in the Americas. *International Forestry Review*, v. 20, n. 1, p. 31–42, 2018.

BAUER, L.; HUTH, A.; BOGDANOWSKI, A.; MÜLLER, M.; FISCHER, R. Edge effects in Amazon forests: integrating remote sensing and modelling to assess changes in biomass and productivity. *Remote Sensing*, v. 16, n. 3, p. 501, 2024. DOI: 10.3390/rs16030501.

BEER, J. *et al.* The role of Inga in agroforestry systems. *Agroforestry Systems*, v. 12, p. 139–157, 1990.

BERENGUER, E. *et al.* A large-scale field assessment of carbon stocks in human-modified tropical forests. *Global Change Biology*, v. 20, p. 3713–3726, 2014.

BACCINI, A. *et al.* Tropical forests are a net carbon source based on aboveground measurements of gain and loss. *Science*, v. 358, n. 6360, p. 230–234, 2017.

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

GARRETT, R. D. et al. Transformative changes are needed to support socio-bioeconomies for people and ecosystems in the Amazon. *Nature Ecology & Evolution*, v. 8, p. 1815–1825, 2024.

BLANCHET, S.; PRUNIER, J. G.; PAZ-VINAS, I.; SAINT-PÉ, K.; REY, O.; RAFFARD, A.; MATHIEU-BÉGNÉ, E.; LOOT, G.; FOURTUNE, L.; DUBUT, V. A river runs through it: the causes, consequences, and management of intraspecific diversity in river networks. *Evolutionary Applications*, v. 13, n. 6, p. 1195–1213, 17 mar. 2020. DOI: 10.1111/eva.12941.

BOMFIM, B.; SILVA, L. C. R.; MARIMON JÚNIOR, B. H.; MARIMON, B. S.; DOANE, T. A.; HORWATH, W. R. Fire affects asymbiotic nitrogen fixation in southern Amazon forests. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, v. 125, e2019JG005383, 2020. DOI: 10.1029/2019JG005383.

BRANCALION, P. H. S. et al. Fake legal logging in the Brazilian Amazon. *Science Advances*, v. 4, n. 8, eaat1192, 2018. DOI: 10.1126/sciadv.aat1192. Disponível em: <https://www.science.org/doi/10.1126/sciadv.aat1192>. Acesso em: 29 jul. 2025.

BRANDÃO, M. G. L. et al. *Mikania cordifolia* in Brazilian folk medicine: a popular remedy with scientific potential. *Journal of Ethnopharmacology*, v. 108, n. 1, p. 130–134, 2006.

BRIENEN, R. J. W. et al. Forest carbon sink neutralized by pervasive growth-lifespan trade-offs. *Nature Communications*, v. 11, p. 4241, 2020.

BUENO, M. L. et al. The environmental triangle of the Cerrado Domain: ecological factors driving shifts in tree species composition between forests and savannas. *Journal of Ecology*, v. 106, p. 2109–2120, 2018.

CALIXTO, J. B. et al. *Phyllanthus* species: biological activities and phytochemical constituents. *Phytotherapy Research*, v. 12, p. 365–378, 1998.

CAMPOS, E. P.; BOVINI, M. G.; PEIXOTO, A. L. The flora of south-eastern Mato Grosso State (Brazil): a review of herbarium collections. *Biodiversity Data Journal*, v. 9, 2021. DOI: 10.3897/BDJ.9.e72907.

CAMPOS, M. G. Atividade antimelanótica de compostos fenólicos e extratos hidroalcoólicos de *Inga subnuda* e *Rollinia dolabripetala* e ação antibacteriana e

antioxidante. 2013. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa. Disponível em: <https://www.locus.ufv.br/handle/123456789/6561>.

CARDOSO, D. *et al.* Amazon plant diversity revealed by a taxonomically verified species list. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 114, n. 40, p. 10695–10700, 2017. DOI: 10.1073/pnas.1706756114.

CARIM, M. J. V. *et al.* Composição florística e estrutura de floresta ombrófila densa no leste da Amazônia. *Biota Neotropica*, v. 19, n. 4, e20190745, 2019.

CARIM, M. J. V. *et al.* Families with highest IVI in tropical forests of the Brazilian Amazon: Fabaceae, Burseraceae, Lauraceae. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, v. 12, n. 68, p. 135–144, 2021.

CARVALHO, P. E. R. *Espécies arbóreas brasileiras*. Brasília, DF: EMBRAPA Florestas, 2003.

CASTRO, E. Dinâmica socioeconômica e desmatamento na Amazônia. *Novos Cadernos NAEA*, v. 8, n. 2, dez. 2008. DOI: 10.5801/ncn.v8i2.51. Disponível em: <https://periodicos.ufpa.br/index.php/ncn/article/view/51/53>. Acesso em: 04 abr. 2025.

CECHINEL FILHO, V. Plantas com potencial terapêutico: aplicações na fitoterapia. Criciúma: UNESC, 2000.

CERQUEIRA, R. M.; MARTINS, F. R. Does climate influence spatial variation of tree species alpha diversity in the Brazilian Atlantic rainforest? *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, v. 37, n. 2, p. 185, 2015. DOI: 10.4025/actascibiolsci.v37i2.26001.

CHAO, A. *et al.* Rarefaction and extrapolation with beta diversity under a framework of Hill numbers: the iNEXT.beta3D standardization. *Ecological Monographs*, v. 93, n. 3, e1588, 2023.

CHAVE, J. *et al.* Regional and seasonal patterns of litterfall in tropical South America. *Biogeosciences*, v. 7, n. 1, p. 43–55, 2010. DOI: <https://doi.org/10.5194/bg-7-43-2010>.

CHAZDON, R. L. Beyond deforestation: restoring forests and ecosystem services on degraded lands. *Science*, v. 320, n. 5882, p. 1458–1460, 2008.

CLEMENT, C. R.; DENEVAN, W. M.; HECKENBERGER, M. J.; JUNQUEIRA, A. B.; NEVES, E. G.; *et al.* The domestication of Amazonia before European conquest. *Proceedings of the Royal Society B*, v. 282, n. 1812, p. 20150813, 2015.

COMMAR, L. F. S.; LOUZADA, L.; COSTA, M. H.; BRUMATTI, L. M.; ABRAHÃO, G. M. Mato Grosso's rainy season: past, present, and future trends justify immediate

action. *Environmental Research Letters*, v. 19, n. 11, p. 114065, 2024. DOI: 10.1088/1748-9326/ad8588.

CONDÉ, T. M.; TONINI, H. Fitossociologia de uma floresta ombrófila densa na Amazônia Setentrional, Roraima, Brasil. *Acta Amazonica*, v. 43, n. 3, p. 247–260, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0044-59672013000300002>

CÔTÉ, J. *et al.* Disentangling the effects of different human disturbances on multifaceted biodiversity indices in freshwater fish. *Ecological Applications*, v. 33, n. 6, e2845, 2023.

CRUZ, D. C.; BENAYAS, J. M. R.; FERREIRA, G. C.; SANTOS, S. R.; SCHWARTZ, G. An overview of forest loss and restoration in the Brazilian Amazon. *New Forests*, v. 52, n. 1, p. 1–16, 2020. DOI: 10.1007/s11056-020-09777-3.

DALY, D. C.; FINE, P. V. A. A taxonomic monograph of *Protium* (Burseraceae) in Mesoamerica. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, v. 88, n. 2, p. 257–379, 1999.

DALY, D. C.; FINE, P. V. A.; MARTÍNEZ-HABIBE, M. C. Burseraceae: a model for studying the Amazon flora. *Rodriguesia*, v. 63, p. 21–30, 2012.

DAVID, M. ; GONÇALVES, K. G.; NETO, G. G. A subfamília Mimosoideae (Fabaceae) para a flora de Mato Grosso, Brasil . *Biodiversidade* - V.14, N3, 2015 - pág. 20-24

DE LIMA, R. B. *et al.* Giants of the Amazon: how does environmental variation drive forest structure and dynamics? *Rainfor Report*, 2023. Disponível em: <https://rainfor.org>. Acesso em: 19 set. 2025.

DOMINGUES, M. S.; BERMANN, C. O arco de desflorestamento na Amazônia: da pecuária à soja. *Ambiente & Sociedade*, Campinas, v. 15, n. 2, p. 1–22, maio–ago. 2012. DOI: 10.1590/S1414-753X2012000200002.

DE SOUZA, S. N. G. *et al.* Soil flooding filters evolutionary lineages of tree communities in Amazonian forests. *Journal of Biogeography*, v. 51, n. 5, p. 1033–1047, 2024. DOI: 10.1111/jbi.14834.

DOS SANTOS, D. H.; ROSSI, F. S.; DELLA SILVA, J. L.; PELISSARI, T. D.; LIMA, M.; TEODORO, L. P. R.; TEODORO, P. E.; DA SILVA JUNIOR, C. A. Environmental and climatic interconnections: impacts of forest fires in the Mato Grosso region of the Amazon. *Journal of South American Earth Sciences*, v. 146, p. 105105, 2024. DOI: 10.1016/j.jsames.2024.105105.

DOS SANTOS, E. V.; LIMA, M. D. R.; DANTAS, K. G. F.; CARVALHO, F. I. M.; GONÇALVES, D. A.; SILVA, A. R.; SUN, H.; FERREIRA, M. J.; BUFALINO, L.; HEIN, P. R. G.; PROTÁSIO, T. P. The inorganic composition of *Tachigali vulgaris* wood: implications for bioenergy and nutrient balances of planted forests in the Amazonia. *BioEnergy Research*, v. 17, p. 114–128, 2024. DOI: 10.1007/s12155-023-10679-3.

DUTRA, S. M.; SALIMENA, F. R. G.; MENINI NETO, L. Annonaceae na Serra Negra, Minas Gerais, Brasil. *Rodriguésia*, v. 63, n. 4, p. 785–793, dez. 2012. DOI: 10.1590/S2175-78602012000400004.

ELISABETSKY, E.; COSTA-CAMPOS, L.; OLIVEIRA, R. M. W. Medicinal plants for CNS disorders in Amazonian ethnomedicine. *Phytomedicine*, v. 2, n. 1, p. 73–92, 1995.

ESRI – Environmental Systems Research Institute. World Imagery basemap. 2024. Disponível em: <https://www.arcgis.com/home/item.html?id=10df2279f9684e4a9f6a7f08febac2a9>

ESTEVAM, E. B. B.; ALVES, C. C. F.; ESPERANDIM, V. R.; CAZAL, C. M.; SOUZA, A. F.; MIRANDA, M. L. D. Chemical composition, anti-*Trypanosoma cruzi* and cytotoxic activities of the essential oil from green fruits of *Protium ovatum* (Burseraceae). *Revista Brasileira de Fruticultura*, v. 40, 2018. DOI: 10.1590/0100-29452018794.

ESTEVAM, E. B. B.; DEUS, I. P. B.; SILVA, V. P.; SILVA, E. A. J.; ALVES, C. C. F.; ALVES, J. M.; et al. In vitro antiparasitic activity and chemical composition of the essential oil from *Protium ovatum* leaves (Burseraceae). *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, v. 89, p. 3005–3013, 2017. DOI: 10.1590/0001-3765201720170310.

FAGUNDES, S. T. S.; SCCOTI, M. S. V.; JUNIOR, J. F. B. Dinâmica de espécies da família Burseraceae em área de exploração florestal, Flona do Jamari, RO. *Revista Brasileira de Ciência da Amazônia*, v. 10, n. 2, p. 1–11, 2021. DOI: 10.47209/2317-5729.v.10.n.2.p.1-11.

FARIAS, J.; MARIMON, B. S.; SILVA, L. C. R.; PETTER, F. A.; ANDRADE, F. R.; MORANDI, P. S.; MARIMON JÚNIOR, B. H. Survival and growth of native *Tachigali vulgaris* and exotic *Eucalyptus urophylla* × *E. grandis* trees in degraded soils with biochar amendment in southern Amazonia. *Forest Ecology and Management*, v. 368, p. 173–182, 2016. DOI: 10.1016/j.foreco.2016.03.022.

FAUSET, S. et al. Hyperdominance in Amazonian forest carbon cycling. *Nature Communications*, v. 6, p. 6857, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1038/ncomms7857>.

FERNANDES, J. L. *et al.* Climate benefits of Amazon secondary forests – recent advances and research needs. *Environmental Research Letters*, v. 20, n. 4, 2023. DOI: 10.1088/1748-9326/adb984.

FIGUEIREDO, A. F. *et al.* Litterfall and nutrient return in an Amazonian terra firme forest. *Acta Amazonica*, v. 48, n. 1, p. 9–18, 2018. DOI: 10.1590/1809-4392201700333.

FILGUEIRAS, T.; NOGUEIRA, P.; BROCHADO, A.; GUALA, I. Caminhamento: um método expedito para levantamentos florísticos qualitativos. *Cadernos de Geociências* (IBGE), n. 12, p. 39–43, 1994.

FINE, P. V. A.; BARALOTO, C. Habitat endemism in white-sand forests: insights into the mechanisms of lineage diversification and community assembly of the neotropical flora. *Biotropica*, v. 48, p. 24–33, 2016.

FINE, P. V. A.; DALY, D. C.; MUÑOZ, G. V.; MESONES, I.; CAMERON, K. M. The contribution of edaphic heterogeneity to the evolution and diversity of Burseraceae trees in the western Amazon. *Evolution*, v. 59, n. 7, p. 1464–1478, 2005.

FRANÇA, C. S. S.; PERSSON, U. M.; CARVALHO, T. *et al.* Quantifying timber illegality risk in the Brazilian forest frontier. *Nature Sustainability*, v. 6, p. 1485–1495, 2023. DOI: 10.1038/s41893-023-01189-3.

FRANÇA, F. M.; FRAZÃO, F. S.; KORASAKID, V.; LOUZADA, J.; BARLOW, J. Identifying thresholds of logging intensity on dung beetle communities to improve the sustainable management of Amazonian tropical forests. *Biological Conservation*, v. 216, p. 115–122, 2017.

FLORES, B. M.; MONTOYA, E.; SAKSCHEWSKI, B. *et al.* Critical transitions in the Amazon forest system. *Nature*, v. 626, p. 555–564, 2024. <https://doi.org/10.1038/s41586-023-06970-0>.

GALETTI, Mauro; DIRZO, Rodolfo. Ecological and evolutionary consequences of living in a defaunated world. *Biological Conservation*, v. 163, p. 1-6, 2013.

GARCÍA-COX, W.; LÓPEZ-TOBAR, R.; HERRERA-FEIJOO, R. J.; TAPIA, A.; HEREDIA-R, M.; TOULKERIDIS, T.; TORRES, B. Floristic composition, structure, and aboveground biomass of the *Moraceae* family in an evergreen Andean Amazon forest, Ecuador. *Forests*, v. 14, n. 7, p. 1406, 2023. DOI: 10.3390/f14071406.

GASTON, K. J. Global patterns in biodiversity. *Nature*, v. 405, n. 6783, p. 220–227, 2000.

GENTRY, A. H. Tree species richness of upper Amazonian forests. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 85, p. 156–159, 1988.

GOMES, M. A. V.; SANTOS, M. V. Zoneamento socioeconômico-ecológico: diagnóstico socioeconômico-ecológico do estado de Mato Grosso e assistência técnica na formulação da 2ª aproximação. Cuiabá: Memória Técnica, 2001.

GOTTLIEB, O. R.; BORIN, M. R. M. B. Medicinal products: regulation of biosynthesis in space and time. *Memórias do Instituto Oswaldo Cruz*, v. 95, n. 1, p. 115–120, 2000.

GOULART, F. F. *et al.* Biodiversity and ecosystem services in agricultural landscapes: the need for ecological intensification. *Land Use Policy*, v. 82, p. 363–373, 2019.

GOLIŃSKA, B. Amazonian Dark Earths in the context of pre-Columbian settlements. *Geology, Geophysics and Environment*, v. 40, n. 2, p. 219–232, 2014.

GRAU, O.; PEÑUELAS, J.; FERRY, B. *et al.* Nutrient-cycling mechanisms other than the direct absorption from soil may control forest structure and dynamics in poor Amazonian soils. *Scientific Reports*, v. 7, 45017, 2017. DOI: 10.1038/srep45017.

HAMPF, A. C.; STELLA, T.; BERG-MOHNICKE, M.; KAWOHL, T.; KILIAN, M.; NENDEL, C. Future yields of double-cropping systems in the Southern Amazon, Brazil, under climate change and technological development. *Agricultural Systems*, v. 177, p. 102707, 2020. DOI: 10.1016/j.agry.2019.102707.

HASSLER, M. World Plants: complete plant list. Versão 25.08, atualizada em 18 ago. 2025. Disponível em: <https://www.worldplants.de/world-plants-complete-list/complete-plant-list/?name=Protium-heptaphyllum>. Acesso em: set. 2025.

HE, H.; DEZONIA, B.; MLADENOFF, D. An aggregation index (AI) to quantify spatial patterns of landscapes. *Landscape Ecology*, v. 16, p. 87–87, 2001.

HERREIRA, R.; JORDAN, C.; KLINGE, H.; MEDINA, E. Amazonian ecosystems: their structure and function with particular emphasis on nutrients. *Interciencia*, v. 3, p. 223–232, 1978.

HOPKINS, M. J. G. Modelling the known and unknown plant biodiversity of the Amazon basin. *Journal of Biogeography*, v. 34, p. 1400–1411, 2007.

HOWE, H. F.; SMALLWOOD, J. Ecology of seed dispersal. *Annual Review of Ecology and Systematics*, v. 13, p. 201–228, 1982. DOI: <https://doi.org/10.1146/annurev.es.13.110182.001221>.

HUFKENS, K.; SCHEUNDERS, P.; CEULEMANS, R. Ecotones in vegetation ecology: methodologies and definitions revisited. *Ecological Research*, v. 24, p. 977–986, 2009.

IVANAUSKAS, N. M.; MONTEIRO, R.; RODRIGUES, R. R. Estrutura de um trecho de floresta Amazônica na bacia do alto rio Xingu. *Acta Amazonica*, v. 34, n. 2, p. 275-299, 2004.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. *Amazônia Legal*. 2022. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/geociencias/cartas-e-mapas/mapas-regionais/15819-amazonia-legal.html>. Acesso em: 31 jan. 2025.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. *Estimativas da população*. Brasília, 2020.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. *Manual técnico da vegetação brasileira*. 2. ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2012. 271 p. (Série Manuais Técnicos em Geociências; n. 2).

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. *Vocabulário básico de recursos naturais e meio ambiente*. 2. ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2004.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS – INPE. *Amazônia Legal-Prodes (Desmatamento): incremento anual do desmatamento-Shapefile (2008/2023)*. 2024. Disponível em: <https://data.inpe.br/big/web/biomasbr/notas-tecnicas/estimativa-de-desmatamento-na-amazonia-legal-para/>. Acesso em: 29 jul. 2025.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS – INPE. *Bioma Amazônia – PRODES Desmatamento e Bioma Cerrado – PRODES Desmatamento*. Coordenação Geral de Observação da Terra, 2024. Disponível em: <http://terrabrasilis.dpi.inpe.br/downloads/>. Acesso em: 29 jul. 2025.

IPAM – INSTITUTO DE PESQUISA AMBIENTAL DA AMAZÔNIA. *Arco do desmatamento*. Disponível em: <https://ipam.org.br/glossario/arco-do-desmatamento/>

JARDIM BOTÂNICO DO RIO DE JANEIRO. *Flora do Brasil 2025 em construção*. Disponível em: <https://floradobrasil.jbrj.gov.br/>. Acesso em: 31 jan. 2025.

JARDIM BOTÂNICO DO RIO DE JANEIRO. Flora e Funga do Brasil: lista de espécies do gênero *Protium*. Disponível em: <https://floradobrasil.jbrj.gov.br/consulta/?grupo=6&familia=null&genero=Protium&especie=&autor=&nomeVernaculo=&nomeCompleto=&formaVida=null&substrato=null&oco>

reBrasil=QUALQUER&ocorrencia=OCORRE&endemismo=TODO&origem=TODO
®iao=QUALQUER&ilhaOceanica=32767&estado=QUALQUER&domFitogeografico
s=QUALQUER&vegetacao=TODO&mostrarAte=SUBESP_VAR&opcoesBusca=TO
OS_OS_NOMES&loginUsuario=Visitante&senhaUsuario=&contexto=consulta-
publica&pagina=1#CondicaoTaxonCP . Acesso em: 1 set. 2025.

JENTSCH, R. Über forstliche Standortsaufnahme und Durchforstungsproben. *Mitteilungen der Deutschen Dendrologischen Gesellschaft*, n. 55, p. 123–140, 1942.

JOLY, C. A.; ASSIS, M. A.; BERNACCI, L. C.; TAMASHIRO, J. Y. Florística e fitossociologia em parcelas permanentes da Mata Atlântica do sudeste do Brasil ao longo de um gradiente altitudinal. *Biota Neotropica*, v. 12, n. 1, p. 123–145, 2012.

JOST, L.; CHAO, A.; CHAZDON, R. L. Compositional similarity and β (beta) diversity. In: MAGURRAN, A. E.; MCGILL, B. J. (eds.). *Biological diversity: frontiers in measurement and assessment*. New York: Oxford University Press, 2011. p. 66–84.

KABANZE, J. M.; KIMANZI, J.; MALONZA, P. K.; RUTINA, L. P. Anthropogenic effects of habitat modification on anuran species diversity in a swamp forest area, Kenya. *African Journal of Ecology*, v. 62, p. 1, 2023. DOI: 10.1111/aje.13245.

KARK, Salit. Effects of Ecotones on Biodiversity. *Encyclopedia Of Biodiversity*, p. 142-148, 2013. Elsevier. <http://dx.doi.org/10.1016/b978-0-12-384719-5.00234-3>.

KITIKIDOU, K.; MILIOS, E.; STAMPOULIDIS, A.; PIPINIS, E.; RADOGLU, K. Using biodiversity indices effectively: considerations for forest management. *Ecologies*, v. 5, p. 42–51, 2024. DOI: 10.3390/ecologies5010003.

KREBS, C. J. *Ecological methodology*. 2. ed. Menlo Park: Benjamin/Cummings, 1999.

KUNZ, S. H.; MOREAU, J.; SPADETO, C.; MARTINS, S. V.; STEFANELLO, D.; IVANAUSKAS, N. M. Estrutura da comunidade arbórea de trecho de Floresta Estacional Sempre-Verde e similaridade florística na região nordeste do Mato Grosso, Brasil. *Floresta e Ambiente*, v. 21, n. 4, p. 429–440, 2014. DOI: 10.1590/2179-8087.029313.

KUPLICH, T. M.; SANTOS, J. dos. Caracterização florística-estrutural de floresta degradada no arco do desmatamento, Amazônia Brasileira. *Floresta*, Curitiba, v. 53, n. 3, p. 355-366, 2023. DOI: <https://doi.org/10.5380/rf.v53i3.83565>

LAPOLA, D. M.; OYAMA, M. D.; NOBRE, C. A. Exploring the range of climate biome projections for tropical South America: the role of CO₂ fertilization and seasonality. *Global Biogeochemical Cycles*, v. 23, 2009. DOI: 10.1029/2008GB003357.

LAPOLA, D. M.; PINHO, P.; BARLOW, J.; ARAGÃO, L. E. O. C.; BERENGUER, E.; CARMENTA, R.; LIDDY, H. M.; SEIXAS, H.; SILVA, C. V. J.; SILVA JÚNIOR, C. H. L. The drivers and impacts of Amazon forest degradation. *Science*, v. 379, n. 6630, p. 1–3, 2023. DOI: 10.1126/science.abp8622.

LAURANCE, S. G. W. *et al.* Influence of soils and topography on Amazonian tree diversity: a landscape-scale study. *Journal of Vegetation Science*, v. 21, n. 1, p. 96-106, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2009.01122.x>.

LEAL FILHO, W.; DINIS, M. A. P.; CANOVA, M. A.; *et al.* Managing ecosystem services in the Brazilian Amazon: the influence of deforestation and forest degradation in the world's largest rain forest. *Geoscience Letters*, v. 12, p. 24, 2025. DOI: <https://doi.org/10.1186/s40562-025-00391-9>.

LEAL FILHO, W.; EICHELER, H.; RAATH, S.; MOLLE, J.; OLIVEIRA, J. A. P. Climate change and biodiversity in the Amazon: current knowledge and future challenges. *Journal of Environmental Management*, v. 352, p. 120056, 2025. DOI: 10.1016/j.jenvman.2025.120056.

LEITE-FILHO, A. T.; SOUSA PONTES, V. Y.; COSTA, M. H. Effects of deforestation on the onset of the rainy season and the duration of dry spells in Southern Amazonia. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, v. 124, p. 5268–5281, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1029/2018JD029537>.

LIMA, E. S. *et al.* Anti-inflammatory and antinociceptive activities of the oleoresin from *Protium heptaphyllum* (Aubl.) March. *Journal of Ethnopharmacology*, v. 105, n. 1–2, p. 87–92, 2006.

LIMA, J. P. C.; LEÃO, J. R. A. Dinâmica de crescimento e distribuição diamétrica de fragmentos de florestas nativa e plantada na Amazônia sul ocidental. *Floresta e Ambiente, Seropédica*, v. 20, n. 1, p. 70-79, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.4322/floram.2012.065>.

LIMEIRA, M. M. C. *et al.* Estrutura e composição florística em área de Floresta Ombrófila Densa sob manejo florestal. *Advances in Forestry Science*, v. 8, n. 2, p. 1389–1401, 2021.

LOMBARDO, U.; ARROYO-KALIN, M.; SCHMIDT, M. *et al.* Evidence confirms an anthropic origin of Amazonian Dark Earths. *Nature Communications*, v. 13, 3444, 2022.

LORENZI, H. Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil. 2. ed. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 2002.

LORENZI, H. *et al.* Frutas brasileiras e exóticas cultivadas: de consumo in natura. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 2015.

LORENZI, H.; MATOS, F. J. A. Plantas medicinais no Brasil: nativas e exóticas. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 2008.

LUCENA, P. J. *et al.* Fitossociologia e crescimento diamétrico em floresta não manejada, Anapu, Pará, Brasil. *Naturae*, v. 3, n. 2, p. 6–19, 2021.

LUIZE, B. G. *et al.* The biogeography of the Amazonian tree flora. *Communications Biology*, v. 7, p. 756, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1038/s42003-024-07384-4>.

LUIZE, B. G., *et al.* (2018). Litterfall and nutrient return in Amazonian forests: variations according to forest type and seasonality. *Acta Amazonica*, 48(3), 207–216. <https://doi.org/10.1590/1809-4392201700474>

LUIZE, B. G.; ESPÍRITO-SANTO, F. D. B.; MORAES, J. O. *et al.* Soil properties drive Amazon forest community composition and dynamics at multiple scales. *Journal of Ecology*, v. 112, n. 2, p. 467–482, 2024. DOI: 10.1111/1365-2745.14103.

MACHADO, A. R. T.; LAGE, G. A.; MEDEIROS, F. da S.; SOUZA FILHO, J. D. de; PIMENTA, L. P. S.. Quantitative analysis of trigonelline in some *Annona* species by proton NMR spectroscopy. *Natural Products And Bioprospecting*, v. 3, n. 4, p. 158-160, 31 jul. 2013. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s13659-013-0051-6>.

MAGURRAN, A. E. *Measuring biological diversity*. Oxford: Blackwell, 2004.

MAIA, J. G. S.; ANDRADE, E. H. A. Plantas aromáticas na Amazônia: estudos químicos. Belém: Museu Paraense Emílio Goeldi, 2007.

MALHI, Y. *et al.* The above-ground coarse wood productivity of 104 Neotropical forest plots. *Global Change Biology*, v. 10, p. 563–591, 2004.

MALHI, Y. *et al.* The regional variation of aboveground live biomass in old-growth Amazonian forests. *Global Change Biology*, v. 12, p. 1107–1138, 2006.

MARENGO, J. A.; JIMENEZ, J. C.; ESPINOZA, J.-C.; CUNHA, A. P.; ARAGÃO, L. E. O. Increased climate pressure on the new agricultural frontier in the Eastern Amazonia-Cerrado transition zone. *Scientific Reports*, v. 12, p. 457, 2021b. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/s41598-021-04241-4>.

MARGALEF R. 1958. Information theory in ecology. *Int J Gen Syst* 3: 36-71

MARIMON BS, MARIMON-JUNIOR BH, FELDPAUSCH TR, SANTOS CO, MEWS HA, LOPEZ-GONZALEZ G, LLOYD J, FRANCAZAK DD, OLIVEIRA EA, MARACAHIPES L, MIGUEL A, LENZA E, PHILLIPS OL (2014) Disequilibrium and hyperdynamic tree turnover at the forest–cerrado transition zone in southern Amazonia. *Plant Ecol Divers* 7:37–41

MARIMON JÚNIOR, B. H.; MARIMON, B. S.; FELFILI, J. M. Floristics and life-form spectrum in an area of cerrado vegetation in the state of Mato Grosso, Brazil. *Journal of the Torrey Botanical Society*, v. 129, n. 3, p. 298–308, 2002.

MARIMON, B. S. *et al.* Observations on the vegetation of northeastern Mato Grosso, Brazil. IV. An analysis of the Cerrado-Amazonian forest ecotone. *Edinburgh Journal of Botany*, v. 63, p. 323–341, 2006.

MARIMON, B. S.; MARIMON JÚNIOR, B. H.; FELFILI, J. M.; FRANÇA, H.; FARIAS, J. Fitossociologia de comunidades florestais no ecótono Amazônia-Cerrado. *Acta Amazonica*, v. 38, n. 3, p. 443–452, 2008.

MARIMON, B. S.; MARIMON JÚNIOR, B. H.; FELFILI, J. M.; FRANÇA, H. S.; LIMA, E. S.; TAKAHASI, A. Diagnóstico da vegetação com base em fitossociologia florestal: estudo de caso na transição Cerrado-Floresta Amazônica. *Cerne*, v. 8, n. 2, p. 62–77, 2002.

MARQUES, E. Q. *et al.* Redefining the Cerrado–Amazonia transition: implications for conservation. *Biodiversity and Conservation*, v. 29, n. 5, p. 1501–1517, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10531-020-01971-0>.

MATAS-GRANADOS, L.; DRAPER, F. C.; CAYUELA, L.; de ALEDO, J. G.; ARELLANO, G.; SAADI, C. B.; BAKER, T. R.; PHILLIPS, O. L.; HONORIO CORONADO, E. N.; RUOKOLAINEN, K.; GARCÍA-VILLACORTA, R.; ROUCOUX, K. H.; GUÈZE, M.; SANDOVAL, E. V.; FINE, P. V. A.; AMASIFUEN GUERRA, C. A.; GOMEZ, R. Z.; STEVENSON DIAZ, P. R.; MONTEAGUDO-MENDOZA, A.; MARTINEZ, R. V.; SOCOLAR, J. B.; DISNEY, M.; DEL AGUILA PASQUEL, J.; LLAMPAZO, G. F.; ARENAS, J. V.; HUAYMACARI, J. R.; GRANDEZ RIOS, J. M.; MACÍA, M. J. Understanding different dominance patterns in western Amazonian forests. *Ecology Letters*, v. 27, n. 1, e14351, jan. 2024.

MATAVELI, G.; MAURE, L. A.; SANCHEZ, A.; DUTRA, D. J.; OLIVEIRA, G. de; JONES, M. W.; AMARAL, C.; ARTAXO, P.; ARAGÃO, L. E. O. C. Forest degradation is

undermining progress on deforestation in the Amazon. *Global Change Biology*, [S.l.], v. 31, n. 4, p. 1–6, abr. 2025. Wiley. DOI: <http://dx.doi.org/10.1111/gcb.70209>

MCKENNA, D. J.; TOWNSEND, J. B.; GROB, C. S. Pharmacology of ayahuasca alkaloids. *Journal of Ethnopharmacology*, v. 65, n. 3, p. 243–256, 1998.

MEDEIROS, M. B. *et al.* Chamaecrista species and their potential in soil recovery. *Acta Botanica Brasilica*, Feira de Santana, v. 27, n. 2, p. 374–381, 2013.

MÉIO, B. B.; FREITAS, C. V.; JATOBÁ, L.; SILVA, M. E. F.; RIBEIRO, J. F.; HENRIQUES, R. P. B. Influência da flora das florestas Amazônica e Atlântica na vegetação do cerrado sensu stricto. *Revista Brasileira de Botânica*, v. 26, n. 4, p. 437–444, 2003. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rbb/a/pxRF6fSsBcFkQQytSSYWdgz/>.

MENGE, D. N. L.; CHAZDON, R. L. Higher survival drives the success of nitrogen-fixing trees through succession in Costa Rican rainforests. *New Phytologist*, [S.l.], v. 209, p. 965–977, 2016.

MENSAH, S. *et al.* Climate and soil effects on tree species diversity and above-ground carbon. *Scientific Reports*, v. 13, p. 16858, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-023-43839-1>.

MENHINICK, E. F. A comparison of some species-individuals diversity indices applied to samples of field insects. *Ecology*, v. 45, n. 4, p. 859–861, 1964.

METZGER, J. P., DUARTE, L. D. S., SILVA JÚNIOR, M., & LEITE, P. T. (2019). Por que o Brasil precisa de suas Reservas Legais. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 17(4), 204-214.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (MEA). *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Washington, DC: Island Press, 2005.

MORAES, V. R. S.; TOMAZELA, D. M.; FERRAZ, M. C.; GARCIA, C. F.; SANNOMIYA, M.; SORIANO, M. P. C.; COSTA, F. B.; RODRIGUES, E.; VILEGAS, W. Acetogeninas de Annonaceae: aspectos químicos e biológicos. *Química Nova*, São Paulo, v. 28, n. 5, p. 867–872, 2005.

MORAES, L. J. C. *et al.* Structure and composition of Lauraceae communities in Brazilian Amazonia. *Acta Amazonica*, v. 46, n. 1, p. 19–28, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1590/1809-4392201501094>.

MOREIRA, F. M. S.; SILVA, M. F.; FARIA, S. M. Occurrence of nodulation in legume species in the Amazon region of Brazil. *New Phytologist*, v. 121, p. 563-570, 1992.

MOREIRA, J. C. F.; BRUM, M.; ALMEIDA, L. C.; BARRERA-BERDUGO, S.; SOUZA, A.A.; CAMARGO, P.B.; OLIVEIRA, F.R.; ALVES, L.F.; ROSADO, B.H.P.; LAMBAIS, M.R. Asymbiotic nitrogen fixation in the phyllosphere of the Amazon forest: Changing nitrogen cycle paradigms. *Science of The Total Environment*, 773, 2021, 145066, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145066>.

MORI, G. B.; SCHIETTI, J.; POORTER, L.; PIEDADE, M. T. F. Trait divergence and habitat specialization in tropical floodplain forests trees. *PLoS ONE*, v. 14, e0212232, 2019. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0212232>.

MORI, S. A.; BOOM, B. M.; PRANCE, G. T. Distribution patterns and ecology of species-richness in tropical forests. *Nature*, v. 302, p. 141-142, 1983.

MORO, M. F.; MARTINS, F. R. Métodos de levantamento do componente arbóreo-arbustivo. *Rodriguésia*, v. 62, n. 2, p. 285–305, 2011. DOI: 10.1590/2175-7860201162207.

MORS, W. B. et al. Plantas medicinais do Brasil. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2000.

MULLER-LANDAU, H. C. Interspecific and inter-site variation in wood specific gravity of tropical trees. *Biotropica*, v. 36, p. 20–32, 2004. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2004.tb00292.x>.

MURTHY, H. N. et al. Biological activities and medicinal applications of Amazonian oleoresins: a review. *Journal of Ethnopharmacology*, v. 188, p. 1–15, 2016.

NETO, C. A. L.; FERREIRA, L. V.; JARDIM, M. A. G. Estrutura diamétrica da comunidade de plantas na floresta de terra firme na Flona de Caxiuanã, Pará, Brasil. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v. 16, n. 6, p. 3334-3346, 2023.

NGUTE, Alain Senghor K.; SCHOEMAN, David S.; PFEIFER, Marion; HEIJDEN, Geertje M. F. van Der; PHILLIPS, Oliver L.; VAN BREUGEL, Michiel; CAMPBELL, Mason J.; CHANDLER, Chris J.; ENQUIST, Brian J.; GALLAGHER, Rachael V.. Global dominance of lianas over trees is driven by forest disturbance, climate and topography. *Global Change Biology*, v. 30, n. 1, p. 1-3, jan. 2024. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/gcb.17140>.

NICOLAI, J. de; RODRIGUES, T. M. Cell wall thickenings and tylosoid: developmental morphology reveals novelties for secretory canals in *Protium ovatum* (Burseraceae). *Journal of Plant Research*, v. 135, n. 2, p. 247-257, 2022. DOI: 10.1007/s10265-021-01365-6

NOGUEIRA, E. M.; FEARNside, P. M.; NELSON, B. W.; BARBOSA, R. I.; KEIZER, E. W. H. Estimates of forest biomass in the Brazilian Amazon: new allometric equations and adjustments to biomass from wood-volume inventories. *Forest Ecology and Management*, v. 256, n. 11, p. 1853–1867, 2008.

NOGUEIRA, E. M.; NELSON, B. W.; FEARNside, P. M.; FRANÇA, M. B. 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*, v. 248, n. 3, p. 119–135, 2007. DOI: 10.1016/j.foreco.2007.04.047.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; RATTER, J. A. Study of origin of Central Brazilian forest by the analysis of plant species distribution patterns. *Edinburgh Journal of Botany*, v. 52, p. 141-194, 1995.

OLIVEIRA, A. A.; AMARAL, I. L. Floristic and structural analysis of a 1 ha plot in Central Amazonia. *Acta Amazonica*, v. 34, n. 3, p. 399-406, 2008.

OLIVEIRA, A. N.; AMARAL, I. L. do. Florística e fitossociologia de uma floresta de vertente na Amazônia Central, Amazonas, Brasil. *Acta Amazonica*, v. 34, n. 4, p. 577–592, 2004. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/aa/a/MTgGdvZmwFDMn7PPhSjYzKk>.

OLIVEIRA, A. N.; AMARAL, I. L. Floristic and structural analyses of a 19 ha fragment of Amazonian terra firme forest. *Acta Amazonica*, v. 34, n. 4, p. 583–594, 2004.

OLIVEIRA, B.; MARIMON-JUNIOR, B. H.; MEWS, H. A.; VALADÃO, M. B. X.; MARIMON, B. S. Unraveling the ecosystem functions in the Amazonia–Cerrado transition: evidence of hyperdynamic nutrient cycling. *Plant Ecology*, v. 218, p. 225–239, 2017.

OLIVEIRA, E. C.; MORAES, J. O.; ESPÍRITO-SANTO, F. D. B.; LUIZE, B. G.; SHIMABUKURO, Y. E. Estrutura e dinâmica de comunidades arbóreas em florestas de transição Amazônia–Cerrado. *Acta Amazonica*, v. 53, n. 2, p. 123–136, 2023.

OLIVEIRA, F. Q. *et al.* Biological activities of Aspidosperma species. *Brazilian Journal of Pharmacognosy*, Curitiba, v. 19, n. 2B, p. 635–640, 2009.

OLIVEIRA, R. S. *et al.* Floristic composition and structural patterns of lowland Amazonian forests across different habitats. *Forests*, v. 11, n. 10, p. 1045, 2020.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; DEXTER, K. G.; PENNINGTON, R. T.; SIMON, M. F.; BUENO, M. L.; NEVES, D. M. On the floristic identity of Amazonian vegetation types.

Biotropica, [S.l.], v. 53, n. 3, p. 767–777, 24 mar. 2021. Wiley. DOI: <http://dx.doi.org/10.1111/btp.12932>.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; RATTER, J. A. Vegetation physiognomies and woody flora of the Cerrado biome. In: OLIVEIRA, P. S.; MARQUIS, R. J. (Ed.). *The Cerrados of Brazil: Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna*. New York: Columbia University Press, 2002. p. 91-120.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; FONTES, M. A. L. Patterns of floristic differentiation among Atlantic forests in southeastern Brazil and the influence of climate. *Biotropica*, v. 32, n. 4b, p. 793–810, 2000.

ORTIZ-COLIN, P.; HULSHOF, C. M. Ecotones as windows into organismal-to-biome scale responses across Neotropical forests. *Plants*, v. 13, p. 2396, 2024. DOI: <https://doi.org/10.3390/plants13172396>.

OUTSIDE, INC. *Gaia GPS: GPS navigation and mapping application*. Boulder: Outside, Inc., 2023. Software. Disponível em: <https://www.gaiagps.com>.

PALHETA, L. F.; SIMÕES, P. H. O.; NEVES, R. L. P.; ATAÍDE, W. L. da S.; PAULA, M. T. de; DORNELAS, K. C.; SANTIAGO, A. V.; CARVALHO, J. O. P. de. Influence of meteorological variables on the development in plantation of *Tachigali vulgaris* L. G. Silva & H. C. Lima (tachi-branco). *Italian Journal of Agrometeorology*, n. 1, p. 109–117, 26 ago. 2024. Firenze University Press. DOI: <http://dx.doi.org/10.36253/ijam-2136>.

PAROLIN, P. Radial gradients in wood specific gravity in trees of Central Amazonian floodplains. *IAWA Journal*, v. 23, p. 449–457, 2002. <https://doi.org/10.1007/s003340200005>.

PELISSARI, A. L.; FIGUEIREDO FILHO, A.; EBLING, A. A.; SANQUETTA, C. R.; CYSNEIROS, V. C.; CORTE, A. P. D. Spatial variability of tree species diversity in a mixed tropical forest in Southern Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, Rio de Janeiro, v. 90, n. 2 supl. 1, p. 2617–2634, 2018. DOI: 10.1590/0001-3765201820170826.

PEREIRA, I. S. P.; VEGA, M. R. G.; CARNEIRO, L. U.; MARINHO, B. G.; AVONTO, C.; CHITTIBOYINA, A.; ALI, Z.; KHAN, I.; SILVA, M. B.; KANASHIRO, M. M. Phytochemical and biological studies on *Annona dolabripetala* Raddi (Annonaceae). *Biochemical Systematics and Ecology*, v. 110, p. 104680, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.bse.2023.104680>.

PIELOU, E. C. *Ecological diversity*. New York: Wiley, 1975.

PILARSKI, R. *et al.* Antioxidant and cytotoxic activities of *Uncaria tomentosa*. *Phytotherapy Research*, Chichester, v. 24, n. 5, p. 791–796, 2010.

PIRES, J. M.; PRANCE, G. T. The vegetation types of the Brazilian Amazon. In: PRANCE, G. T.; LOVEJOY, T. E. (eds.). *Amazonia: Key Environments Series*. Oxford: Pergamon Press, 1985. p. 109–145.

POWER, A. G. Ecosystem services and agriculture: tradeoffs and synergies. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, v. 365, n. 1554, p. 2959–2971, 2010.

PRIMACK, R. B.; RODRIGUES, E. *Biologia da conservação*. Londrina: Editora Planta, 2001.

PUTZ, Francis E.; CAYETANO, Denver T.; BELAIR, Ethan P.; ELLIS, Peter W.; ROOPSIND, Anand; GRISCOM, Bronson W.; FINLAYSON, Catherine; FINKRAL, Alex; CHO, Percival P.; ROMERO, Claudia. Liana cutting in selectively logged forests increases both carbon sequestration and timber yields. *Forest Ecology And Management*, v. 539, p. 121038, jul. 2023. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2023.121038>.

QGIS DEVELOPMENT TEAM. *QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project*. Versão 3.34, 2024. Disponível em: <https://qgis.org>. Acesso em: abr. 2025.

QUESADA, C. A. *et al.* Basin-wide variations in Amazon forest structure and function are mediated by both soils and climate. *Biogeosciences*, v. 9, p. 2203–2246, 2012. <https://doi.org/10.5194/bg-9-2203-2012>.

RAMIREZ, F.; CASTILLO, G.; FLORES, Y.; GALVÁN, O.; RIVEROS, L.; SÁENZ, L. Composition, structure and ecological importance of Moraceae in a residual forest of Ucayali, Peru. *Sustainable Forestry*, 2022. DOI: <https://doi.org/10.24294/sf.v5i1.1621>.

RANA, P.; SILLS, E. O. Inviting oversight: effects of forest certification on deforestation in the Brazilian Amazon. *World Development*, v. 173, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2023.106418>.

REIS, Simone Matias; MARIMON, Beatriz Schwantes; MORANDI, Paulo S.; ELIAS, Fernando; ESQUIVEL-MUELBERT, Adriane; MARIMON JUNIOR, Ben Hur; FAUSET, Sophie; OLIVEIRA, Edmar Almeida de; HEIJDEN, Geertje M. F. van Der; GALBRAITH, David. Causes and consequences of liana infestation in southern Amazonia. *Journal Of Ecology*, [S.L.], v. 108, n. 6, p. 2184-2197, 27 ago. 2020. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/1365-2745.13470>.

REIS, L. P.; RUSCHEL, A. R.; SILVA, J. N. M.; REIS, P. C. M.; CARVALHO, J. O. P.; SOARES, M. H. M. Dinâmica da distribuição diamétrica de algumas espécies de Sapotaceae após exploração florestal na Amazônia Oriental. *Revista de Ciências Agrárias*, Belém, v. 57, n. 3, p. 234–243, jul./set. 2014. DOI: 10.4322/rca.ao1401.

REMMERS, J. J. *et al.* Anthropogenic and environmental influences on mammalian alpha and beta diversity in a hardwood forest landscape. *Global Ecology and Conservation*, v. 41, e02369, 2023.

RIBEIRO, Andreia F. S.; SANTOS, Lucas; RANDERSON, James T.; URIBE, Maria R.; ALENCAR, Ane A. C.; MACEDO, Marcia N.; MORTON, Douglas C.; ZSCHEISCHLER, Jakob; SILVESTRI, Rafaella A.; RATTIS, Ludmila. The time since land-use transition drives changes in fire activity in the Amazon-Cerrado region. *Communications Earth & Environment*, [S.L.], v. 5, n. 1, p. 1-4, 21 fev. 2024. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1038/s43247-024-01248-3>.

RICOTTA, Carlo; AVENA, G. On the relationship between Pielou's evenness and landscape dominance within the context of Hill's diversity profiles. *Ecological Indicators*, v. 2, n. 4, p. 361-365, 2003. DOI: [https://doi.org/10.1016/S1470-160X\(03\)00005-0](https://doi.org/10.1016/S1470-160X(03)00005-0).

RISSER, P. G. The status of the science examining ecotones. *BioScience*, v. 45, p. 318–325, 1995.

RODRIGUES, A. S. L.; GASTON, K. J. Maximising phylogenetic diversity in the selection of networks of conservation areas. *Biological Conservation*, v. 105, p. 103–111, 2002.

RODRIGUES, E. Plants and animals utilized as medicines in the Jaú National Park (Brazilian Amazon). *Journal of Ethnopharmacology*, v. 102, n. 2, p. 303–312, 2005.

RODRIGUES, F. H. G.; MEDRI, I. M.; TOMAS, W. M.; MOURÃO, G.; CHIEREGATTO, L. C. Composição florística e fitossociologia de um fragmento de floresta estacional decidual em Mato Grosso do Sul. *Acta Botanica Brasilica*, v. 22, n. 2, p. 493–502, 2008.

RODRIGUES, R. R. *et al.* On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation*, v. 142, n. 6, p. 1242–1251, 2009.

ROSAN, T. M.; SITCH, S.; O'SULLIVAN, M.; BASSO, L. S.; WILSON, C.; SILVA, C.; GLOOR, E.; FAWCETT, D.; HEINRICH, V.; SOUZA, J. G. Synthesis of the land carbon fluxes of the Amazon region between 2010 and 2020. *Communications Earth &*

Environment, [S.l.], v. 5, n. 1, p. 1–3, 22 jan. 2024. Springer Science and Business Media LLC. DOI: <http://dx.doi.org/10.1038/s43247-024-01205-0>.

SANNOMIYA, M.; FONSECA, V. B.; DA SILVA, M. A.; ROCHA, L. R. M.; SANTOS, L. C.; HIRUMA-LIMA, C. A.; BRITO, A. R. M. S.; VILEGAS, W. *Flavonoids and antiulcerogenic activity from Byrsonima crassa leaves extracts*. *Journal of Ethnopharmacology*, v. 97, n. 1, p. 1-6, 2005. doi:10.1016/j.jep.2004.09.053.

SANTOS, A. C. *et al.* Florística e estrutura de comunidade florestal manejada no Vale do rio Jari, Amazônia Oriental. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v. 18, n. 2, p. 1071–1090, 2025.

SANTOS, D.y.A.C.; SALATINO, M.L.F.. Foliar flavonoids of Annonaceae from Brazil: taxonomic significance. *Phytochemistry*, v. 55, n. 6, p. 567-573, nov. 2000. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/s0031-9422\(00\)00227-2](http://dx.doi.org/10.1016/s0031-9422(00)00227-2).

SANTOS, E. S.; APARICIO, P. S.; SILVA, T. L.; FREITAS, J. L. Estrutura da espécie *Virola surinamensis* (Rol.) Ward na Floresta Estadual do Amapá – FLOTA/AP. *Revista de Biologia e Ciências da Terra*, v. 1, p. 48-61, 2013.

SANTOS, J. R.; PEREIRA, L. G.; ALMEIDA, C. M. Remote sensing of forest degradation in the Brazilian Amazon. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, v. 101, p. 102356, 2021. DOI: 10.1016/j.jag.2021.102356.

SANTOS, N. T. *et al.* Floristic composition and similarity of 15 hectares in Central Amazon, Brazil. *Revista de Biología Tropical*, v. 59, n. 4, p. 1927–1938, 2011.

SCIENCE PANEL FOR THE AMAZON. *Science Panel for the Amazon: Amazon Assessment Report 2021: executive summary*. New York, NY: Science Panel for the Amazon, 2021. DOI: 10.55161/RWSX6527. Disponível em: <https://doi.org/10.55161/RWSX6527>.

SEOANE, Carlos Eduardo Sícoli; DIAZ, Vinícius Sandri; SANTOS, Tomaz Longhi; FROUFE, Luís Claudio Maranhão. Corredores ecológicos como ferramenta para a desfragmentação de florestas tropicais. *Pesquisa Florestal Brasileira*, v. 30, n. 63, p. 207, 26 out. 2010. Embrapa Florestas. <http://dx.doi.org/10.4336/2010.pfb.30.63.207>.

SERVIÇO FLORESTAL BRASILEIRO. Manual de campo: procedimentos para coleta de dados biofísicos e socioambientais. Brasília: SFB, nov. 2021. 94 p., il.; 14 × 21 cm.

SHI, W.; ZENG, W.; ARITSARA, A. N. A.; YI, Y.; ZHU, S.; CAO, K. The interaction between climate and soil properties influences tree species richness in tropical and subtropical forests of Southern China. *Forests*, [S.l.], v. 15, n. 8, p. 1441, 15 ago. 2024. MDPI AG. DOI: <http://dx.doi.org/10.3390/f15081441>.

SIANI, A. C.; RAMOS, M. F. S.; MENEZES-DE-LIMA, O.; RIBEIRO-DOS-SANTOS, R.; FERNANDEZ-FERREIRA, E.; SOARES, R. O. A.; *et al.* Evaluation of anti-inflammatory-related activity of essential oils from the leaves and resin of species of *Protium*. *Journal of Ethnopharmacology*, v. 66, p. 57–69, 1999. DOI: 10.1016/S0378-8741(98)00148-2.

SIANI, A.; MORAES, R.; VEIGA, V. Toward establishing the productive chain for triterpene-based Amazonian oleoresins as valuable non-timber forest products. *Open Journal of Forestry*, v. 7, p. 188–208, 2017. DOI: 10.4236/ojf.2017.72012.

SILVA, A. S.; MORAES, J. L.; MARIMON, B. S.; MARIMON JÚNIOR, B. H. Tree diversity and forest structure in Amazon–Cerrado ecotone forests, Mato Grosso, Brazil. *Floresta e Ambiente*, v. 29, n. 3, e20210123, 2022. DOI: 10.1590/2179-8087-FLORAM-2021-0123.

SILVA, C. R., *et al.* (2021). Seed dispersal systems of Lauraceae in Neotropical forests. *Flora*, 274, 151744. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2020.151744>

SILVA, K. E. da; MATOS, F. D. A. de; FERREIRA, M. M. Composition and phytosociology of tree species in the Phenological Site of Embrapa Western Amazonia. *Acta Amazonica*, v. 38, n. 2, p. 213–222, 2008.

SILVA, K. E.; SOUSA, R. A. T.; MENESES, R. S. Levantamento florístico em área de floresta estacional no sudoeste da Amazônia. *Biodiversidade Brasileira*, v. 11, n. 2, p. 56–70, 2021.

SILVA, L. C. R. *et al.* A new hypothesis for the origin of Amazonian Dark Earths. *Nature Communications*, v. 12, n. 1, p. 1–11, 2021. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-20184-2>.

SILVA, L. C. R.; HORWATH, W. R.; VARELA, L. F.; MARIMON, B. S.; MARIMON JÚNIOR, B. H. Mechanisms of Amazon forest resilience to drought: insights from long-term ecohydrological monitoring. *Journal of Ecology*, v. 111, n. 5, p. 1112–1126, 2023. DOI: 10.1111/1365-2745.14098.

SILVA, M. L. N. *et al.* A importância dos serviços ecossistêmicos para a sustentabilidade do agronegócio. *Revista de Política Agrícola*, v. 25, n. 1, p. 54–67, 2016.

SILVA, R. P.; DOS SANTOS, J.; FERREIRA, L. V. Dynamics of tree mortality and recruitment in a Central Amazon forest. *Forest Ecology and Management*, v. 259, n. 5, p. 949–957, 2010. DOI: 10.1016/j.foreco.2009.12.001.

SIQUEIRA, T.; SOBRINHO, R. P. Serviços ecossistêmicos e sustentabilidade na agricultura brasileira. *Revista de Economia e Sociologia Rural*, v. 59, n. 1, e229495, 2021.

SIST, P.; PIPONIOT, C.; KANASHIRO, M. Sustainability of Brazilian forest concessions. *Forest Ecology and Management*, v. 496, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119440>.

SLIK, J. W. Ferry; ARROYO-RODRÍGUEZ, Víctor; AIBA, Shin-Ichiro; ALVAREZ-LOAYZA, Patricia; ALVES, Luciana F.; ASHTON, Peter; BALVANERA, Patricia; BASTIAN, Meredith L.; BELLINGHAM, Peter J.; BERG, Eduardo van Den. An estimate of the number of tropical tree species. *Proceedings Of The National Academy Of Sciences*, v. 112, n. 24, p. 7472-7477, jun. 2015. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1423147112>.

SMITH, T. B. *et al.* Biodiversity hotspots and beyond: the need for preserving environmental transitions. *Trends in Ecology and Evolution*, v. 16, p. 431, 2001.

SOCOLAR, J. B. *et al.* How should beta-diversity inform biodiversity conservation? *Trends in Ecology and Evolution*, v. 31, n. 1, p. 67–80, 2016.

SOININEN, J.; MCDONALD, R.; HILLEBRAND, H. The distance decay of similarity in ecological communities. *Ecography*, v. 30, n. 1, p. 3–12, 2007.

SØRENSEN, T. A. A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species content, and its application to analysis of the vegetation on Danish commons. *Biologiske Skrifter Kongelige Danske Videnskabernes Selskab*, v. 5, p. 1–34, 1948.

SOUZA, A. L.; FONSECA, R. C. B. *Ecologia de florestas tropicais do Brasil*. Viçosa: Editora UFV, 2017.

SOUZA, D. V.; MARIMON, B. S.; MARIMON JÚNIOR, B. H.; LIMA, E. S.; OLIVEIRA, B. H. Floristic composition and vegetation structure of an ecotonal forest in Mato Grosso, Brazil. *Acta Amazonica*, v. 47, n. 4, p. 331–342, 2017.

SOUZA, S. N. G.; ESPÍRITO-SANTO, F. D. B.; LUIZE, B. G.; MORAES, J. O.; ARAGÃO, L. E. O. C. Soil as an environmental filter shaping Amazon forest diversity. *Forest Ecology and Management*, v. 536, p. 120–135, 2024. DOI: 10.1016/j.foreco.2023.120135.

SOUZA, V. C.; LORENZI, H. Botânica sistemática: guia ilustrado para identificação das famílias de Angiospermas da flora brasileira. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 2005.

STEVENSON, P. R.; LINK, A.; GONZÁLEZ-CARO, S.; TORRES-JIMÉNEZ, M. F. Frugivory in Canopy Plants in a Western Amazonian Forest: Dispersal Systems, Phylogenetic Ensembles and Keystone Plants. *PLOS ONE*, v. 10, n. 10, e0140751, 2015.

TER STEEGE, H., *et al.* (2020). Biased-corrected richness estimates for the Amazonian tree flora. *Scientific Reports*, 10, 10130. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-66686-3>

TER STEEGE, H.; PITMAN, N.C.A.; DO AMARAL, I.L. *et al.* Mapping density, diversity and species-richness of the Amazon tree flora. *Commun Biol* 6, 1130 (2023). <https://doi.org/10.1038/s42003-023-05514-6>

TER STEEGE, H.; PITMAN, N. C. A.; SABATIER, D.; BARALOTO, C.; SALOMÃO, R. P.; GUEVARA, J. E.; PHILLIPS, O. L.; CASTILHO, C. V.; MAGNUSSON, W. E.; MOLINO, J. F.; *et al.* Hyperdominance in the Amazonian tree flora. *Science*, v. 342, n. 6156, p. 1243092, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1126/science.1243092>.

TER STEEGE, H.; PITMAN, N. C. A.; SABATIER, D.; CASTELLANOS, H.; VAN DER HOUT, P.; DALY, D. C.; SILVEIRA, M.; PHILLIPS, O. L.; VASQUEZ, R.; VAN ANDEL, T. Hyperdominance in the Amazonian tree flora: new insights and implications. *Science Advances*, v. 9, n. 2, eabc1234, 2023. DOI: 10.1126/sciadv.abc1234.

TER STEEGE, H.; VAESSEN, R.; CÁRDENAS-LÓPEZ, D.; *et al.* The discovery of the Amazonian tree flora with an updated checklist of all known tree taxa. *Scientific Reports*, v. 6, p. 29549, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1038/srep29549>.

TORRELO-RAVENTOS, M.; FELDPAUSCH, T. R.; VEENENDAAL, E.; SCHRODT, F.; SAIZ, G.; DOMINGUES, T. F.; MARIMON-JUNIOR, B. H. On the delineation of tropical vegetation types with an emphasis on forest/savanna transitions. *Plant Ecology & Diversity*, v. 6, n. 1, p. 101–137, 2013.

TOSTES, L. de C. L.; CARIM, M. J. V.; GONÇALVES, J. F. de C.; TORRES, A. M.; GUIMARÃES, J. R. da S. Spatial distribution pattern and diameter structure of *Protium* Burm. f. in Iratapuru river sustainable development reserve, Amapá, Brazil. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, v. 40, n. 1, p. 35854, 1 abr. 2018. Universidade Estadual de Maringá. DOI: <http://dx.doi.org/10.4025/actascibiolsoci.v40i1.35854>.

VAN DEN BERG, E.; OLIVEIRA FILHO, A. T. Composição florística e estrutura fitossociológica de uma floresta ripária em Itutinga, MG, e comparação com outras áreas. *Revista Brasileira de Botânica*, v. 23, p. 231-253, 2000.

VAN DER VEN, H.; SUN, Y.; CASHORE, B. Sustainable commodity governance and the global south. *Ecological Economics*, v. 186, 2021. Article 107062.

VEIGA JÚNIOR, V. F. *et al.* Chemical composition and antimicrobial activity of copaiba oils. *Phytotherapy Research*, Chichester, v. 15, n. 7, p. 586–588, 2001.

VINHOTE, E. G.; FREITAS, F. C. de; AZEVEDO, C. P. de; SOUZA, C. R. de. Diversidade e similaridade de espécies da regeneração natural pós-exploração em floresta sob manejo comercial na Amazônia Central. *Ciência Florestal*, v. 30, n. 4, p. 1116–1129, 2020. DOI: <https://doi.org/10.5902/1980509841881>.

WANG, Xiao-Yan; GE, Yuan; GAO, Song; CHEN, Tong; WANG, Jiang; YU, Fei-Hai. Evenness alters the positive effect of species richness on community drought resistance via changing complementarity. *Ecological Indicators*, v. 133, p. 108464, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.108464>

WEHENKEL, C.; CORRAL-RIVAS, J. J.; GADOW, K. V. Quantifying differences between ecosystems with particular reference to selection forests in Durango/Mexico. *Forest Ecology and Management*, v. 316, p. 117–124, 2014.

WHITTAKER, R. H. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*, v. 21, n. 2/3, p. 213–251, 1972.

XAVIER, J. K. A. M.; ALVES, N. S. F.; SETZER, W. N.; SILVA, J. K. R. da. Chemical Diversity and Biological Activities of Essential Oils from *Licaria*, *Nectandra* and *Ocotea* Species (Lauraceae) with Occurrence in Brazilian Biomes. *Biomolecules*, v. 10, n. 6, p. 869, 2020.

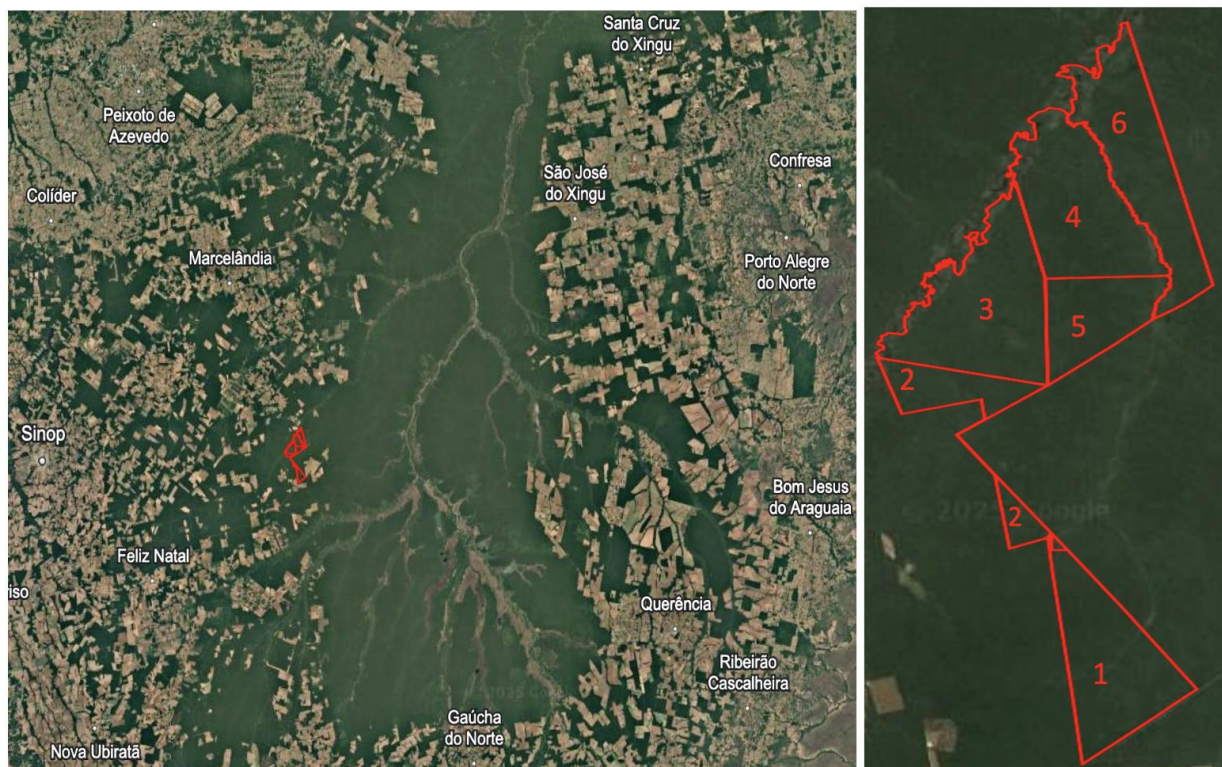
YARROW, M. M.; MARÍN, V. H. Toward conceptual cohesiveness: a historical analysis of the theory and utility of ecological boundaries and transition zones. *Ecosystems*, v. 10, p. 462–476, 2007.

ZAPPI, D. C.; SASAKI, D.; MILLIKEN, W.; IVA, J.; HENICKA, G. S.; BIGGS, N.; FRISBY, S. Plantas vasculares da região do Parque Estadual Cristalino, norte de Mato Grosso, Brasil. *Acta Amazonica*, [S.l.], v. 41, n. 1, p. 29–38, mar. 2011. FapUNIFESP (SciELO). DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/s0044-59672011000100004>.

ZOGHBI, Maria das Graças Bichara; MAIA, José Guilherme Silva; ANDRADE, Eloisa Helena Andrade. Essential oils from Amazonian Burseraceae species. *Journal of Essential Oil Research*, Carol Stream, v. 14, n. 1, p. 14–18, 2002.

ZUCCHI, M. I. *et al.* Ecological restoration using *Cecropia* species. *Biodiversity and Conservation*, Dordrecht, v. 24, n. 3, p. 641–655, 2015.

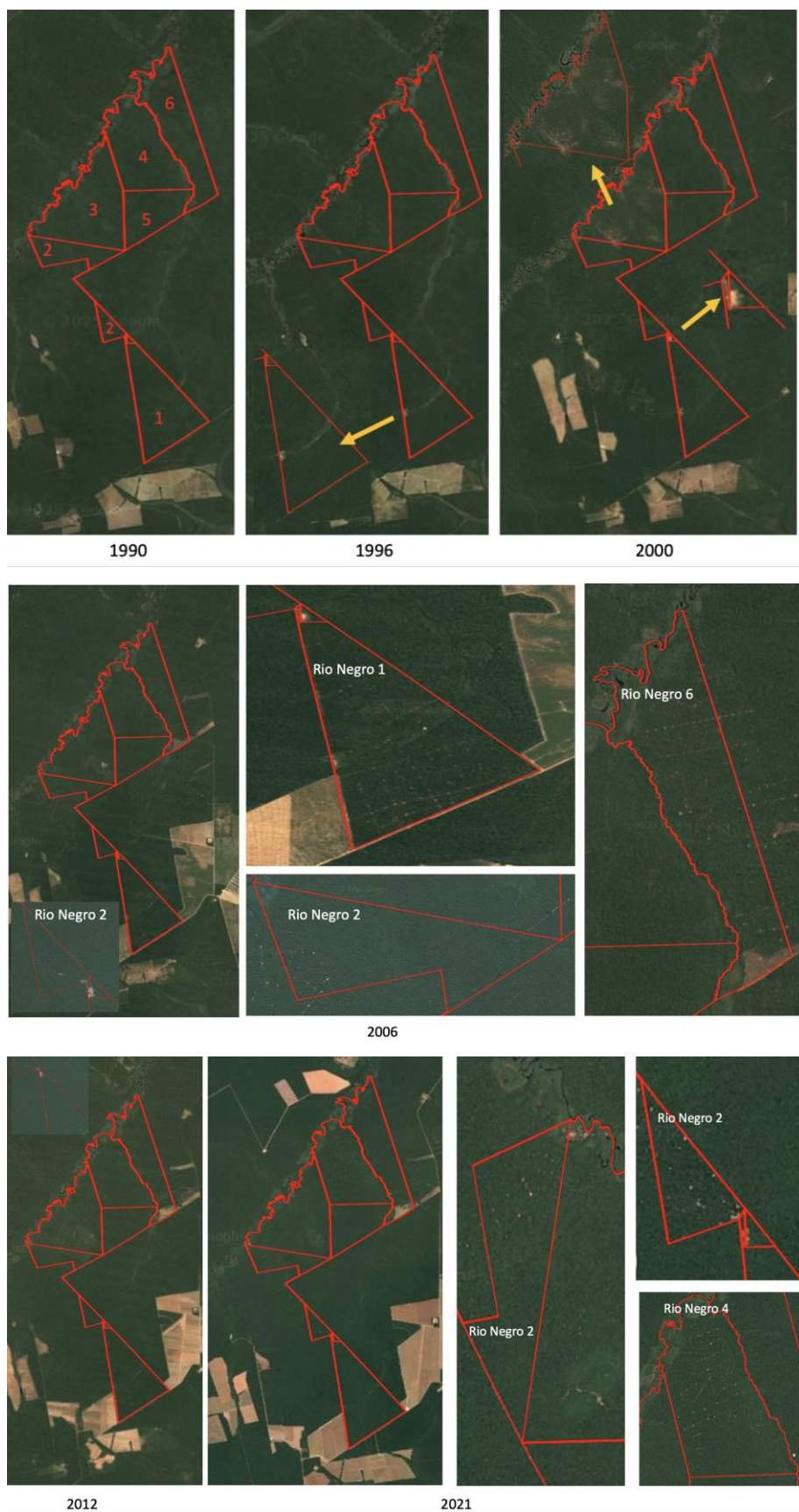
11 ANEXOS



Anexo 1 Imagem do Google Earth da localização da Fazenda Rio Negro e as divisões das áreas

Parc.	pH CaCl	MO	P resina	K	Al	H+Al	SO4	B	Cu	Fe	Mn	Zn	CTC	SB	V%
P1	4	29	6	0,2	14	72	13	0,25	0,1	108	1,2	0,2	74,2	2,2	2
P2	3,7	33	8	0,3	27	109	16	0,17	0,1	252	2,8	0,3	111,3	2,3	2
P3	3,9	29	6	0,1	14	80	16	0,27	0	130	1,8	0,2	82,1	2,1	2
P4	3,8	35	7	0,2	19	98	16	0,3	0,2	275	3,2	0,3	100,2	2,2	2
P5	6,3	62	48	0,3	0	25	9	0,31	0,3	20	13,6	1,1	141,3	16,3	82
P6	6,7	49	37	0,1	0	16	6	0,48	0,2	11	10,7	1,1	129,3	13,1	87
P7	4	26	6	0,1	15	80	9	0,21	0,1	152	1,6	0,2	82,1	2,1	2
P8	3,8	37	8	0,2	18	98	15	0,19	0,1	87	1,2	0,2	100,2	2,2	2
P9	3,9	29	7	0,2	15	64	9	0,28	0	186	1,5	0,2	66,2	2,2	3
P10	3,9	28	8	0,2	17	80	11	0,33	0,2	197	1,9	0,2	82,2	2,2	2
P11	4	21	5	0,7	9	52	12	0,21	0,1	174	2	0,2	54,7	2,7	4
P12	4	22	4	0,4	18	58	12	0,26	0,1	176	0,5	0,2	60,4	2,4	3

Anexo 2 Características químicas do solo coletado nos ambientes das parcelas onde foi realizado o estudo fitossociológico.



Anexo 3 Imagem de satelete do Google Earth áreas de manejo entre os as 1990 a 2021