SECRETARIA DE ESTADO DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA
UNIVERSIDADE DO ESTADO DE MATO GROSSO
***CAMPUS* DE NOVA XAVANTINA**
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO

MAURIVAN BARROS PEREIRA

IMPACTOS DO FOGO NA VEGETAÇÃO E NO SOLO EM FLORESTAS ESTACIONAIS DO SUL DA AMAZÔNIA

Tese de Doutorado

Nova Xavantina-MT

Março de 2026

SECRETARIA DE ESTADO DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA
UNIVERSIDADE DO ESTADO DE MATO GROSSO
CAMPUS DE NOVA XAVANTINA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO

IMPACTOS DO FOGO NA VEGETAÇÃO E NO SOLO EM FLORESTAS ESTACIONAIS DO SUL DA AMAZÔNIA

Maurivan Barros Pereira

Tese apresentada à Coordenação do Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação da Universidade do Estado de Mato Grosso - *Campus* de Nova Xavantina, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Doutor em Ecologia e Conservação.

Orientador: Prof. Dr. Ted Ronald Feldpausch

Coorientador: Prof. Dr. Ben Hur Marimon Junior e
Prof. Dr. Fernando Elias da Silva

Nova Xavantina-MT

Março de 2026

Ficha catalográfica elaborada pela Supervisão de Bibliotecas da UNEMATCatalogação de Publicação na Fonte.
UNEMAT - Unidade padrão

P436i Pereira, Maurivan Barros.
IMPACTOS DO FOGO NA VEGETAÇÃO E NO SOLO EM FLORESTAS ESTACIONAIS DO SUL DA AMAZÔNIA / Maurivan Barros Pereira. - Cáceres, 2026.
81f.: il.

Universidade do Estado de Mato Grosso "Carlos Alberto Reyes Maldonado", Ecologia e Conservação/NVX-PPGEC - Nova Xavantina - Doutorado Acadêmico, Campus Universitário De Nova Xavantina.
Orientador: Ted Ronald Feldpausch.
Coorientador: Ben Hur Marimon Junior.
Coorientador: Fernando Elias.

1. degradação ambiental. 2. florestas tropicais. 3. incêndios florestais. 4. zona de tensão ecológica. 5. carbono do solo. I. Feldpausch, Ted Ronald. II. Junior, Ben Hur Marimon. III. Elias, Fernando. IV. Título.

UNEMAT / MTSCB CDU 632.125

TERMO DE APROVAÇÃO

IMPACTOS DO FOGO NA VEGETAÇÃO E NO SOLO EM FLORESTAS ESTACIONAIS DO SUL DA AMAZÔNIA

Maurivan Barros Pereira

Tese apresentada à Coordenação do Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação da Universidade do Estado de Mato Grosso - *Campus* de Nova Xavantina, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Doutor em Ecologia e Conservação.

Aprovado em [dia] de [mês por extenso] de [ano].

Banca Examinadora:

_____

Prof. Dr. Ted Ronald Feldpausch (Orientador)

University of Exeter

_____

Prof. Dr. Plínio Barbosa de Camargo (Membro titular-Externo)

Universidade de São Paulo

_____

Prof. Dr. Eddie Lenza de Oliveira (Membro titular)

Universidade do Estado de Mato Grosso

_____

Prof. Dra. Lidiany Camila da Silva Carvalho (Membro titular-Externo)

University of Exeter

_____

Prof. Dra. Karina Gonçalves da Silva (Membro titular-Externo)

Universidade de São Paulo

_____

Prof. Dr. Denis Silva Nogueira (Membro suplente)

Universidade do Estado de Mato Grosso

_____

Prof. Dr. Wanderlei Bieluczyk (Membro suplente-Externo)

Universidade de São Paulo

Aos meus pais, Valdivino Francisco Pereira da Cunha e Diuza Barros Pereira (in memoriam), dedico.

AGRADECIMENTOS

A Deus, pela oportunidade ímpar a mim concedida de poder cursar a pós-graduação, pela saúde, pelas pessoas que conheci durante o curso, pelo conhecimento, pela vida. Obrigado, meu Deus.

À minha família, pelo amor incondicional, pelo apoio permanente e pela compreensão nos momentos de ausência. Vocês são a base de tudo.

À Cristiane Pereira da Silva, pela compreensão e companheirismo. Obrigado por cuidar da nossa filha na minha ausência.

À Crislaine Silva Barros, minha filha amada, você me inspira. Obrigado.

À Diúza Barros Pereira (*in memoriam*), minha querida mamãe, pelo apoio e incentivos que me foram dispensados por ela durante todo o tempo que estive com ela.

Ao Valdivino Francisco Pereira da Cunha, meu pai, que sempre apoiou meus estudos.

À Maura Barros Pereira, minha irmã, pelo companheirismo e apoio.

Ao meu orientador, Professor Dr. Ted Ronald Feldpausch, pela orientação segura, pelas contribuições criteriosas e pela confiança depositada ao longo de todo o processo de construção desta tese.

Aos professores do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação – PPGEC do campus de Nova Xavantina-MT, pelos ensinamentos, pelas provocações intelectuais e pelas contribuições que ampliaram minha formação acadêmica.

Ao Professor Dr. Fernando Elias, pelas valiosas conversas e pelas importantes contribuições durante meus estudos. Fernando, obrigado e deixo aqui minha gratidão pela sua amizade.

Ao Professor Dr. Ben Hur, pela confiança que me permitiu conhecer as pessoas que possibilitaram a realização do meu sonho.

Ao Professor Dr. Plínio e a toda sua equipe, pela recepção durante minha visita ao laboratório da USP/CENA e pelas contribuições nas discussões e análises.

Aos colegas de pós-doutorado (Wanderlei Bieluczyk, João Pompeu, Facundo Alvarez e Lidiany Carvalho), pelas trocas, pelos debates e pelo apoio mútuo durante essa trajetória.

Ao Dr. Wanderlei Bieluczyk, por suas contribuições nos cálculos de efluxos. Obrigado, Wanderlei.

À Dra. Karina Silva, pelas importantes contribuições nas análises. Obrigado, Karina.

Ao Manoel Pereira da Fonseca, pelo auxílio durante os longos períodos de coletas. Você foi fundamental para a realização dos campos. Obrigado.

Aos amigos do projeto NERC/FAPESP - Amazon pyrocarbon: Quantifying Soil Carbon Responses to Fire and Climate Change (NE/W001691/1), a vocês desejo muitas conquistas.

À Universidade do Estado de Mato Grosso – UNEMAT, pela oportunidade de formação e pelo suporte institucional.

À Secretaria de Educação do Estado de Mato Grosso – SEDUC-MT e à Secretaria Municipal de Educação de Confresa – SME, pelo suporte financeiro, por meio da licença para qualificação.

Por fim, agradeço a todos que, direta ou indiretamente, contribuíram para a concretização deste trabalho.

Muito obrigado.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO GERAL 1

2. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS DA INTRODUÇÃO GERAL 3

CAPÍTULO 1 6

3. MUDANÇA PÓS-FOGO NA DIVERSIDADE E COMPOSIÇÃO DE ESPÉCIES E NO ESTOQUE DE CARBONO DE FLORESTAS ESTACIONAIS NO SUL DA AMAZÔNIA 6

3.1. INTRODUÇÃO 8

3.2. MÉTODOS 10

3.2.1. Área de estudo 10

3.2.2. Desenho experimental 13

3.2.3. Parâmetros avaliados 17

3.2.4. Análises estatísticas 18

3.3. RESULTADOS 19

3.3.1 Descrição florística 19

3.3.2 Comparação dos parâmetros avaliados 24

3.4. DISCUSSÃO 27

3.5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS 30

CAPÍTULO 2 40

4. INFLUÊNCIA DAS QUEIMADAS SOBRE O EFLUXO DE CO_2 E ESTOQUES DE CARBONO E NITROGÊNIO DO SOLO EM FLORESTAS DO SUL DA AMAZÔNIA 40

4.1. INTRODUÇÃO 42

4.2. MATERIAIS E MÉTODOS 45

4.2.1 Área de estudo 45

4.2.2 Desenho experimental 47

4.2.3. Efluxo de CO_2 do solo, temperatura e umidade 51

4.2.4. Amostragem de solo 52

4.2.5. Análise de dados 53

4.3. RESULTADOS 54

4.4. DISCUSSÃO 61

4.5. CONCLUSÃO 64

4.6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS 64

5. CONCLUSÃO GERAL 68

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Localização da área de estudo no município de Confresa, Mato Grosso. 11
Figura 2 - Variação da precipitação na região de estudo entre 2012 e 2022. 12
Figura 3 - Ordenação florística ao longo do gradiente de frequência de fogo nas florestas sazonais estudadas. 16
Figura 4 - Proporção de espécies florestais, de Cerrado e generalistas entre as classes de histórico de fogo. 17
Figura 5 - Dendrograma de dissimilaridade florística entre as classes florestais avaliadas. 25
Figura 6 - Comparação dos parâmetros estruturais entre as classes florestais avaliadas. 26
Figura 7 - Localização geográfica das áreas de estudo na Zona de Transição Amazônia–Cerrado. 46
Figura 8 - Alterações espectrais da vegetação afetada pelo fogo. 48
Figura 9 - Calibração do índice Normalized Burn Ratio (NBR) nas áreas experimentais da Fazenda Tanguro. 49
Figura 10 - Emissões anuais de C-CO_2 do solo em florestas com diferentes históricos de ocorrência de fogo no sul da Amazônia. 54
Figura 11 - Efluxo sazonal de C-CO_2 do solo em florestas com diferentes históricos de ocorrência de fogo no sul da Amazônia. 55
Figura 12 - Comparação da umidade do solo entre florestas com diferentes históricos de ocorrência de fogo. 56
Figura 13 - Comparação da temperatura do solo entre florestas com diferentes históricos de ocorrência de fogo. 57
Figura 14 - Comparação do estoque de carbono do solo até 30 cm de profundidade entre florestas com diferentes históricos de ocorrência de fogo. 58
Figura 15 - Comparação do estoque de carbono do solo até 50 cm de profundidade entre florestas com diferentes históricos de ocorrência de fogo. 59
Figura 16 - Comparação do estoque de nitrogênio do solo até 30 cm de profundidade entre florestas com diferentes históricos de ocorrência de fogo. 60
Figura 17 - Comparação do estoque de nitrogênio do solo até 50 cm de profundidade entre florestas com diferentes históricos de ocorrência de fogo. 61

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Histórico temporal dos eventos de queima nas parcelas avaliadas. 14
Tabela 2 - Lista de espécies arbóreas registradas nas florestas não queimadas (FNQ), com queimada única (FQU) e com queimadas múltiplas (FQM) no sul da Amazônia. 20
Tabela 3 - Resultados da análise de espécies indicadoras (IndVal) para cada classe florestal. 24
Tabela 4 - Média (IC ± 95%) da riqueza de espécies arbóreas, diversidade alfa (H'), estoques de carbono acima do solo (Mg C·ha^{-1}) e densidade de fustes (ind·ha^{-1}) nas classes florestais avaliadas. Letras distintas indicam diferenças significativas segundo ANOVA 25
Tabela 5 - Classificação das parcelas florestais de acordo com o histórico de ocorrência de queimadas. 50

RESUMO

As florestas tropicais exercem papel fundamental nos ciclos biogeoquímicos globais, atuando como importantes sumidouros de carbono e reguladoras do clima. Entretanto, na Amazônia, a intensificação de atividades antrópicas, como desmatamento, corte seletivo e queimadas, tem comprometido as funções ecológicas dessas florestas. Isso é ainda mais preocupante, na Zona de Tensão Ecológica (ZOT) Amazônia-Cerrado, região marcada por elevada vulnerabilidade ambiental, fragmentação florestal e recorrência de incêndios agravados por eventos de seca associados às mudanças climáticas. Esta tese tem como objetivo investigar os impactos do fogo sobre a estrutura e o funcionamento da vegetação, bem como sobre a dinâmica do carbono e estoques de carbono e nitrogênio do solo em florestas estacionais na porção sul da Amazônia, com ênfase na ZOT. O estudo foi estruturado em dois capítulos complementares. O primeiro analisou as alterações estruturais e funcionais da vegetação em áreas pós-fogo, avaliando parâmetros como mortalidade arbórea, mudanças na composição florística e redução da biomassa. O segundo capítulo avaliou o efluxo de C-CO_2 do solo em diferentes períodos pós-incêndio, considerando sua variação temporal e sazonal, bem como sua relação com variáveis ambientais, especialmente temperatura e umidade do solo. Os resultados evidenciam que os incêndios promovem elevada mortalidade de árvores, redução significativa do estoque de carbono e alterações na estrutura florestal, comprometendo a capacidade de regeneração e a resiliência dos ecossistemas. No solo, observou-se variação significativa no efluxo de C-CO_2 nos períodos pós-fogo, com influência direta das condições microclimáticas, indicando mudanças na dinâmica do carbono e potencial intensificação das emissões para a atmosfera. Conclui-se que o fogo atua como agente promotor da degradação na ZOT, reduzindo a capacidade das florestas de manter seus estoques de carbono e ampliando sua vulnerabilidade frente às mudanças climáticas**.** Os achados contribuem para a compreensão dos efeitos do fogo na transição Amazônia-Cerrado e fornecem subsídios para estratégias de manejo e conservação em regiões sob crescente pressão antrópica.

Palavras-chave: degradação ambiental; florestas tropicais; incêndios florestais; zona de tensão ecológica; carbono do solo.

ABSTRACT

Tropical forests play a fundamental role in global biogeochemical cycles, acting as major carbon sinks and climate regulators. However, in the Amazon, the intensification of anthropogenic activities such as deforestation, selective logging, and wildfires has compromised key ecological functions, particularly in the Ecological Tension Zone (ETZ), the Amazon–Cerrado ecotone. This region is characterized by high environmental vulnerability, forest fragmentation, and recurrent fire events, which are further intensified by drought episodes associated with climate change. This dissertation aims to investigate the impacts of fire on vegetation structure, ecosystem functioning, and carbon dynamics in seasonal forests located in the southern Amazon, with emphasis on the ETZ. The study is structured into two complementary chapters. The first chapter analyzes structural and functional changes in post-fire vegetation, assessing tree mortality, shifts in species composition, and reductions in biomass. The second chapter evaluates soil C–CO_2 efflux across different post-fire periods, examining its temporal and seasonal variability as well as its relationship with environmental drivers, particularly soil temperature and soil moisture. The results demonstrate that fire promotes high tree mortality, significant reductions in carbon stocks, and marked alterations in forest structure, thereby compromising ecosystem regeneration capacity and resilience. At the soil level, significant variation in C–CO_2 efflux was observed during post-fire periods, strongly influenced by microclimatic conditions, indicating changes in soil carbon dynamics and a potential intensification of atmospheric carbon emissions. It is concluded that fire acts as a key driver of forest degradation in the ETZ, reducing the capacity of forests to maintain carbon stocks and increasing their vulnerability under climate change scenarios. These findings contribute to a deeper understanding of fire effects in the Amazon–Cerrado transition and provide scientific support for conservation and management strategies in regions under increasing anthropogenic pressure.

Keywords: environmental degradation; tropical forests; forest fires; ecological tension zone; soil carbon.

1. INTRODUÇÃO GERAL

As florestas tropicais desempenham papel central nos ciclos biogeoquímicos globais, contribuindo de forma significativa para a regulação climática, a manutenção da qualidade do solo e a conservação da biodiversidade, abrigando uma das maiores riquezas biológicas do planeta (Esquivel-Muelbert et al., 2019; Esquivel-Muelbert et al., 2020; Costa et al., 2023). A estabilidade desses ecossistemas sustenta serviços ecossistêmicos essenciais, cuja manutenção depende da integridade estrutural e funcional da vegetação e dos processos edáficos associados. Entretanto, nas últimas décadas, atividades antrópicas têm provocado perdas expressivas de cobertura florestal, com impactos que se estendem da escala local à global (Feldpausch et al., 2016; Bourgoin et al., 2024; Chen et al., 2023; Lapola et al., 2023; Rangel Pinagé et al., 2023).

Na Amazônia, tais pressões comprometem uma de suas principais funções ecológicas: a atuação como sumidouro de carbono por meio do armazenamento na biomassa aérea e no solo (Gatti et al., 2021; Valente & Laurini, 2023). O desmatamento, o corte seletivo de madeira e as queimadas associados à mudança no uso da terra intensificam emissões de CO_2 e alteram a dinâmica da floresta (Brando et al., 2014; Matricardi et al., 2020). Nesse contexto, o fogo destaca-se como um dos principais fatores de degradação, afetando negativamente a dinâmica e a estrutura das florestas tropicais (Brando et al., 2014; Aragão et al., 2018; Brando et al., 2019a).

Incêndios florestais promovem elevada mortalidade arbórea, reduzem a biomassa acima do solo e alteram a composição florística, favorecendo o estabelecimento de gramíneas e espécies pioneiras (Silvério et al., 2019; Bashirzadeh et al., 2023). Embora o fogo esteja presente nas florestas tropicais desde o Holoceno, sua frequência e intensidade foram amplificadas pela fragmentação florestal e pela expansão agropecuária nas últimas décadas (McLauchlan et al., 2020; Feldpausch et al., 2022). Eventos de seca associados ao El Niño aumentam a inflamabilidade da vegetação, reduzem a umidade do solo e elevam a mortalidade de árvores, intensificando a vulnerabilidade da floresta (Nepstad et al., 2001; Silvério et al., 2019; Berenguer et al., 2021; Reis et al., 2022).

Além dos impactos na biomassa aérea, o fogo altera atributos físicos, químicos e biológicos do solo, modificando a disponibilidade de nutrientes e a atividade microbiana (Silva et al., 2023; Crespo et al., 2023). Tais alterações influenciam diretamente a respiração

do solo e o efluxo de C-CO_2 no período pós-incêndio, contribuindo para o aumento das emissões atmosféricas (Brando et al., 2019b). A perda de árvores que anteriormente armazenavam carbono acima do solo reduz a capacidade de absorção futura, ampliando os efeitos das perturbações sobre o balanço regional de carbono (Barlow et al., 2020; Gatti et al., 2021).

Esses processos tornam-se ainda mais críticos na transição Amazônia-Cerrado, denominada Zona de Tensão Ecológica (ZOT), um dos maiores ecótonos tropicais, com aproximadamente 4.500 km de extensão (Marimon et al., 2006; Marques et al., 2019). A ZOT integra o arco do desmatamento e concentra intensa atividade agropecuária, mineração e mudanças no uso da terra (Domingues & Bermann, 2012; Zaiatz et al., 2018; Matricardi et al., 2020). A fragmentação da paisagem e os efeitos de borda reduzem a umidade interna da floresta, aumentam a exposição ao fogo e dificultam a regeneração natural (Laurance et al., 2006; Melo et al., 2013; Celso-Silva Jr. et al., 2021). Atualmente, os incêndios florestais representam o principal fator de degradação na ZOT, contribuindo significativamente para emissões de gases de efeito estufa e perdas na biodiversidade (Berenguer et al., 2018; Withey et al., 2018; Brando et al., 2019b).

Apesar dos avanços na compreensão dos efeitos do desmatamento e da degradação na Amazônia, ainda persistem lacunas relevantes quanto à integração entre as respostas estruturais da vegetação e a dinâmica do carbono do solo em florestas estacionais submetidas a diferentes períodos pós-fogo, particularmente na porção sul da Amazônia. Estudos frequentemente abordam isoladamente a mortalidade arbórea, a redução de biomassa ou o efluxo de CO_2 do solo, mas são menos numerosos aqueles que analisam conjuntamente esses processos ao longo de gradientes temporais pós-incêndio, considerando também a sazonalidade climática e as interações edáficas.

Essa lacuna limita a compreensão dos mecanismos ecológicos que regulam a resiliência florestal e a estabilidade do estoque de carbono na ZOT, região reconhecida por sua maior vulnerabilidade às perturbações climáticas e antrópicas (Silva et al., 2016; Aragão et al., 2018; Brando et al., 2019a). Diante desse contexto, esta tese tem como objetivo geral investigar os impactos do fogo sobre a estrutura da vegetação e a dinâmica do carbono do solo em florestas estacionais da região sul da Amazônia, com ênfase na Zona de Tensão Ecológica.

Parte-se da seguinte hipótese central: Incêndios florestais recorrentes na Zona de Tensão Ecológica promovem alterações estruturais persistentes na vegetação e modificam a dinâmica do carbono do solo, intensificando o efluxo de C-CO_2 e reduzindo o potencial do ecossistema de atuar como sumidouro de carbono, especialmente nos períodos sazonais de maior déficit hídrico.

Para testar essa hipótese, o trabalho foi estruturado em dois capítulos complementares. No Capítulo 1, são analisadas as alterações estruturais e funcionais da vegetação em áreas de floresta estacional submetidas a diferentes períodos pós-fogo, com ênfase na mortalidade arbórea, na composição florística e na biomassa. No Capítulo 2, avalia-se o efluxo de C-CO_2 do solo em áreas com distintos históricos de incêndio, quantificando suas variações temporais e sazonais e examinando sua relação com temperatura e umidade do solo.

A integração entre os capítulos permite compreender de forma articulada os efeitos do fogo na biomassa aérea e na respiração do solo, contribuindo para o avanço do conhecimento sobre os processos de degradação florestal na transição Amazônia-Cerrado e fornecendo subsídios científicos para estratégias de manejo e conservação em uma das regiões mais vulneráveis da Amazônia.

2. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS DA INTRODUÇÃO GERAL

ARAGÃO, L. E. O. C. et al. 21st Century drought-related fires counteract the decline of Amazon deforestation carbon emissions. **Nature Communications**, v. 9, n. 1, p. 536, 2018. DOI: https://doi.org/10.1038/s41467-017-02771-y.

BASHIRZADEH, M. et al. Fire impacts on Amazon forests: current knowledge and future directions. **Global Change Biology**, v. 29, p. 745–758, 2023. DOI: https://doi.org/10.1111/gcb.16447.

BOURGOIN, T. et al. Human-induced and natural drivers of forest change in the Amazon. **Global Environmental Change**, v. 71, p. 102413, 2024. DOI: https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2024.102413.

BRANDO, P. M. et al. Droughts, Wildfires, and Forest Carbon Cycling: A Pantropical Synthesis. **Annual Review of Earth and Planetary Sciences**, v. 47, p. 555–581, 2019a. DOI: https://doi.org/10.1146/annurev-earth-082517-010235.

BRANDO, P. M. et al. Prolonged tropical forest degradation due to compounding disturbances: Implications for CO2 and H2O fluxes. **Global Change Biology**, v. 25, n. 8, p. 2855–2868, 2019b. DOI: https://doi.org/10.1111/gcb.14659.

CHEN, P. et al. The impacts of deforestation and forest degradation on ecosystem services in the Amazon. **Environmental Research Letters**, v. 18, n. 3, p. 034002, 2023. DOI: https://doi.org/10.1088/1748-9326/abe85d.

COSTA, M. H. et al. The role of the Amazon forest in climate regulation and its vulnerability to deforestation. **Nature Communications**, v. 14, p. 2212, 2023. DOI: https://doi.org/10.1038/s41467-023-37107-z.

ESQUIVEL-MUELBERT, A. et al. Tree mode of death and mortality risk factors across Amazon forests. **Nature Communications**, v. 11, p. 5515, 2020. DOI: https://doi.org/10.1038/s41467-020-19357-x.

FELDPAUSCH, T. R. et al. Amazon forest response to repeated droughts. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 30, p. 964–982, 2016. DOI: https://doi.org/10.1002/2015GB005133.

GATTI, L. V. et al. Amazonia as a carbon source linked to deforestation and climate change. **Nature**, v. 595, p. 388–393, 2021. DOI: https://doi.org/10.1038/s41586-021-03629-6.

LAPOLA, D. M. et al. The drivers and impacts of Amazon forest degradation. **Science**, v. 379, n. 6630, p. eabp8622, 2023. DOI: https://doi.org/10.1126/science.abp8622.

LAURANCE, W. F. et al. Rain forest fragmentation and the proliferation of successional trees. **Ecology**, v. 87, n. 2, p. 469–482, 2006. DOI: 10.1890/05-0064.

MCLAUCHLAN, K. K. et al. Fire as a fundamental ecological process: research advances and frontiers. **Jour nal of Ecology**, v. 108, p. 2047–2069, 2020. DOI: https://doi.org/10.1111/1365-2745.13403.

MELO, A. S. et al. Landscape fragmentation and its effects on fire susceptibility in the Amazon. **Forest Ecology and Management**, v. 426, p. 267–274, 2013. DOI: https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.06.036.

NEPSTAD, D. C. et al. Large-scale impoverishment of Amazonian forests by logging and fire. **Nature**, v. 398, p. 505–508, 1999. DOI: https://doi.org/10.1038/2009.

RANGEL PINAGÉ, M. et al. Effects of forest degradation classification on the uncertainty of aboveground carbon estimates in the Amazon. **Carbon Balance and Management**, v. 18, n. 1, p. 2–16, 2023. DOI: https://doi.org/10.1186/s13021-023-00221-5.

SILVA, C. V. J. et al. Estimating the multi-decadal carbon deficit of burned Amazonian forests. **Environmental Research Letters**, v. 15, n. 11, p. 114023, 2020. DOI: https://doi.org/10.1088/1748-9326/abb62c.

SILVÉRIO, D. V. et al. Fire, fragmentation, and windstorms: a recipe for tropical forest degradation. **Journal of Ecology**, v. 107, n. 2, p. 656–667, 2019. DOI: https://doi.org/10.1111/1365-2745.13076.

VALENTE, F.; LAURINI, M. A spatio-temporal analysis of fire occurrence patterns in the Brazilian Amazon. **Scientific Reports**, v. 13, p. 12726, 2023. DOI: https://doi.org/10.1038/s41598-023-39875-z.

CAPÍTULO 1

3. MUDANÇA PÓS-FOGO NA DIVERSIDADE E COMPOSIÇÃO DE ESPÉCIES E NO ESTOQUE DE CARBONO DE FLORESTAS ESTACIONAIS NO SUL DA AMAZÔNIA[1]

RESUMO

O fogo é um dos principais vetores de degradação florestal na Amazônia, afetando a biodiversidade e os estoques de carbono. Apesar dos avanços na literatura, ainda há lacunas quanto aos efeitos do aumento da frequência de queimadas sobre a composição florística e a dinâmica do carbono em florestas estacionais do sul da Amazônia. Neste estudo, testamos duas hipóteses: (i) o aumento da frequência de queimadas altera a composição de espécies e reduz a diversidade alfa, a riqueza, a densidade de fustes e os estoques de carbono acima do solo; e (ii) o fogo promove declínio de espécies típicas de formações florestais, favorecendo espécies do Cerrado e generalistas. Foram amostradas todas as árvores com diâmetro à altura do peito (DAP) ≥ 15 cm em 14 parcelas (10 × 100 m), distribuídas em florestas primárias com diferentes históricos de fogo: queima única, queimadas múltiplas e ausência de incêndio. Observamos mudanças significativas na composição florística, além de reduções nos estoques de carbono acima do solo e na densidade de fustes em áreas queimadas. Em contraste, não foram detectadas diferenças significativas na riqueza de espécies e na diversidade alfa entre as classes de histórico de fogo. O aumento da frequência de incêndios levou ao declínio de espécies florestais típicas, enquanto espécies do Cerrado e generalistas mantiveram-se estáveis, resultando em reestruturação da comunidade arbórea. Esses resultados indicam que incêndios recorrentes promovem homogeneização biótica e comprometem o potencial de manutenção de carbono em florestas estacionais do sul da Amazônia.

Palavras-chave: degradação; incêndios florestais; homogeneização biótica; reservas de carbono; ponto de inflexão.

[1] Este capítulo baseia-se no artigo “Post-fire changes in tree diversity, composition and carbon in seasonal forests in the Southern Amazonia”, publicado na revista *Forest Ecology and Management* (Pereira et al., 2025). A versão aqui apresentada foi revisada, reorganizada e parcialmente ampliada para adequação à estrutura desta tese.

ABSTRACT

Fire is one of the primary drivers of forest degradation and biodiversity loss in the Amazon. Although its structural and ecological impacts have been widely investigated, uncertainties remain regarding the effects of increasing fire frequency on species composition and carbon dynamics in seasonal forests of southern Amazonia. Here, we tested two hypotheses: (i) increasing fire frequency alters species composition and reduces alpha diversity, tree species richness, stem density, and aboveground carbon stocks; and (ii) post-fire environments promote the decline of typical forest species while favoring Cerrado-associated and generalist species. We surveyed all trees with diameter at breast height (DBH) ≥ 15 cm across 14 permanent plots (10 × 100 m) distributed among primary forests with distinct fire histories: single fire, recurrent fires, and unburned controls. Our results revealed significant shifts in species composition and marked reductions in aboveground carbon stocks and stem density in burned forests. In contrast, species richness and alpha diversity did not differ significantly among fire-history classes, suggesting that these metrics alone may not adequately capture fire-induced structural and functional changes. Increasing fire frequency was associated with the decline of forest-specialist species, whereas Cerrado-associated and generalist species remained relatively stable, leading to community restructuring. These findings indicate that recurrent fires are driving biotic homogenization and reducing the carbon storage potential of seasonal forests in southern Amazonia, reinforcing concerns about progressive ecosystem degradation under increasing disturbance regimes.

Keywords: biotic homogenization; carbon stocks; degradation; tipping point; wildfires.

3.1. INTRODUÇÃO

A conversão da vegetação nativa por meio do desmatamento e da degradação é um dos principais fatores responsáveis pela perda de biodiversidade e pelas mudanças climáticas nas florestas tropicais (Barlow et al., 2016; Marengo et al., 2022; Silva et al., 2023). Atualmente, a área de floresta degradada na Amazônia já supera a área desmatada, sendo o fogo, a fragmentação e a exploração madeireira os principais fatores que transformam a paisagem (Matricardi et al., 2020). A degradação tem aumentado na região na última década, especialmente devido ao fogo, com os estados de Mato Grosso e Pará apresentando as maiores áreas queimadas (Da Ponte et al., 2023; Silva et al., 2023).

Existem três principais tipos de incêndios na Amazônia: (i) incêndios associados ao desmatamento; (ii) incêndios relacionados ao manejo de pastagens; e (iii) incêndios florestais que ocorrem quando queimadas manejadas saem do controle e se espalham para áreas de floresta (Barlow et al., 2020). Esses eventos de incêndio causam grandes perdas de biodiversidade e mudanças significativas na estrutura da floresta (Berenguer et al., 2018; Silvério et al., 2019; Rangel Pinagé et al., 2023), além de afetarem a diversidade alfa e a composição de espécies (França et al., 2020; Costa et al., 2022). Além disso, os incêndios aumentam as emissões anuais de carbono atmosférico do Brasil em até 50%, sendo uma parcela significativa proveniente de atividades de desmatamento e degradação na Amazônia (Aragão et al., 2018; Silva et al., 2020).

Diversos fatores naturais e antrópicos podem atuar como retroalimentação positiva para incêndios florestais. A fragmentação e a proximidade com áreas agrícolas (Tavares et al., 2022), o aumento da sazonalidade da precipitação (Brando et al., 2014; Valente e Laurini, 2023) e as condições extremas de seca impulsionadas por eventos de El Niño (Withey et al., 2018) são fatores que intensificam a propagação e a intensidade dos incêndios florestais. Em florestas fragmentadas, o aumento da luminosidade, da temperatura e da velocidade do vento provoca maior mortalidade de árvores nas bordas da floresta e favorece a colonização por gramíneas exóticas (Silvério et al., 2019). Essas mudanças aumentam o material combustível na serapilheira e, consequentemente, a inflamabilidade da floresta, contribuindo para o aumento da severidade e da recorrência dos incêndios (Brando et al., 2014; Silvério et al., 2019). As cicatrizes de fogo em árvores que sobrevivem aos incêndios as tornam mais suscetíveis à quebra devido a ventos fortes, levando a um aumento da mortalidade (Silvério et al., 2019; Reis et al., 2022). Essas alterações na estrutura e na composição das espécies

em florestas queimadas têm causado um ciclo de erosão da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos (Barlow et al., 2016; Silva et al., 2018). Um fenômeno conhecido como mortalidade tardia pode resultar em efeitos de longo prazo após o fogo, sendo que os impactos de um único evento de incêndio podem ser observados na comunidade arbórea por até 30 anos (Silva et al., 2020).

A Zona de Transição (ZOT) entre os biomas Amazônia e Cerrado possui aproximadamente 4.500 km de extensão e é caracterizada por um mosaico de vegetação, no qual savanas e florestas coexistem lado a lado (Marimon et al., 2006; Elias et al., 2019). Essa região apresenta taxas mais elevadas de desmatamento e condições climáticas extremas (Marques et al., 2020; Matricardi et al., 2020; Marengo et al., 2022). Essas condições ambientais extremas aumentam a vulnerabilidade da vegetação ao fogo, destacando a necessidade de mais estudos sobre as causas e consequências de incêndios recorrentes na ZOT.

As florestas contemporâneas na Amazônia também estão experimentando intervalos de retorno do fogo inferiores a uma década, em comparação com os intervalos históricos que abrangiam séculos (Feldpausch et al., 2022). Enquanto alguns estudos fornecem informações valiosas sobre os impactos de até dois eventos de fogo na dinâmica e produtividade das árvores (Maracahipes et al., 2014; Silva et al., 2018; Berenguer et al., 2021), outros, como o Projeto Tanguro, investigaram as consequências de queimadas mais frequentes. O Projeto Tanguro testou os efeitos de incêndios prescritos ocorrendo anualmente e a cada três anos sobre a biodiversidade em uma área total de 100 ha. Os resultados mostraram que incêndios a cada três anos foram mais prejudiciais para grupos específicos de biodiversidade do que incêndios anuais (Brando et al., 2014). Além disso, os incêndios reduziram significativamente os estoques e o acúmulo de carbono acima do solo (Rocha et al., 2014; Brando et al., 2019; Silvério et al., 2019) e provocaram mudanças profundas na composição das espécies (Brando et al., 2019; Silvério et al., 2019; Prestes et al., 2020). No entanto, como esses resultados são espacialmente limitados e não possuem réplicas, são necessárias novas avaliações em outras regiões da ZOT.

Estimativas sugerem que mudanças profundas estão ocorrendo ou já ocorreram na ZOT. Por exemplo, as florestas dessa região perderam, em alguns locais, sua capacidade natural de mitigar o carbono atmosférico (Gatti et al., 2021) e apresentam as maiores taxas de mortalidade de árvores dentro do bioma (Esquivel-Muelbert et al., 2020). A perda de

espécies arbóreas causadas pelo fogo e/ou daquelas sensíveis às condições pós-incêndio pode estar impulsionando mudanças florísticas significativas, levando essas florestas a um estado estável alternativo, menos diverso e com menor redundância funcional (Filgueiras et al., 2021; Flores et al., 2024; Silva et al., 2018; Tabarelli et al., 2012).

Neste estudo, avaliamos o impacto do aumento da frequência de incêndios sobre o número de espécies arbóreas, a diversidade alfa, a composição de espécies, a densidade de indivíduos (troncos) e os estoques de carbono acima do solo em florestas sazonais no sul da Amazônia. Comparamos esses parâmetros entre florestas com uma única queimada, múltiplas queimadas e florestas adjacentes não queimadas. Identificamos espécies indicadoras para cada classe de floresta, avaliamos suas respostas ao fogo e comparamos suas preferências fisionômicas (cerrado, floresta ou generalistas). Testamos duas hipóteses: (i) o aumento da frequência de incêndios altera a composição florística e reduz a diversidade alfa, o número de espécies arbóreas, a densidade de indivíduos e os estoques de carbono em florestas sazonais, ao aumentar a mortalidade de árvores, o que eleva a inflamabilidade da floresta devido ao maior acúmulo de material combustível e às temperaturas mais altas no solo (Rocha et al., 2014; Brando et al., 2019; Silvério et al., 2019); (ii) após o fogo, espécies arbóreas que preferem ambientes florestais diminuem, enquanto espécies de cerrado e generalistas aumentam. Os incêndios excluem espécies sensíveis (Tabarelli et al., 2012; Silva et al., 2018; Filgueiras et al., 2021), tornando as espécies florestais mais vulneráveis devido à falta de adaptações ao fogo, como casca espessa capaz de suportar altas temperaturas (Silvério et al., 2019; Reis et al., 2023). Por fim, discutimos os principais desafios e implicações associados aos incêndios em florestas sazonais na porção sul da Amazônia.

3.2. MÉTODOS

3.2.1. Área de estudo

O estudo foi conduzido em florestas estacionais no município de Confresa, nordeste do estado de Mato Grosso, na Zona de Transição (ZOT) entre os biomas Amazônia e Cerrado (Figura 1). Essa região ecotonal é caracterizada por um mosaico estrutural composto por formações florestais e savânicas adjacentes, refletindo a influência florística de ambos os biomas (Ratter et al., 1973; Marimon et al., 2006; Ivanauskas et al., 2008). O uso predominante do solo no entorno dos fragmentos estudados inclui agricultura mecanizada

(principalmente soja), pastagens cultivadas e áreas com histórico de exploração madeireira seletiva, configurando uma matriz antrópica que potencializa a exposição ao fogo.

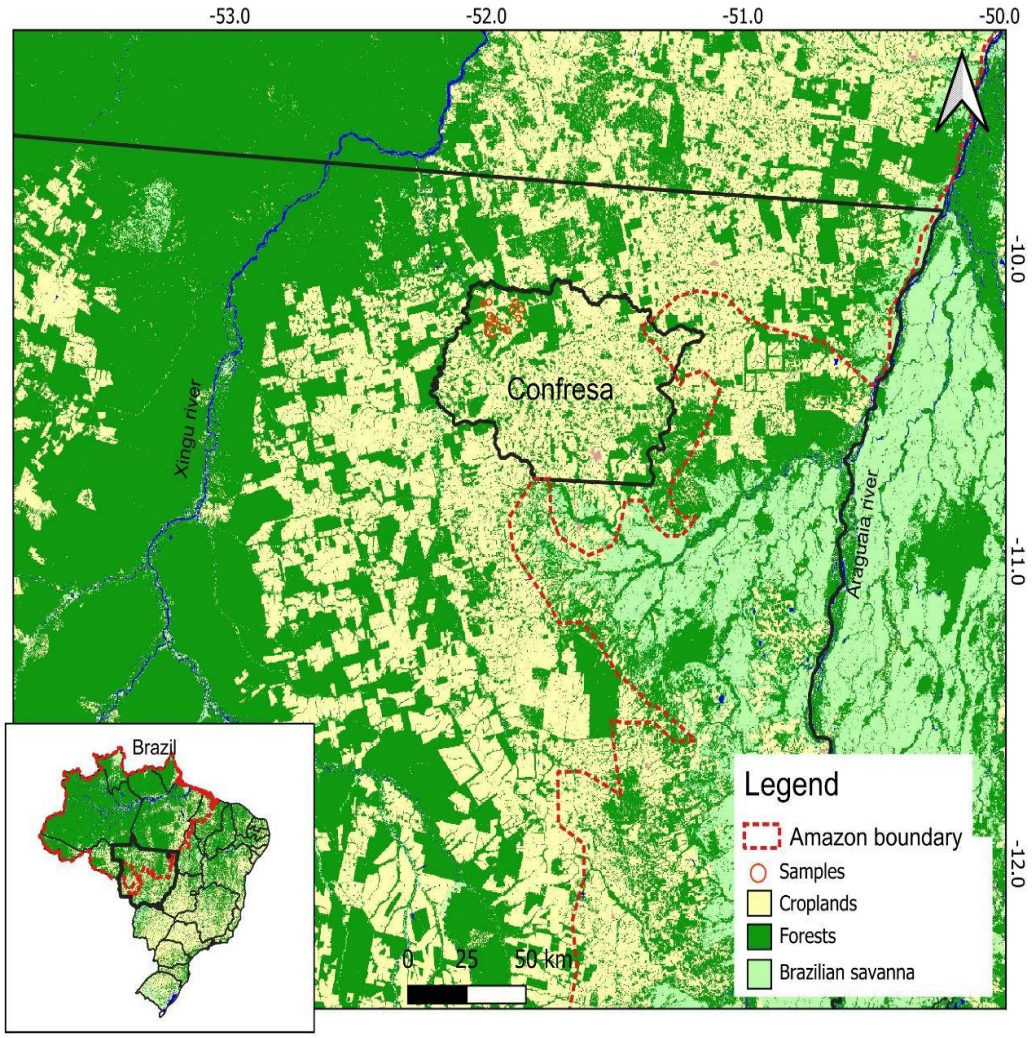


Figura 1 - Localização da área de estudo no município de Confresa, Mato Grosso.

Descrição: mapa de uso e cobertura da terra no entorno dos fragmentos florestais avaliados na Zona de Transição Amazônia–Cerrado, com indicação das parcelas amostradas.

Fonte: Elaborado pelo autor com dados da pesquisa (2025).

O clima da região é classificado como Aw segundo Köppen, com estação seca bem definida entre maio e setembro e estação chuvosa entre outubro e abril (Alvares et al., 2013). A precipitação anual no período de 2012 a 2022 variou entre 1.672 mm (2022) e 2.235 mm (2018), com média de 2.020 mm (Figura 2). Os solos predominantes são Latossolos Vermelho-Amarelos distróficos e álicos, de textura predominantemente arenosa (Ivanauskas

et al., 2008), condição que pode influenciar a disponibilidade hídrica e a vulnerabilidade ao fogo.

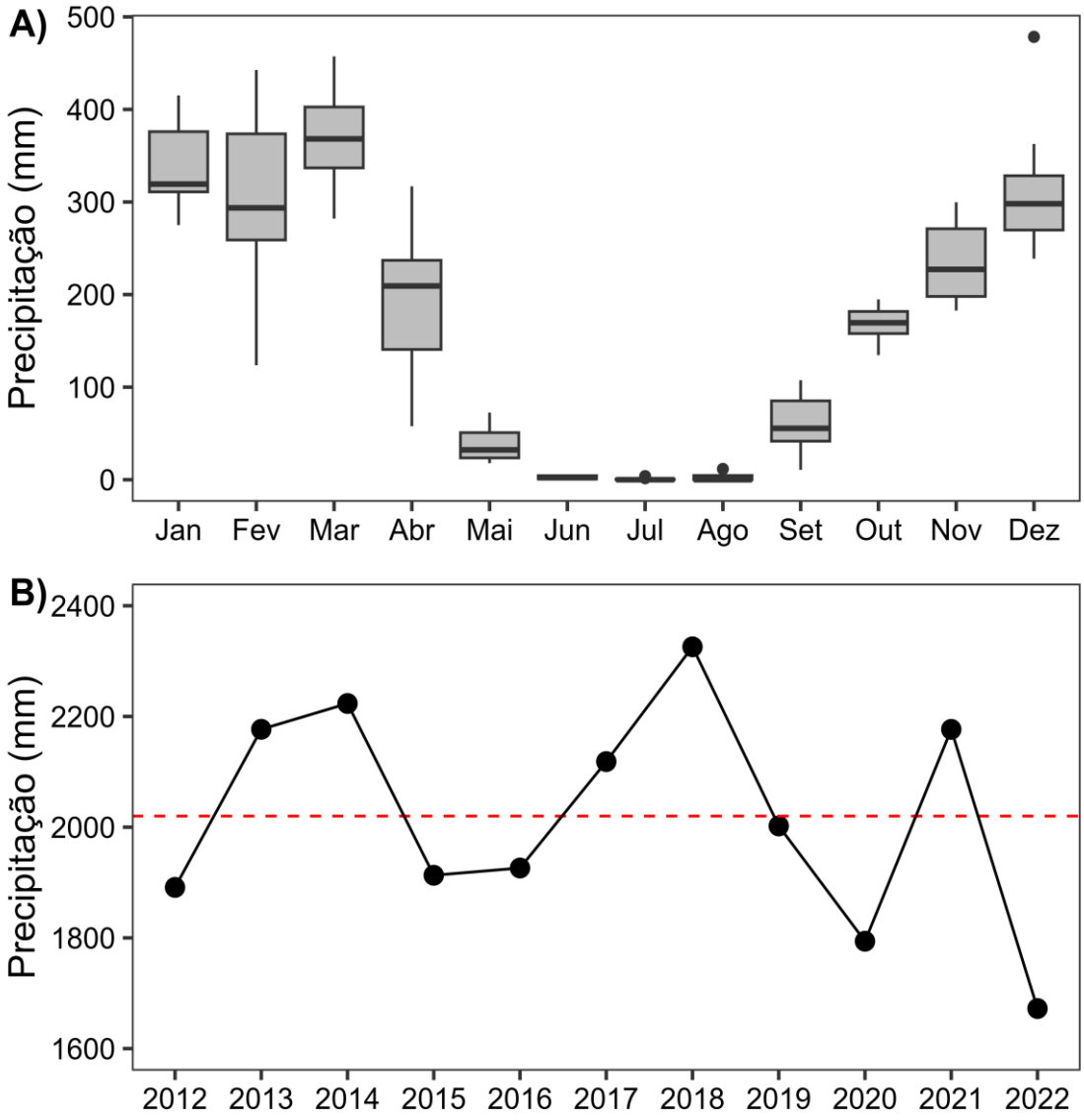


Figura 2 - Variação da precipitação na região de estudo entre 2012 e 2022.

Descrição: (A) precipitação média mensal e (B) precipitação total anual registradas no período de 2012 a 2022.

Fonte: Elaborado pelo autor (2025) com base em dados do CHIRPS (Funk et al., 2015).

3.2.2. Desenho experimental

Foram instaladas 14 parcelas permanentes em 2023, cada uma com dimensões de 10 × 100 m (0,1 ha), totalizando 1,4 ha de área amostrada. As parcelas foram distribuídas em três classes de histórico de fogo, definidas com base na frequência de ocorrência de incêndios:

- FNQ – florestas não queimadas (n = 5);
- FQU – florestas com queimada única (n = 5);
- FQM – florestas com queimadas múltiplas (n = 4).

Todas as parcelas foram alocadas em fragmentos florestais com área superior a 200 ha, visando reduzir a influência de efeitos de borda intensos e garantir maior representatividade estrutural das formações florestais avaliadas.

A classificação do histórico de fogo foi realizada a partir da série temporal do banco de dados MapBiomas Fogo 2.0, com resolução espacial de 30 m (Alencar et al., 2022). As camadas foram processadas e analisadas no software QGIS 3.32.1 (QGIS Development Team, 2022), permitindo identificar o número e o ano de ocorrência dos eventos de queima em cada parcela. Nas parcelas classificadas como FQU, os eventos de queima ocorreram em 1998 (duas parcelas), 2005, 2007 e 2010. Já nas parcelas FQM, foram registrados de três a quatro eventos de queimada, ocorridos entre 1990 e 2007 (Tabela 1).

Tabela 1 - Histórico temporal dos eventos de queima nas parcelas avaliadas.

Parcelas	**Eventos de queima**	**Classe florestal**
1	-	Não queimada
2	-	Não queimada
3	-	Não queimada
4	-	Não queimada
5	-	Não queimada
6	1998	Queimada única
7	1998	Queimada única
8	2005	Queimada única
9	2007	Queimada única
10	2010	Queimada única
11	1990, 1991 e 1994	Queimada múltipla
12	2003, 2005 e 2010	Queimada múltipla
13	2004, 2005 e 2007	Queimada múltipla
14	1990, 1991, 1994 e 2007	Queimada múltipla

Nota: O símbolo "–" indica ausência de registros de eventos de queima na série temporal analisada.

Fonte: Elaborado pelo autor (2025) com base em MapBiomas Fogo 2.0 (Alencar et al., 2022).

Em cada parcela, foram mensurados todos os indivíduos arbóreos e palmeiras com diâmetro à altura do peito (DAP) ≥ 15 cm, medido a 1,30 m do solo. Para cada indivíduo, registraram-se o diâmetro (cm) e a altura total (m). A identificação taxonômica foi realizada em campo e, quando necessário, procedeu-se à coleta de material botânico para posterior conferência e confirmação no Herbário do IFMT – Campus Confresa.

As espécies foram classificadas quanto à preferência fisionômica em três categorias:

- Florestais: ocorrência restrita a formações florestais;
- Cerrado: típicas de formações savânicas;
- Generalistas: ocorrência tanto em ambientes florestais quanto savânicos.

A classificação baseou-se no conhecimento autoecológico regional acumulado pela equipe de pesquisa, considerando padrões de distribuição e ocorrência das espécies na Zona de Transição Amazônia–Cerrado.

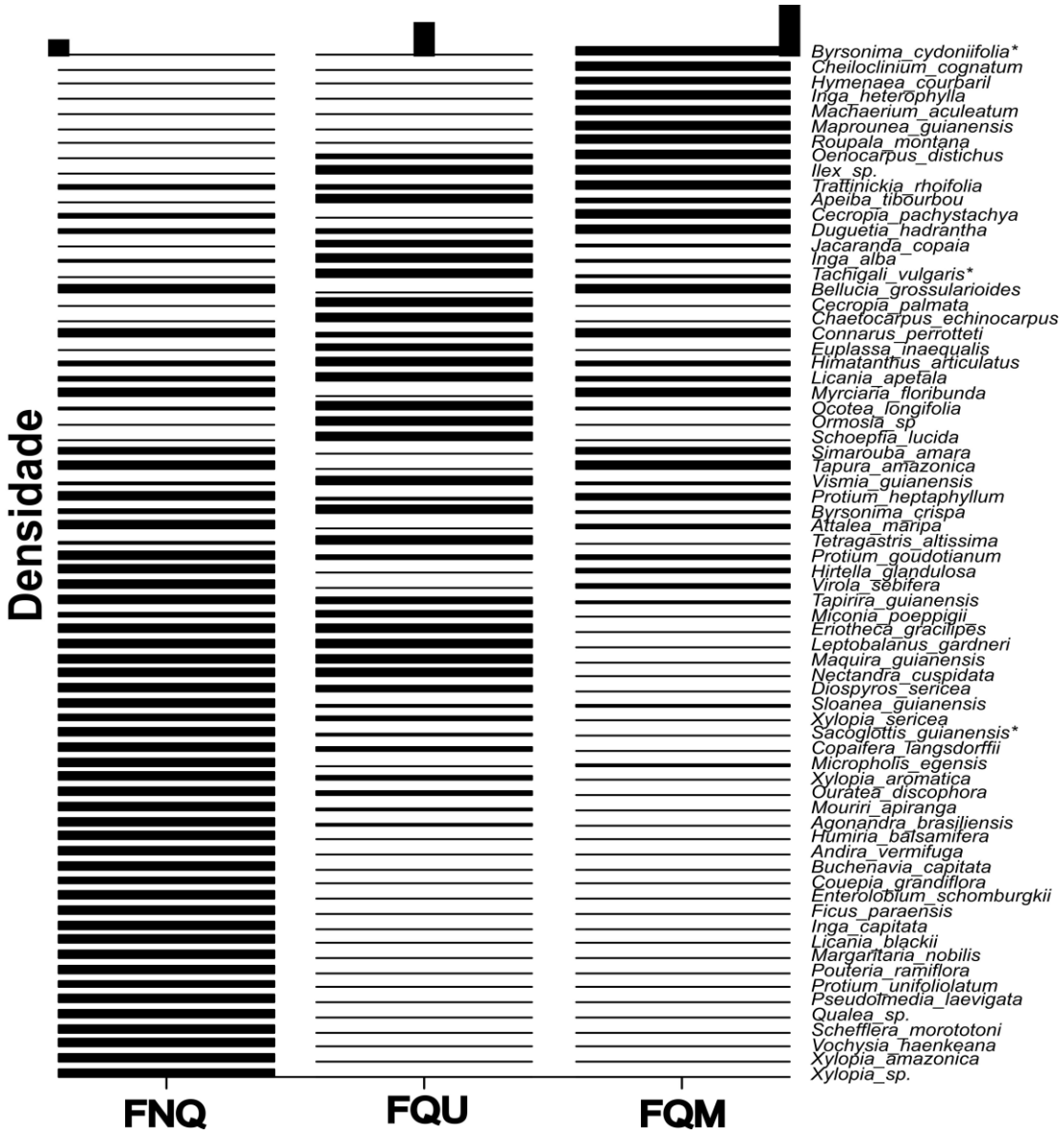


Figura 3 - Ordenação florística ao longo do gradiente de frequência de fogo nas florestas sazonais estudadas.

Descrição: representação da variação na composição de espécies entre as parcelas avaliadas. Espécies indicadoras identificadas pela análise IndVal estão assinaladas com asterisco (*)

Fonte: Elaborado pelo autor com dados da pesquisa (2025).

3.2.3. Parâmetros avaliados

Para cada parcela, determinamos: o número de espécies arbóreas (número de espécies/área); a densidade de indivíduos (troncos/ha); a diversidade alfa, utilizando o Índice de Shannon (H') calculado pelo pacote "vegan" (Oksanen et al., 2022); e os estoques de carbono acima do solo, estimados a partir dos valores de biomassa acima do solo (AGB) calculados para cada indivíduo nas parcelas, utilizando a equação de Chave et al. (2014), aplicada no pacote "BIOMASS" (Réjou-Méchain et al., 2017). Para o cálculo da AGB, utilizamos valores de diâmetro e altura coletados em campo, enquanto a densidade da madeira foi obtida a partir do Global Wood Density Database (Zanne et al., 2009).

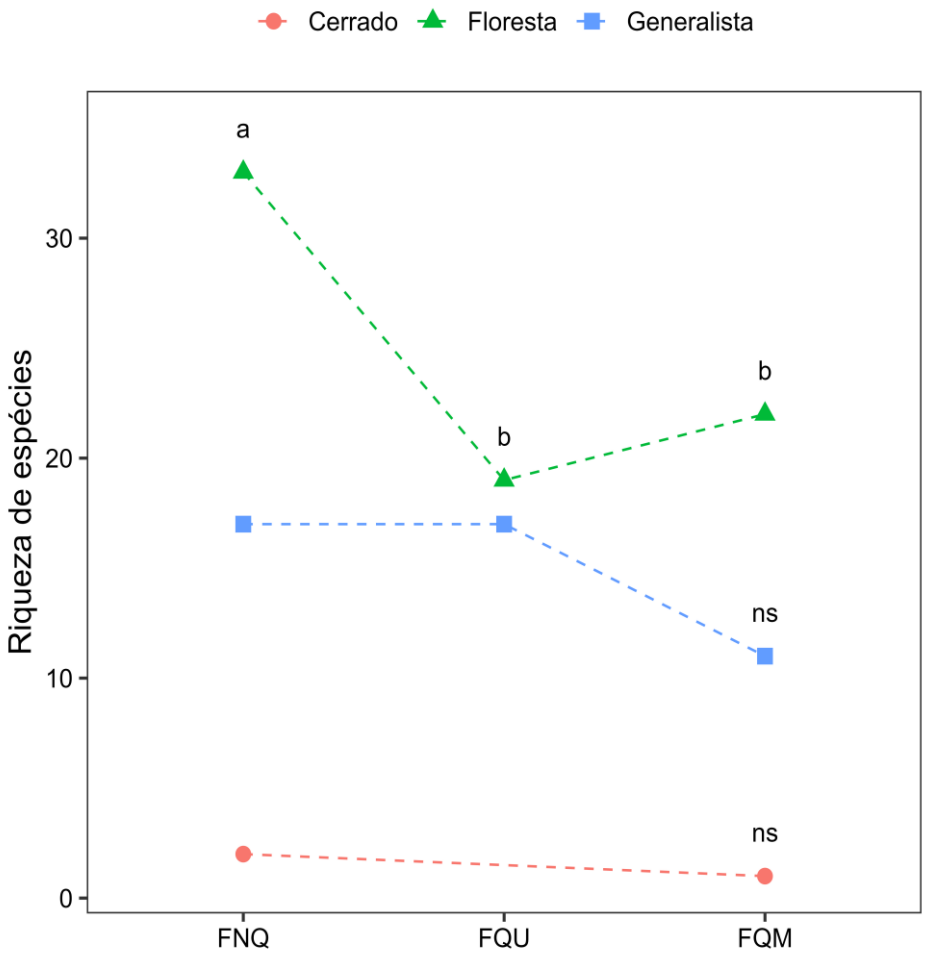


Figura 4 - Proporção de espécies florestais, de Cerrado e generalistas entre as classes de histórico de fogo.

Descrição: comparação entre florestas não queimadas, com queimada única e com queimadas múltiplas. Letras distintas indicam diferenças significativas entre as classes (teste Z; α = 0,05). ns = não significativo.

Fonte: Elaborado pelo autor com dados da pesquisa (2025).

3.2.4. Análises estatísticas

Para testar nossa primeira hipótese de que o aumento da frequência de incêndios altera a composição florística e reduz a diversidade alfa, o número de espécies arbóreas, a densidade de indivíduos e os estoques de carbono utilizamos as seguintes análises. Para a composição florística, aplicamos o Procedimento de Permutação de Respostas Múltiplas (MRPP), com base no índice de distância de Bray-Curtis, disponível no pacote "vegan" (Oksanen et al., 2022). A visualização das distâncias florísticas entre as classes de floresta avaliadas (florestas com queima única, com múltiplas queimadas e não queimadas) foi representada por um dendrograma. Também utilizamos um gráfico de ordenação para evidenciar a substituição de espécies entre as classes de floresta. Além disso, avaliamos o valor indicador das espécies entre as classes florestais por meio da análise INDVAL, implementada no pacote "labdsv" (Roberts e Roberts, 2016). Para os demais parâmetros, comparamos as médias entre as classes de floresta utilizando ANOVA, com o teste de comparações múltiplas de Tukey (Zar, 2010), realizado por meio do pacote "stats" (R Core Team, 2024). As premissas da ANOVA foram verificadas por meio de análise gráfica dos resíduos.

Para testar nossa segunda hipótese de que espécies arbóreas que preferem ambientes florestais diminuem após o fogo, enquanto espécies de cerrado e generalistas aumentam comparamos as proporções das preferências fisionômicas das espécies (cerrado, floresta e generalistas) utilizando o teste Z do pacote "stats" (R Core Team, 2024). Todas as análises e gráficos foram realizados no R versão 4.4.1 (R Core Team, 2024), adotando nível de significância de 5%.

3.3. RESULTADOS

3.3.1 Descrição florística

Foram registradas 70 espécies arbóreas no conjunto das parcelas amostradas. Destas, 54 ocorreram em florestas não queimadas (FNQ), 38 em florestas com queimada única (FQU) e 35 em florestas com queimadas múltiplas (FQM) (Tabela 2). Observou-se que 16 espécies ocorreram exclusivamente em FNQ, cinco exclusivamente em FQU e sete exclusivamente em FQM. Entre as espécies exclusivas de FNQ destacaram-se *Andira vermifuga*, *Couepia grandiflora*, *Pseudolmedia laevigata*, *Xylopia amazonica*, *Ficus paraensis* e *Inga capitata*. Nas parcelas com queimada única, as espécies exclusivas incluíram *Cecropia palmata*, *Chaetocarpus echinocarpus*, *Euplassa inaequalis* e *Schoepfia lucida*. Já nas parcelas com queimadas múltiplas, destacaram-se *Byrsonima cydoniifolia*, *Roupala montana*, *Maprounea guianensis*, *Cheiloclinium cognatum* e *Hymenaea courbaril*.

Dezesseis espécies foram registradas em todas as três classes florestais, incluindo *Byrsonima crispa*, *Connarus perrottetii*, *Himatanthus articulatus*, *Ocotea longifolia*, *Tachigali vulgaris*, *Vismia guianensis* e *Tapirira guianensis*, indicando ampla tolerância ambiental. Por outro lado, quatro espécies ocorreram exclusivamente em áreas queimadas (FQU e FQM), como *Apeiba tibourbou*, *Ilex sp.*, *Jacaranda copaia* e *Oenocarpus distichus*. Em relação à composição taxonômica, a família Fabaceae apresentou maior riqueza (10 espécies), seguida por Burseraceae (5), Chrysobalanaceae (5), Annonaceae (5), Melastomataceae (3) e Moraceae (3), evidenciando a predominância de grupos amplamente representados na Zona de Transição Amazônia–Cerrado.

Tabela 2 - Lista de espécies arbóreas registradas nas florestas não queimadas (FNQ), com queimada única (FQU) e com queimadas múltiplas (FQM) no sul da Amazônia.

Família	**Espécie**	**FNQ**	**FQU**	**FQM**
Anacardiaceae	*Tapirira guianensis* Aubl.	X	X	X
Annonaceae	*Duguetia hadrantha* (Diels) R.E.Fr.	X	X	X
	Xylopia amazonica R.E.Fr.	X		
	Xylopia aromatica (Lam.) Mart.	X	X	
	Xylopia sericea A.St.-Hil.	X	X	
	Xylopia sp.	X		
Apocynaceae	*Himatanthus articulatus* (Vahl) Woodson	X	X	X
Aquifoliaceae	*Ilex* sp.		X	X
Araliaceae	*Schefflera morototoni* (Aubl.) Maguire et al.	X		
Arecaceae	*Attalea maripa* (Aubl.) Mart.	X		X
	Oenocarpus distichus Mart.		X	X
Bignoniaceae	*Jacaranda copaia* (Aubl.) D.Don		X	X
Burseraceae	*Protium goudotianum* (Tul.) Byng & Christenh.	X	X	X
	Protium heptaphyllum (Aubl.) Marchand	X	X	X
	Protium unifoliolatum Engl.	X		
	Tetragastris altissima (Aubl.) Swart	X	X	
	Trattinnickia rhoifolia Willd.	X	X	X
Celastraceae	*Cheiloclinium cognatum* (Miers) A.C.Sm.			X
Chrysobalanaceae	*Couepia grandiflora* (Mart. & Zucc.) Benth.	X		

Família	Espécie	FNQ	FQU	FQM
	Hirtella glandulosa Spreng.	X	X	X
	Leptobalanus gardneri (Hook.f.) Sothers & Prance	X	X	
	Licania apetala (E.Mey.) Fritsch	X	X	X
	Licania blackii Prance	X		
Combretaceae	*Terminalia tetraphylla* (Aubl.) Gere & Boatwr.	X		
Connaraceae	*Connarus perrottetii* (DC.) Planch.	X	X	X
Dichapetalaceae	*Tapura amazonica* Poepp. & Endl.	X		X
Ebenaceae	*Diospyros sericea* A.DC.	X	X	
Elaeocarpaceae	*Sloanea guianensis* (Aubl.) Benth.	X	X	X
Euphorbiaceae	*Maprounea guianensis* Aubl.			X
Fabaceae	*Andira vermifuga* (Mart.) Benth.	X		
	Copaifera langsdorffii Desf.	X	X	
	Enterolobium schomburgkii (Benth.) Benth.	X		
	Hymenaea courbaril L.			X
	Inga alba (Sw.) Willd.	X	X	X
	Inga capitata Desv.	X		
	Inga heterophylla Willd.			X
	Machaerium aculeatum Raddi			X
	Ormosia sp.		X	
	Tachigali vulgaris L.G.Silva & H.C.Lima	X	X	X

Família	Espécie	FNQ	FQU	FQM
Humiriaceae	*Humiria balsamifera* (Aubl.) A.St.-Hil.	X	X	
	Sacoglottis guianensis Benth.	X	X	X
Hypericaceae	*Vismia guianensis* (Aubl.) Choisy	X	X	X
Lauraceae	*Nectandra cuspidata* Nees	X	X	
	Ocotea longifolia Kunth	X	X	
Malpighiaceae	*Byrsonima crispa* A.Juss.	X	X	X
	Byrsonima cydoniifolia A.Juss.		X	X
Malvaceae	*Apeiba tibourbou* Aubl.		X	X
	Eriotheca gracilipes (K.Schum.) A.Robyns	X	X	
Melastomataceae	*Bellucia grossularioides* (L.) Triana	X		X
	Miconia poeppigii Triana	X	X	
	Mouriri apiranga Spruce ex Triana	X	X	
Moraceae	*Ficus paraensis* (Miq.) Miq.	X		
	Maquira guianensis Aubl.	X	X	
	Pseudolmedia laevigata Trécul	X		
Myristicaceae	*Virola sebifera* Aubl.	X		X
Myrtaceae	*Myrciaria floribunda* (H.West ex Willd.) O.Berg	X		X
Ochnaceae	*Ouratea discophora* Ducke	X	X	
Opiliaceae	*Agonandra brasiliensis* Miers ex Benth. & Hook.f.	X	X	
Peraceae	*Chaetocarpus echinocarpus* (Baill.) Ducke		X	

Família	Espécie	FNQ	FQU	FQM
Phyllanthaceae	*Margaritaria nobilis* L.f.	X		
Proteaceae	*Euplassa inaequalis* (Pohl) Engl.		X	
	Roupala montana Aubl.			X
Sapotaceae	*Micropholis egensis* (A.DC.) Pierre	X		X
	Pouteria ramiflora (Mart.) Radlk.	X		
Schoepfiaceae	*Schoepfia lucida* Pulle		X	
Simaroubaceae	*Simarouba amara* Aubl.	X		X
Urticaceae	*Cecropia pachystachya* Trécul	X		X
	Cecropia palmata Willd.		X	
Vochysiaceae	*Qualea* sp.	X		
	Vochysia haenkeana Mart.	X		

Fonte: Elaborado pelo autor com dados da pesquisa (2025).

3.3.2 Comparação dos parâmetros avaliados

A classe FQM apresentou dissimilaridade florística significativa em relação às classes FNQ e FQU (Figura 5), evidenciando substituição de espécies ao longo do gradiente de frequência de incêndios. O padrão de ordenação indicou separação composicional consistente entre as classes florestais. A análise de valor indicador (IndVal) identificou *Sacoglottis guianensis*, *Tachigali vulgaris* e *Byrsonima cydoniifolia* como espécies indicadoras de FNQ, FQU e FQM, respectivamente (Tabela 3). Observou-se redução significativa na proporção de espécies típicas de ambientes florestais nas áreas queimadas, independentemente da frequência de fogo. Em contraste, não foram detectadas diferenças significativas na proporção de espécies típicas de Cerrado e generalistas entre as classes florestais (Figura 4).

Tabela 3 - Resultados da análise de espécies indicadoras (IndVal) para cada classe florestal.

Espécie	**Classe florestal**	**Valor do indicador (IndVal)**	**p-valor**
Sacoglottis guianensis Benth.	Não queimada (FNQ)	0,73	0,025
Tachigali vulgaris L.G.Silva & H.C.Lima	Queimada única (FQU)	0,64	0,031
Byrsonima cydoniifolia A.Juss.	Queimada múltipla (FQM)	0,75	0,008

Fonte: Elaborado pelo autor com dados da pesquisa (2025).

A diversidade alfa média (H') foi de 2,4; 2,2; e 2,0 nats·ind^{-1} nas classes FNQ, FQU e FQM, respectivamente. A densidade média de fustes foi de 298, 206 e 155 ind·ha^{-1}, enquanto os estoques médios de carbono acima do solo foram de 25,5; 14,1; e 8,0 Mg C·ha^{-1} para FNQ, FQU e FQM, respectivamente (Figura 6; Tabela 4). Verificou-se tendência de redução na densidade de fustes e nos estoques de carbono com o aumento da frequência de incêndios. Contudo, diferenças estatisticamente significativas foram observadas apenas para FQM, que apresentou valores inferiores aos registrados em FNQ. Os estoques médios de

carbono em FQM foram 17,5 Mg C·ha⁻¹ menores que em FNQ. Por outro lado, não foram detectadas diferenças significativas entre as classes florestais para riqueza de espécies arbóreas e diversidade alfa (Figura 6; Tabela 4).

Tabela 4 - Média (IC ± 95%) da riqueza de espécies arbóreas, diversidade alfa (H'), estoques de carbono acima do solo (Mg C·ha⁻¹) e densidade de fustes (ind·ha⁻¹) nas classes florestais avaliadas. Letras distintas indicam diferenças significativas segundo ANOVA

Parâmetro	**Não queimada**	**Queimada única**	**Queimada múltipla**
Número de espécies	16 (± 3,1)a	12 (± 3,3)a	11,25 (± 7,9)a
Diversidade alfa (H')	2,4 (± 0,5)a	2,2 (± 0,3)a	2,0 (± 0,9)a
Estoques de carbono (Mg C·ha⁻¹)	25,5 (± 10)a	14,1 (± 3,5)ab	8,0 (± 5,6)b
Densidade de fustes (ind·ha⁻¹)	298 (± 54)a	206 (± 39,1)ab	155 (± 92,5)b

Fonte: Elaborado pelo autor com dados da pesquisa (2025).

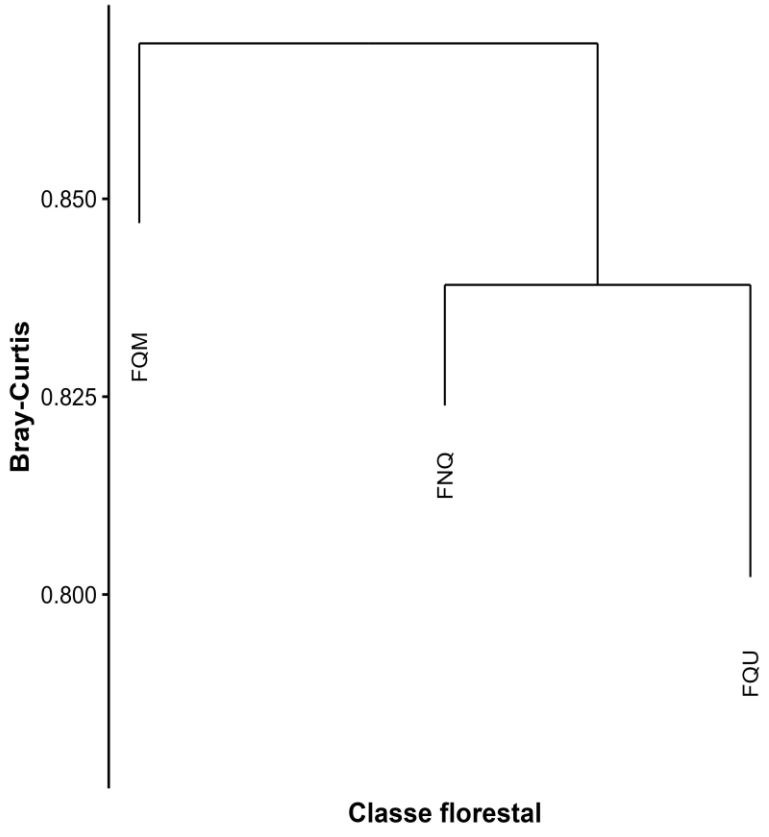


Figura 5 - Dendrograma de dissimilaridade florística entre as classes florestais avaliadas.

Descrição: agrupamento das parcelas com base na distância de Bray–Curtis, evidenciando a similaridade na composição de espécies entre florestas não queimadas, com queimada única e com queimadas múltiplas.

Fonte: Elaborado pelo autor com dados da pesquisa (2025).

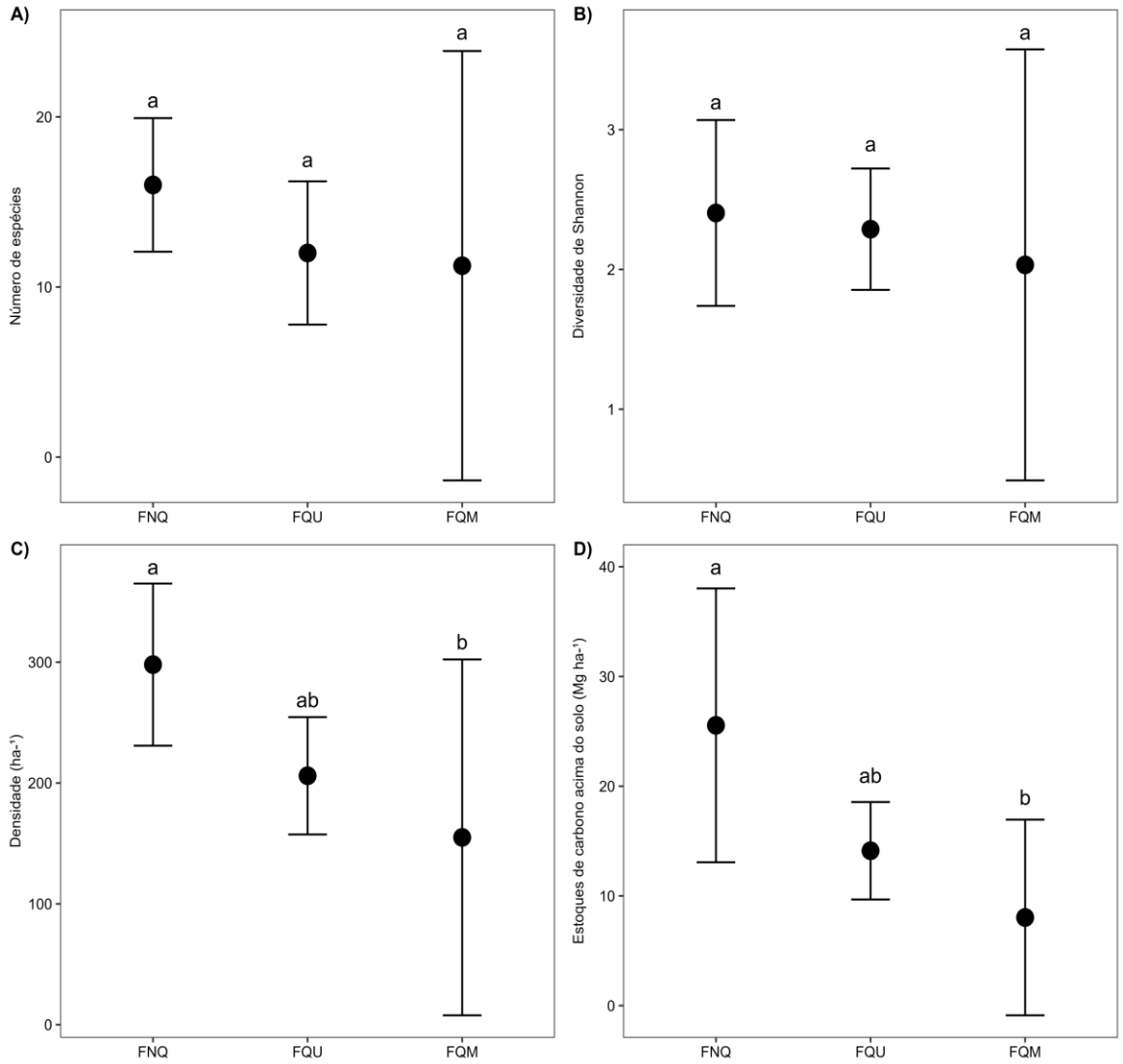


Figura 6 - Comparação dos parâmetros estruturais entre as classes florestais avaliadas.

Descrição: médias (IC ± 95%) da riqueza de espécies arbóreas (A), diversidade alfa (B), densidade de fustes (C) e estoques de carbono acima do solo (D) em florestas não queimadas, com queimada única e com queimadas múltiplas. Letras distintas indicam diferenças significativas entre as classes, de acordo com a análise de variância (ANOVA) seguida do teste de Tukey ($\alpha = 0,05$).

Fonte: Elaborado pelo autor com dados da pesquisa (2025).

3.4. DISCUSSÃO

Nossos resultados corroboram nossa hipótese de que o aumento da frequência de incêndios altera significativamente a estrutura e a composição de espécies de florestas sazonais na transição Amazônia-Cerrado. Observamos mudanças significativas na composição de espécies e reduções nos estoques de carbono e na densidade de troncos. Especificamente, o aumento da frequência de incêndios tende a homogeneizar a composição de espécies, reduzindo a presença de espécies florestais típicas e mantendo espécies de áreas abertas ou generalistas ao longo do gradiente de incêndios. Essas descobertas não apenas destacam os impactos imediatos dos incêndios, mas também aumentam nossa compreensão de seus efeitos em florestas cada vez mais fragmentadas, sujeitas a incêndios repetidos, ressaltando as potenciais consequências ecológicas de longo prazo.

A composição de espécies variável entre florestas não queimadas e florestas com múltiplas queimadas destaca a sensibilidade das florestas sazonais aos eventos de fogo e confirma nossa primeira hipótese. Embora as diferenças nos efeitos de queimadas únicas e múltiplas sobre a composição de espécies sugiram algum grau de resiliência, a composição de espécies alterada após múltiplas queimadas indica homogeneização biótica dos grupos florísticos. Isso ocorre quando há redução de espécies sensíveis após múltiplas perturbações, como observado em florestas sazonalmente inundadas na Amazônia (Silva et al., 2018). A perda de espécies típicas de floresta com o aumento da frequência de fogo em nossas florestas reforça esse argumento e demonstra onde as mudanças florísticas estão ocorrendo. Nesse caso, as espécies florestais podem ser caracterizadas como perdedoras, com uma redução significativa na densidade populacional ou até extinção local (Tabarelli et al., 2012; Filgueiras et al., 2021). Essas modificações levam a mudanças profundas na estrutura, na diversidade alfa e na dinâmica natural dessas comunidades no período pós-fogo (Berenguer et al., 2021; Brando et al., 2019; Maracahipes et al., 2014).

Em contraste, a ausência de mudanças na proporção de espécies de cerrado e generalistas com o aumento da frequência de fogo oferece importantes insights sobre o futuro dessas florestas. Alguns estudos na Amazônia sugeriram que a degradação florestal poderia levar a um processo de savanização, no qual as florestas se tornam “savanas”, resultando em impactos significativos nos serviços ecossistêmicos (Nobre et al., 2016). No entanto, nossos resultados não sustentam essa hipótese para a flora arbórea. Apesar da redução das espécies florestais, o número de espécies de cerrado (ou savana) e generalistas

permaneceu o mesmo ao longo do gradiente de frequência de fogo avaliado. Nossos achados indicam que mudanças florísticas e estruturais estão conduzindo essas florestas queimadas a um estado estável alternativo, distinto tanto da floresta não queimada quanto do cerrado, caracterizado por menor densidade de árvores, redução dos estoques de carbono e empobrecimento da composição florística. Em vez de passar por savanização, a flora arbórea dessas florestas parece estar experimentando homogeneização biótica e degradação.

A classificação variável de espécies indicadoras entre as classes florestais mostra que os grupos florísticos estabelecidos em nossas parcelas são distintos. Embora não tenhamos observado um aumento significativo de espécies de cerrado e generalistas ao longo do gradiente de frequência de fogo, a indicação da espécie generalista *T. vulgaris* e da espécie de cerrado *B. cydoniifolia* em florestas queimadas pode ser explicada de duas maneiras. Primeiro, essas espécies podem ser oportunistas, com alta capacidade de dispersão e colonização em áreas abertas ou clareiras (Morais et al., 2013; De Farias et al., 2016), o que pode explicar sua presença em áreas queimadas onde indivíduos do dossel foram mortos (Elias et al., 2013; Reis et al., 2015). Segundo, *B. cydoniifolia* pode apresentar resistência ao fogo (Pott e Pott, 1994), provavelmente devido a características adaptativas a ambientes xéricos, como casca espessa que fornece proteção térmica durante incêndios (Reis et al., 2023) e evita mortalidade imediata ou tardia (Silvério et al., 2019).

Além das mudanças na composição de espécies, a perda observada de densidade de caules e de estoques de carbono após a queima também corrobora nossa primeira hipótese e demonstra os impactos negativos desses eventos na dinâmica florestal e nas emissões de carbono atmosférico. Em termos regionais, esse resultado destaca diretamente como os incêndios podem afetar negativamente o serviço ecossistêmico de mitigação das mudanças climáticas ao reduzir os estoques de carbono das florestas sazonais na região sul da Amazônia. Estimativas indicam que o balanço de carbono florestal já está comprometido nessa região, com essas florestas passando de sumidouro de carbono para fonte de carbono (Gatti et al., 2021). Essas mudanças podem estar associadas à alta mortalidade de árvores nessa região (Esquivel-Muelbert et al., 2020) devido aos incêndios (Maracahipes et al., 2014; Silva et al., 2018; Nogueira et al., 2019), especialmente durante secas severas (Withey et al., 2018) e em áreas próximas a plantações agrícolas (Tavares et al., 2022).

A região possui uma longa história de uso e ocupação da terra por populações indígenas, o que pode ter afetado os regimes de fogo no passado (Peripato et al., 2023;

Watling et al., 2023). Nossa análise das florestas queimadas baseia-se em imagens de satélite modernas, portanto, algumas florestas classificadas como não queimadas podem ter sido queimadas nas décadas anteriores à disponibilidade de dados de satélite. A presença de carbono pirogênico (carvão macro e microscópico) no solo em florestas de terra firme em toda a região indica que todas essas florestas provavelmente queimaram ao longo de vários séculos a milênios (Koele et al., 2017; De Oliveira et al., 2022). Florestas que queimaram mais recentemente no período pré-satélite ainda podem estar se recuperando do fogo ou podem ter selecionado espécies tolerantes ao fogo. Embora os históricos antigos de fogo possam ser reconstruídos por meio da datação por radiocarbono de carvão (Feldpausch et al., 2022), essa abordagem está além do escopo do nosso estudo.

Por fim, a ausência de variação no número de espécies arbóreas e na diversidade alfa entre as classes florestais avaliadas sugere que esses parâmetros não são preditores confiáveis dos efeitos do fogo em florestas sazonais e não sustentam nossa hipótese inicial. Isso pode ser devido à capacidade do fogo de tanto aumentar quanto diminuir a diversidade de espécies (McLauchlan et al., 2020). Além disso, a rápida colonização por espécies pioneiras dependentes de luz após o fogo pode garantir que o número de espécies arbóreas permaneça estável entre florestas queimadas e não queimadas, apesar de existirem diferenças florísticas importantes, como observado em nossas parcelas. Isso ocorre porque o fogo elimina grupos florísticos sensíveis e induz a colonização espontânea de espécies funcionalmente semelhantes ou estreitamente relacionadas (Tabarelli et al., 2012; Reis et al., 2015; Silva et al., 2018).

Nossos resultados fornecem evidências de degradação florestal impulsionada pelo fogo no sul da Amazônia. Considerando o histórico e as tendências de aumento da frequência de degradação e de eventos de seca severa em todo o bioma Amazônico (Matricardi et al., 2020; Marengo et al., 2022), é provável que esse processo de homogeneização biótica da composição de espécies esteja ocorrendo em outras áreas ou possa ocorrer nas próximas décadas. Essas mudanças exigem ações imediatas para reduzir os incêndios florestais e a degradação, a fim de evitar uma mudança em todo o bioma para um novo estado florestal estável e empobrecido.

É importante reconhecer que nossa abordagem se limita a avaliar os efeitos dos incêndios e suas frequências. No entanto, outros fatores de degradação não analisados neste estudo também podem influenciar esses parâmetros. Por exemplo, a fragmentação florestal,

a exploração seletiva de madeira, as condições do solo e a deposição de serapilheira são conhecidas por afetar significativamente a estrutura florestal e a diversidade de árvores sob eventos de fogo (Reis et al., 2018; Nogueira et al., 2019; Silvério et al., 2019).

3.5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALENCAR, A. A. C.; ARRUDA, V. L. S.; SILVA, W. V.; CONCIANI, D. E.; COSTA, D. P.; CRUSCO, N.; DUVERGER, S. G.; FERREIRA, N. C.; FRANCA-ROCHA, W.; HASENACK, H.; MARTENEXEN, L. F. M.; PIONTEKOWSKI, V. J.; RIBEIRO, N. V.; ROSA, E. R.; ROSA, M. R.; SANTOS, S. M. B.; SHIMBO, J. Z.; VÉLEZ-MARTIN, E. Long-term Landsat-based monthly burned area dataset for the Brazilian biomes using deep learning. *Remote Sensing*, v. 14, p. 2510, 2022. DOI: https://doi.org/10.3390/rs14112510.

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: https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507.

ARAGÃO, L. E. O. C.; ANDERSON, L. O.; FONSECA, M. G.; ROSAN, T. M.; VEDOVATO, L. B.; WAGNER, F. H.; SILVA, C. V. J.; JUNIOR, C. H. L.; ARAI, E.; AGUIAR, A. P.; BARLOW, J.; BERENGUER, E.; DEETER, M. N.; DOMINGUES, L. G.; GATTI, L.; GLOOR, M.; MALHI, Y.; MARENGO, J. A.; MILLER, J. B.; PHILLIPS, O. L.; SAATCHI, S. 21st century drought-related fires counteract the decline of Amazon deforestation carbon emissions. *Nature Communications*, v. 9, p. 536, 2018. DOI: https://doi.org/10.1038/s41467-017-02771-y.

BARLOW, J.; LENNOX, G. D.; FERREIRA, J.; BERENGUER, E.; LEES, A. C.; NALLY, R. M.; THOMSON, J. R.; FERRAZ, S. F. B.; LOUZADA, J.; OLIVEIRA, V. H. F.; PARRY, L.; SOLAR, R. R. C.; VIEIRA, I. C. G.; ARAGÃO, L. E. O. C.; BEGOTTI, R. A.; BRAGA, R. F.; CARDOSO, T. M.; OLIVEIRA JR., R. C.; SOUZA JR., C. M.; MOURA, N. G.; NUNES, S. S.; SIQUEIRA, J. V.; PARDINI, R.; SILVEIRA, J. M.; VAZ-DE-MELLO, F. Z.; VEIGA, R. C. S.; VENTURIERI, A.; GARDNER, T. A. Anthropogenic disturbance in tropical forests can double biodiversity loss from deforestation. *Nature*, v. 535, p. 144-147, 2016. DOI: https://doi.org/10.1038/nature18326.

BARLOW, J.; BERENGUER, E.; CARMENTA, R.; FRANÇA, F. Clarifying Amazonia's burning crisis. *Global Change Biology*, v. 26, p. 319-321, 2020. DOI: https://doi.org/10.1111/gcb.14872.

BERENGUER, E.; LENNOX, G. D.; FERREIRA, J.; MALHI, Y.; ARAGÃO, L. E. O. C.; BARRETO, J. R.; DEL BON ESPÍRITO-SANTO, F.; FIGUEIREDO, A. E. S.; FRANÇA, F.; GARDNER, T. A.; JOLY, C. A.; PALMEIRA, A. F.; QUESADA, C. A.; ROSSI, L. C.; SEIXAS, M. M. M.; SMITH, C. C.; WITHEY, K.; BARLOW, J. Tracking the impacts of El Niño drought and fire in human-modified Amazonian forests. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, v. 118, e2019377118, 2021. DOI: https://doi.org/10.1073/pnas.2019377118.

BERENGUER, E.; MALHI, Y.; BRANDO, P.; CORDEIRO, A. C. N.; FERREIRA, J.; FRANÇA, F.; ROSSI, L. C.; SEIXAS, M. M. M.; BARLOW, J. Tree growth and stem carbon accumulation in human-modified Amazonian forests following drought and fire. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, v. 373, p. 20170308, 2018. DOI: https://doi.org/10.1098/rstb.2017.0308.

BRANDO, P. M.; BALCH, J. K.; NEPSTAD, D. C.; MORTON, D. C.; PUTZ, F. E.; COE, M. T.; SILVÉRIO, D.; MACEDO, M. N.; DAVIDSON, E. A.; NÓBREGA, C. C.; ALENCAR, A.; SOARES-FILHO, B. S. Abrupt increases in Amazonian tree mortality due to drought-fire interactions. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, v. 111, p. 6347-6352, 2014. DOI: https://doi.org/10.1073/pnas.1305499111.

BRANDO, P. M.; PAOLUCCI, L.; UMMENHOFER, C. C.; ORDWAY, E. M.; HARTMANN, H.; CATTAU, M. E.; RATTIS, L.; MEDJIBE, V.; COE, M. T.; BALCH, J. Droughts, wildfires, and forest carbon cycling: a pantropical synthesis. *Annual Review of Earth and Planetary Sciences*, v. 47, p. 555-581, 2019. DOI: https://doi.org/10.1146/annurev-earth-082517-010235.

BRANDO, P. M.; SILVÉRIO, D.; MARACAHIPES-SANTOS, L.; OLIVEIRA-SANTOS, C.; LEVICK, S. R.; COE, M. T.; MIGLIAVACCA, M.; BALCH, J. K.; MACEDO, M. N.; NEPSTAD, D. C.; MARACAHIPES, L.; DAVIDSON, E.; ASNER, G.; KOLLE, O.; TRUMBORE, S. Prolonged tropical forest degradation due to compounding disturbances: implications for CO2 and H2O fluxes. *Global Change Biology*, v. 25, p. 2855-2868, 2019. DOI: https://doi.org/10.1111/gcb.14659.

CHAVE, J.; RÉJOU-MÉCHAIN, M.; BÚRQUEZ, A.; CHIDUMAYO, E.; COLGAN, M. S.; DELITTI, W. B. C.; DUQUE, A.; EID, T.; FEARNSIDE, P. M.; GOODMAN, R. C.; HENRY, M.; MARTÍNEZ-YRÍZAR, A.; MUGASHA, W. A.; MULLER-LANDAU, H. C.; MENCUCCINI, M.; NELSON, B. W.; NGOMANDA, A.; NOGUEIRA, E. M.; ORTIZ-MALAVASSI, E.; PÉLISSIER, R.; PLOTON, P.; RYAN, C. M.; SALDARRIAGA, J. G.; VIEILLEDENT, G. Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. *Global Change Biology*, v. 20, p. 3177-3190, 2014. DOI: https://doi.org/10.1111/gcb.12629.

COSTA, D. L. D.; DIAS, A. N.; FIGUEIREDO FILHO, A.; GAMA, J. R. V.; ANDRADE, D. F. C.; AGUIAR, D. R.; SANTOS, M. F. D. Post-fire dynamics of tree vegetation in forests with and without a history of selective logging in the Eastern Amazon. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, v. 94, e20200994, 2022. DOI: https://doi.org/10.1590/0001-3765202220200994.

DA PONTE, E.; ALCASENA, F.; BHAGWAT, T.; HU, Z.; EUFEMIA, L.; DIAS TURETTA, A. P.; BONATTI, M.; SIEBER, S.; BARR, P. L. Assessing wildfire activity and forest loss in protected areas of the Amazon basin. *Applied Geography*, v. 157, p. 102970, 2023. DOI: https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2023.102970.

DE OLIVEIRA, E. A.; FELDPAUSCH, T. R.; MARIMON, B. S.; MORANDI, P. S.; PHILLIPS, O. L.; BIRD, M.; MURAKAMI, A. A.; ARROYO, L.; QUESADA, C. A.; MARIMON-JUNIOR, B. H. Soil pyrogenic carbon in southern Amazonia: interaction between soil, climate, and above-ground biomass. *Frontiers in Forests and Global Change*, v. 5, p. 880963, 2022. DOI: https://doi.org/10.3389/ffgc.2022.880963.

ELIAS, F.; MARIMON, B. S.; ALMEIDA REIS, S. M.; GOMES, L.; MORAES, P. S.; MARIMON-JUNIOR, B. H. Dinâmica da distribuição espacial de populações arbóreas, ao longo de uma década, em cerradão na transição Cerrado-Amazônia, Mato Grosso. *Biota Amazônia*, v. 3, p. 1-14, 2013. DOI: https://doi.org/10.18561/2179-5746/biotaamazonia.v3n3p1-14.

ELIAS, F.; MARIMON-JUNIOR, B. H.; DE OLIVEIRA, F. J. M.; DE OLIVEIRA, J. C. A.; MARIMON, B. S. Soil and topographic variation as a key factor driving the distribution of tree flora in the Amazonia/Cerrado transition. *Acta Oecologica*, v. 100, p. 103467, 2019. DOI: https://doi.org/10.1016/j.actao.2019.103467.

ESQUIVEL-MUELBERT, A.; PHILLIPS, O. L.; BRIENEN, R. J.; FAUSET, S.; SULLIVAN, M. J.; BAKER, T. R.; CHAO, K.-J.; FELDPAUSCH, T. R.; GLOOR, E.; HIGUCHI, N. Tree mode of death and mortality risk factors across Amazon forests. *Nature Communications*, v. 11, p. 5515, 2020. DOI: https://doi.org/10.1038/s41467-020-19357-x.

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

FELDPAUSCH, T. R.; CARVALHO, L.; MACARIO, K. D.; ASCOUGH, P. L.; FLORES, C. F.; CORONADO, E. N. H.; KALAMANDEEN, M.; PHILLIPS, O. L.; STAFF, R. A. Forest fire history in Amazonia inferred from intensive soil charcoal sampling and radiocarbon dating. *Frontiers in Forests and Global Change*, v. 5, p. 815438, 2022. DOI: https://doi.org/10.3389/ffgc.2022.815438.

FILGUEIRAS, B. K. C.; PERES, C. A.; MELO, F. P. L.; LEAL, I. R.; TABARELLI, M. Winner-loser species replacements in human-modified landscapes. *Trends in Ecology & Evolution*, v. 36, p. 545-555, 2021. DOI: https://doi.org/10.1016/j.tree.2021.02.006.

FLORES, B. M.; MONTOYA, E.; SAKSCHEWSKI, B.; NASCIMENTO, N.; STAAL, A.; BETTS, R. A.; LEVIS, C.; LAPOLA, D. M.; ESQUÍVEL-MUELBERT, A.; JAKOVAC, C.; NOBRE, C. A.; OLIVEIRA, R. S.; BORMA, L. S.; NIAN, D.; BOERS, N.; HECHT, S. B.; TER STEEGE, H.; ARIEIRA, J.; LUCAS, I. L.; BERENGUER, E.; MARENGO, J. A.; GATTI, L. V.; MATTOS, C. R. C.; HIROTA, M. Critical transitions in the Amazon forest system. *Nature*, v. 626, p. 555-564, 2024. DOI: https://doi.org/10.1038/s41586-023-06970-0.

FRANÇA, F. M.; BENKWITT, C. E.; PERALTA, G.; ROBINSON, J. P. W.; GRAHAM, N. A. J.; TYLIANAKIS, J. M.; BERENGUER, E.; LEES, A. C.; FERREIRA, J.; LOUZADA, J.; BARLOW, J. Climatic and local stressor interactions threaten tropical forests and coral reefs. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, v. 375, p. 20190116, 2020. DOI: https://doi.org/10.1098/rstb.2019.0116.

GATTI, L. V.; BASSO, L. S.; MILLER, J. B.; GLOOR, M.; GATTI DOMINGUES, L.; CASSOL, H. L. G.; TEJADA, G.; ARAGÃO, L. E. O. C.; NOBRE, C.; PETERS, W.;

MARANI, L.; ARAI, E.; SANCHES, A. H.; CORRÊA, S. M.; ANDERSON, L.; VON RANDOW, C.; CORREIA, C. S. C.; CRISPIM, S. P.; NEVES, R. A. L. Amazonia as a carbon source linked to deforestation and climate change. *Nature*, v. 595, p. 388-393, 2021. DOI: https://doi.org/10.1038/s41586-021-03629-6.

IVANAUSKAS, N. M.; MONTEIRO, R.; RODRIGUES, R. R. Classificação fitogeográfica das florestas do Alto Rio Xingu. *Acta Amazonica*, v. 38, p. 387-402, 2008.

KOELE, N.; BIRD, M.; HAIG, J.; MARIMON-JUNIOR, B. H.; MARIMON, B. S.; PHILLIPS, O. L.; DE OLIVEIRA, E. A.; QUESADA, C. A.; FELDPAUSCH, T. R. Amazon Basin forest pyrogenic carbon stocks: first estimate of deep storage. *Geoderma*, v. 306, p. 237-243, 2017. DOI: https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.07.029.

MAPBIOMAS. Collection 8 of the annual land cover and land use maps of Brazil (1985-2022). *Sistema de Estimativas de Emissões de Gases de Efeito Estufa do Observatório do Clima*, 2023. Disponível em: https://data.mapbiomas.org/dataset.xhtml?persistentId=doi:10.58053/MapBiomas/VJIJCL. Acesso em: 6 mar. 2025.

MARACAHIPES, L.; MARIMON, B. S.; LENZA, E.; MARIMON-JUNIOR, B. H.; OLIVEIRA, E. A.; MEWS, H. A.; GOMES, L.; FELDPAUSCH, T. R. Post-fire dynamics of woody vegetation in seasonally flooded forests (impucas) in the Cerrado-Amazonian forest transition zone. *Flora*, v. 209, p. 260-270, 2014. https://doi.org/10.1016/j.flora.2014.02.008

MARENGO, J. A.; JIMENEZ, J. C.; ESPINOZA, J.-C.; CUNHA, A. P.; ARAGÃO, L. E. O. Increased climate pressure on the agricultural frontier in the Eastern Amazonia-Cerrado transition zone. *Scientific Reports*, v. 12, p. 457, 2022. DOI: https://doi.org/10.1038/s41598-021-042414.

MARIMON, B. S.; LIMA, E. D. S.; DUARTE, T. G.; CHIEREGATTO, L. C.; RATTER, J. A. 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. DOI: https://doi.org/10.1017/S0960428606000576.

MARQUES, E. Q.; MARIMON-JUNIOR, B. H.; MARIMON, B. S.; MATRICARDI, E. A. T.; MEWS, H. A.; COLLI, G. R. Redefining the Cerrado-Amazonia transition: implications

for conservation. *Biodiversity and Conservation*, v. 29, p. 1501-1517, 2020. DOI: https://doi.org/10.1007/s10531-019-01720-z.

MATRICARDI, E. A. T.; SKOLE, D. L.; COSTA, O. B.; PEDLOWSKI, M. A.; SAMEK, J. H.; MIGUEL, E. P. Long-term forest degradation surpasses deforestation in the Brazilian Amazon. *Science*, v. 369, p. 1378-1382, 2020. DOI: https://doi.org/10.1126/science.abb3021.

MCLAUCHLAN, K. K.; HIGUERA, P. E.; MIESEL, J.; ROGERS, B. M.; SCHWEITZER, J.; SHUMAN, J. K.; TEPLEY, A. J.; VARNER, J. M.; VEBLEN, T. T.; ADALSTEINSSON, S. A.; BALCH, J. K.; BAKER, P.; BATLLORI, E.; BIGIO, E.; BRANDO, P.; CATTAU, M.; CHIPMAN, M. L.; COEN, J.; CRANDALL, R.; DANIELS, L.; ENRIGHT, N.; GROSS, W. S.; HARVEY, B. J.; HATTEN, J. A.; HERMANN, S.; HEWITT, R. E.; KOBZIAR, L. N.; LANDESMANN, J. B.; LORANTY, M. M.; MAEZUMI, S. Y.; MEARNS, L.; MORITZ, M.; MYERS, J. A.; PAUSAS, J. G.; PELLEGRINI, A. F. A.; PLATT, W. J.; ROOZEBOOM, J.; SAFFORD, H.; SANTOS, F.; SCHELLER, R. M.; SHERRIFF, R. L.; SMITH, K. G.; SMITH, M. D.; WATTS, A. C. Fire as a fundamental ecological process: research advances and frontiers. *Journal of Ecology*, v. 108, p. 2047-2069, 2020. DOI: https://doi.org/10.1111/1365-2745.13403.

MORAIS, R. F.; SILVA, E. C. S.; METELO, M. R. L.; MORAIS, F. F. Composição florística e estrutura da comunidade vegetal em diferentes fitofisionomias do Pantanal de Poconé, Mato Grosso. *Rodriguésia*, v. 64, p. 775-790, 2013. DOI: https://doi.org/10.1590/S2175-78602013000400008.

NOBRE, C. A.; SAMPAIO, G.; BORMA, L. S.; CASTILLA-RUBIO, J. C.; SILVA, J. S.; CARDOSO, M. Land-use and climate change risks in the Amazon and the need of a novel sustainable development paradigm. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, v. 113, p. 10759-10768, 2016. DOI: https://doi.org/10.1073/pnas.1605516113.

NOGUEIRA, D. S.; MARIMON, B. S.; MARIMON-JUNIOR, B. H.; OLIVEIRA, E. A.; MORANDI, P.; REIS, S. M.; ELIAS, F.; NEVES, E. C.; FELDPAUSCH, T. R.; LLOYD, J.; PHILLIPS, O. L. Impacts of fire on forest biomass dynamics at the southern Amazon edge. *Environmental Conservation*, v. 46, p. 285-292, 2019. DOI: https://doi.org/10.1017/S0376892919000110.

OKSANEN, J.; KINDT, R.; O'HARA, B. *vegan: Community Ecology Package*. [S.l.], 2022. Disponível em: https://CRAN.R-project.org/package=vegan. Acesso em: 6 mar. 2025.

PEREIRA, M. B. et al. Post-fire changes in tree diversity, composition and carbon in seasonal forests in the Southern Amazonia. *Forest Ecology and Management*, v. 578, p. 122447, 2025. DOI: https://doi.org/10.1016/j.foreco.2024.122447.

PERIPATO, V. et al. More than 10,000 pre-Columbian earthworks are still hidden throughout Amazonia. *Science*, v. 382, p. 103-109, 2023. DOI: https://doi.org/10.1126/science.ade2541.

POTT, A.; POTT, V. J. *Plantas do Pantanal*. Brasília: Embrapa, 1994.

PRESTES, N. C. C. D. S.; MASSI, K. G.; SILVA, E. A.; NOGUEIRA, D. S.; OLIVEIRA, E. A.; FREITAG, R.; MARIMON, B. S.; MARIMON-JUNIOR, B. H.; KELLER, M.; FELDPAUSCH, T. R. Fire effects on understory forest regeneration in Southern Amazonia. *Frontiers in Forests and Global Change*, v. 3, p. 10, 2020. DOI: https://doi.org/10.3389/ffgc.2020.00010.

QGIS DEVELOPMENT TEAM. *QGIS Geographic Information System*. [S.l.]: Open Source Geospatial Foundation Project, 2022. Disponível em: http://qgis.osgeo.org. Acesso em: 6 mar. 2025.

R CORE TEAM. *R: A language and environment for statistical computing*. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2024. Disponível em: https://www.r-project.org/. Acesso em: 6 mar. 2025.

RANGEL PINAGÉ, E.; KELLER, M.; PECK, C. P.; LONGO, M.; DUFFY, P.; CSILLIK, O. Effects of forest degradation classification on the uncertainty of aboveground carbon estimates in the Amazon. *Carbon Balance and Management*, v. 18, p. 2-16, 2023. DOI: https://doi.org/10.1186/s13021-023-00221-5.

RATTER, J. A.; RICHARDS, P. W.; ARGENT, G.; GIFFORD, D. R.; CLAPHAM, A. R. Observations on the vegetation of northeastern Mato Grosso: I. The woody vegetation types of the Xavantina-Cachimbo Expedition Area. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, v. 266, p. 449-492, 1973. DOI: https://doi.org/10.1098/rstb.1973.0053.

REIS, L. B. D. S.; MIRANDA, S. D. C. D.; MACHIDA, W. S.; GONÇALVES, L. D. A.; DE-CARVALHO, P. S. Aspectos ecológicos, funcionais e anatômicos de três espécies

lenhosas de cerradão. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v. 16, p. 968-985, 2023. DOI: https://doi.org/10.26848/rbgf.v16.2.p968-985.

REIS, S. M.; LENZA, E.; MARIMON, B. S.; GOMES, L.; FORSTHOFER, M.; MORANDI, P. S.; MARIMON-JUNIOR, B. H.; FELDPAUSCH, T. R.; ELIAS, F. Post-fire dynamics of the woody vegetation of a savanna forest (cerradão) in the Cerrado-Amazon transition zone. *Acta Botanica Brasilica*, v. 29, p. 408-416, 2015. DOI: https://doi.org/10.1590/0102-33062015abb0009.

REIS, S. M.; MARIMON, B. S.; ESQUIVEL-MUELBERT, A.; MARIMON, B. H.; MORANDI, P. S.; ELIAS, F.; OLIVEIRA, E. A.; GALBRAITH, D.; FELDPAUSCH, T. R.; MENOR, I. O.; MALHI, Y.; PHILLIPS, O. L. Climate and crown damage drive tree mortality in southern Amazonian edge forests. *Journal of Ecology*, v. 110, p. 876-888, 2022. DOI: https://doi.org/10.1111/1365-2745.13849.

RÉJOU-MÉCHAIN, M.; TANGUY, A.; PIPONIOT, C.; CHAVE, J.; HÉRAULT, B. biomass: an R package for estimating above-ground biomass and its uncertainty in tropical forests. *Methods in Ecology and Evolution*, v. 8, p. 1163-1167, 2017. DOI: https://doi.org/10.1111/2041-210X.12753.

ROBERTS, D. W.; ROBERTS, M. D. W. *labdsv: ordination and multivariate analysis for ecology*. [S.l.], 2016. Disponível em: https://cran.r-project.org/web/packages/labdsv/index.html. Acesso em: 6 mar. 2025.

ROCHA, W.; METCALFE, D. B.; DOUGHTY, C. E.; BRANDO, P.; SILVÉRIO, D.; HALLADAY, K.; NEPSTAD, D. C.; BALCH, J. K.; MALHI, Y. Ecosystem productivity and carbon cycling in intact and annually burnt forest at the dry southern limit of the Amazon rainforest (Mato Grosso, Brazil). *Plant Ecology & Diversity*, v. 7, p. 25-40, 2014. DOI: https://doi.org/10.1080/17550874.2013.798368.

SILVA, A. P. G.; MEWS, H. A.; MARIMON-JUNIOR, B. H.; OLIVEIRA, E. A.; MORANDI, P. S.; OLIVERAS, I.; MARIMON, B. S. Recurrent wildfires drive rapid taxonomic homogenization of seasonally flooded Neotropical forests. *Environmental Conservation*, v. 45, p. 378-386, 2018. DOI: https://doi.org/10.1017/S0376892918000127.

SILVA, C. V. J.; ARAGÃO, L. E. O. C.; YOUNG, P. J.; ESPÍRITO-SANTO, F.; BERENGUER, E.; ANDERSON, L. O.; BRASIL, I.; PONTES-LOPES, A.; FERREIRA, J.; WITHEY, K.; FRANÇA, F.; GRAÇA, P. M. L. A.; KIRSTEN, L.; XAUD, H.; SALIMON,

C.; SCARANELLO, M. A.; CASTRO, B.; SEIXAS, M.; FARIAS, R.; BARLOW, J. Estimating the multi-decadal carbon deficit of burned Amazonian forests. *Environmental Research Letters*, v. 15, p. 114023, 2020. DOI: https://doi.org/10.1088/1748-9326/abb62c.

SILVA, R. M.; LOPES, A. G.; SANTOS, C. A. G. Deforestation and fires in the Brazilian Amazon from 2001 to 2020: impacts on rainfall variability and land surface temperature. *Journal of Environmental Management*, v. 326, p. 116664, 2023. DOI: https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116664.

SILVÉRIO, D. V.; BRANDO, P. M.; BUSTAMANTE, M. M. C.; PUTZ, F. E.; MARRA, D. M.; LEVICK, S. R.; TRUMBORE, S. E. Fire, fragmentation, and windstorms: a recipe for tropical forest degradation. *Journal of Ecology*, v. 107, p. 656-667, 2019. DOI: https://doi.org/10.1111/1365-2745.13076.

TABARELLI, M.; PERES, C. A.; MELO, F. P. L. The 'few winners and many losers' paradigm revisited: emerging prospects for tropical forest biodiversity. *Biological Conservation*, v. 155, p. 136-140, 2012. DOI: https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.06.020.

TAVARES, P. A.; FERREIRA, J.; SILVA, C. V. J.; BERENGUER, E.; BARLOW, J. Exploring the role of deforestation and cropland expansion in driving a fire-transition in the Brazilian Amazon. *Land*, v. 11, p. 2274, 2022. DOI: https://doi.org/10.3390/land11122274.

VALENTE, F.; LAURINI, M. A spatio-temporal analysis of fire occurrence patterns in the Brazilian Amazon. *Scientific Reports*, v. 13, [s. p.], 2023. DOI: https://doi.org/10.1038/s41598-023-39875-z.

WATLING, J.; SCHMIDT, M.; HECKENBERGER, M.; LIMA, H.; MORAES, B.; WAURA, K.; KUIKURO, H.; KUIKURO, T. W.; KUIKURO, U.; KUIKURO, A. Assessing charcoal and phytolith signals for pre-Columbian land-use based on modern indigenous activity areas in the Upper Xingu, Amazonia. *The Holocene*, v. 33, p. 1176-1185, 2023. DOI: https://doi.org/10.1177/09596836231183066.

WITHEY, K.; BERENGUER, E.; PALMEIRA, A. F.; ESPÍRITO-SANTO, F. D. B.; LENNOX, G. D.; SILVA, C. V. J.; ARAGÃO, L. E. O. C.; FERREIRA, J.; FRANÇA, F.; MALHI, Y.; ROSSI, L. C.; BARLOW, J. Quantifying immediate carbon emissions from El Niño-mediated wildfires in humid tropical forests. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, v. 373, p. 20170312, 2018. DOI: https://doi.org/10.1098/rstb.2017.0312.

ZANNE, A. E.; LOPEZ-GONZALEZ, G.; COOMES, D. A.; ILIC, J.; JANSEN, S.; LEWIS, S. L.; MILLER, R. B.; SWENSON, N. G.; WIEMANN, M. C.; CHAVE, J. *Data from: Towards a worldwide wood economics spectrum*. Dryad, 2009. DOI: https://doi.org/10.5061/dryad.234.

ZAR, J. H. *Biostatistical analysis*. 5. ed. Upper Saddle River: Prentice Hall, 2010.

CAPÍTULO 2

4. INFLUÊNCIA DAS QUEIMADAS SOBRE O EFLUXO DE CO_2 E ESTOQUES DE CARBONO E NITROGÊNIO DO SOLO EM FLORESTAS DO SUL DA AMAZÔNIA

RESUMO

As queimadas no sul da Amazônia constituem importante vetor de degradação florestal, afetando atributos edáficos e a dinâmica do carbono. Apesar de os impactos do fogo sobre a estrutura da vegetação serem amplamente documentados, informações são limitadas sobre seus efeitos no efluxo de CO_2 do solo sob diferentes frequências de queima e estágios de regeneração. Este estudo teve como objetivos: (i) quantificar a dinâmica temporal do efluxo de C–CO_2 do solo, bem como da temperatura e da umidade do solo; (ii) examinar as relações entre variáveis edáficas e estoques de carbono e nitrogênio do solo. Foram realizadas medições mensais do efluxo de C–CO_2 durante dois anos em seis parcelas de florestas em diferentes estágios de regeneração pós-fogo e em três parcelas de florestas não queimadas. O histórico de queima foi reconstruído com base em séries temporais do índice Normalized Burn Ratio (NBR), validadas em campo. O efluxo de C–CO_2 variou entre 16,08 e 695,18 mg m^{-2} h^{-1}, com maiores valores no período chuvoso. Houve diferenças significativas no efluxo de CO_2 entre as áreas com queimadas recorrentes, tanto no acumulado anual quanto na análise sazonal. Essas áreas também apresentaram maior variação na temperatura e na umidade do solo e menores estoques de carbono e nitrogênio. Os resultados indicam que a recorrência do fogo altera atributos edáficos e modula a dinâmica sazonal do efluxo de CO_2, com implicações para o balanço regional de carbono.

Palavras-chave: carbono do solo, efluxo de C–CO_2; incêndios florestais; nitrogênio do solo; regeneração pós-fogo.

ABSTRACT

Wildfires in southern Amazonia represent a major driver of forest degradation, affecting soil properties and carbon dynamics. Although the impacts of fire on forest structure are well documented, less is known about its effects on soil CO_2 efflux under different fire frequencies and post-fire regeneration stages. This study aimed to: (i) quantify the temporal dynamics of soil C–CO_2 efflux, soil temperature, and soil moisture; (ii) examine the relationships among soil temperature, soil moisture, soil carbon and nitrogen stocks, and C–CO_2 emissions. Monthly measurements of soil C–CO_2 efflux were conducted over two years in six forest plots at different post-fire regeneration stages and in three unburned forest plots. Fire history was reconstructed using time series of the Normalized Burn Ratio (NBR), validated by field observations. Soil C–CO_2 efflux ranged from 16.08 to 695.18 mg m^{-2} h^{-1}, with higher values recorded during the rainy season across all forest types. Significant differences in CO_2 efflux were observed among areas subjected to recurrent fires, both in the annual cumulative flux and in the seasonal analysis. These areas also exhibited greater variability in soil temperature and moisture and lower soil carbon and nitrogen stocks compared to long-unburned forests. Our findings indicate that recurrent fires alter soil properties and modulate the seasonal dynamics of soil CO_2 efflux, with potential implications for regional carbon balance in southern Amazonian forests.

Keywords: wildfires; soil CO_2 efflux; soil carbon; soil nitrogen; post-fire regeneration.

.

4.1. INTRODUÇÃO

A Amazônia abriga a maior biodiversidade do planeta e desempenha um papel central na regulação do clima global e regional, atuando como um dos maiores reservatórios de carbono terrestre devido à elevada capacidade de armazenamento de biomassa em seus ecossistemas florestais (Gatti et al., 2021; Valente & Laurini, 2023). Além da biomassa acima do solo, os solos amazônicos constituem um componente fundamental do ciclo biogeoquímico do carbono, funcionando simultaneamente como reservatórios e fontes de carbono para a atmosfera por meio do efluxo de dióxido de carbono (CO_2). No entanto, nas últimas décadas, a estabilidade desses processos tem sido crescentemente comprometida pela intensificação de distúrbios antrópicos, especialmente pela expansão agropecuária, pelas mudanças climáticas e pelo aumento da ocorrência de incêndios florestais (Rossi et al., 2023). Esses fatores têm contribuído para alterar o balanço regional de carbono, especialmente no sul da Amazônia, onde a interação entre desmatamento, fragmentação florestal e queimadas recorrentes tem ampliado a vulnerabilidade dos ecossistemas florestais.

Entre os principais vetores de degradação da floresta amazônica, os incêndios florestais destacam-se por provocar alterações profundas tanto na estrutura da vegetação quanto nas propriedades físicas, químicas e biológicas do solo (Rangel Pinagé et al., 2023; Pereira et al., 2025; Zhang et al., 2021; Agbeshie et al., 2022; Darenova et al., 2024) No sul da Amazônia, onde a transição entre floresta e savana favorece maior inflamabilidade da paisagem, o fogo tem se tornado um distúrbio cada vez mais frequente, intensificado pela fragmentação florestal, pelas mudanças microclimáticas e pelas alterações no regime climático regional (Gatti et al., 2021; Reis et al., 2022; Vedovato et al., 2023). A ocorrência de incêndios modifica a estrutura do dossel, reduz a biomassa aérea e altera a deposição de serapilheira, influenciando diretamente processos ecológicos fundamentais do solo, como a decomposição da matéria orgânica e a atividade microbiana. Como consequência, ocorrem mudanças nos regimes de temperatura e umidade do solo, fatores que exercem forte controle sobre o efluxo de CO_2 para a atmosfera (Crespo et al., 2023; Silveiro et al., 2024; Naval et al., 2025).

Embora seja amplamente reconhecido que os incêndios afetam a dinâmica do carbono do solo, as respostas do efluxo de CO_2 apresentam elevada variabilidade entre diferentes biomas e ecossistemas florestais. Estudos realizados em florestas boreais

demonstraram que incêndios de alta severidade podem reduzir o efluxo de CO_2 do solo em até 74%, enquanto incêndios de menor intensidade podem resultar em reduções de aproximadamente 37% (Kalenskaya et al., 2024). Em florestas tropicais da Amazônia meridional, múltiplos eventos de queimadas foram associados à redução de até 18,7% no efluxo de CO_2 do solo (Rocha et al., 2025). Essas respostas são frequentemente atribuídas à mortalidade de árvores, à abertura do dossel e à perda da serapilheira, fatores que alteram a atividade microbiana e reduzem a respiração heterotrófica no curto prazo após o fogo (Hu et al., 2021). Por outro lado, estudos de longo prazo indicam que florestas submetidas a distúrbios por fogo podem apresentar aumento das emissões de CO_2 após mais de uma década de regeneração, em função da reestruturação da vegetação e da retomada da atividade biológica do solo (Halim et al., 2024).

O efluxo de dióxido de carbono (CO_2) do solo constitui um dos principais componentes do ciclo global do carbono e resulta da combinação entre respiração autotrófica, associada às raízes das plantas, e respiração heterotrófica, proveniente da atividade metabólica de microrganismos decompositores da matéria orgânica (Hu et al., 2021). A interação entre esses processos biológicos torna complexa a estimativa da contribuição relativa de cada componente para o total de carbono emitido (Juhász et al., 2022). Ainda assim, diversos estudos têm demonstrado que variações nas condições ambientais, especialmente temperatura e umidade do solo, exercem forte influência sobre a magnitude do efluxo de CO_2.

Essas reduções iniciais estão frequentemente associadas à mortalidade arbórea, à perda de biomassa vegetal e à queima da serapilheira, processos que alteram a disponibilidade de substratos orgânicos e reduzem temporariamente a atividade microbiana do solo (Hu et al., 2021). Por outro lado, estudos recentes também indicam que florestas submetidas a distúrbios por queimadas podem apresentar aumento nas emissões de CO_2 após períodos mais longos de regeneração, superiores a 12 anos (Halim et al., 2024), sugerindo que a dinâmica do carbono no solo pode variar conforme o estágio sucessional pós-distúrbio.

Além do histórico de fogo, fatores ambientais como temperatura e umidade do solo exercem papel determinante na regulação do efluxo de CO_2 (Juhásh et al., 2022; Rocha et al., 2025). Em geral, o aumento da temperatura do solo tende a intensificar as taxas de respiração microbiana e radicular, resultando em maiores emissões de CO_2 (Akande et al., 2023; Darenova et al., 2024; Wood et al., 2025). Entretanto, em florestas submetidas a

queimadas, essa relação pode apresentar padrões distintos. Em florestas de pinheiro-silvestre não perturbadas, por exemplo, verificou-se aumento do efluxo de CO_2 com a elevação da temperatura do solo; já em áreas queimadas, os autores observaram redução nas taxas de efluxo com o aumento da temperatura (Kalenskaya et al., 2024). Em relação à umidade do solo, diversos estudos também identificaram correlação positiva com o efluxo de CO_2, uma vez que níveis adequados de água no solo favorecem a atividade metabólica de microrganismos decompositores (Pinto Júnior et al., 2009; Silva et al., 2016).

O solo pós-incêndio também passa por modificações significativas em suas propriedades químicas e biológicas. O fogo pode alterar a composição e a diversidade das comunidades microbianas, especialmente de bactérias e fungos responsáveis pelos processos de decomposição da matéria orgânica (Zhang et al., 2021; Baldria et al., 2023). Além disso, a combustão da serapilheira e da matéria orgânica superficial pode reduzir os estoques de carbono e nitrogênio do solo, comprometendo sua fertilidade e influenciando a recuperação funcional dos ecossistemas florestais (Li et al., 2021; Naval et al., 2025). Em muitos casos, a regeneração desses estoques pode demandar vários anos ou décadas, dependendo da intensidade do distúrbio e das condições ambientais locais.

Embora os efeitos deletérios do fogo sobre a Amazônia, especialmente na sua porção meridional, sejam amplamente reconhecidos, ainda existem lacunas importantes no entendimento dos impactos dos incêndios florestais sobre o efluxo sazonal e a emissão anual de $C–CO_2$ do solo. Em particular, permanecem pouco compreendidos os efeitos da recorrência de queimadas sobre a dinâmica temporal dessas emissões e sobre a capacidade de recuperação funcional das florestas ao longo do tempo. Também são escassos os estudos que integram a avaliação do efluxo de CO_2 com variáveis edáficas e estoques de carbono e nitrogênio do solo em florestas sazonais do sul da Amazônia.

Os resultados apresentados por Pereira et al., 2025 demonstraram que o aumento da frequência de incêndios altera significativamente a composição florística, a densidade arbórea e os estoques de carbono acima do solo em florestas sazonais do sul da Amazônia. Essas mudanças estruturais indicam que o fogo atua como um importante agente de degradação florestal na região. No entanto, os efeitos desses distúrbios não se restringem à vegetação. Alterações na estrutura da floresta e na deposição de serapilheira podem modificar profundamente os processos biogeoquímicos do solo, incluindo a dinâmica do carbono e as emissões de CO_2. Nesse contexto, compreender como diferentes históricos de

queimadas influenciam o efluxo de carbono do solo torna-se fundamental para avaliar as consequências ecológicas e climáticas da degradação florestal na Amazônia meridional.

Diante desse contexto, investigamos áreas florestais submetidas a diferentes históricos de fogo no sul da Amazônia, comparando florestas queimadas em distintos estágios de regeneração pós-distúrbio com áreas de floresta preservada. O estudo teve como objetivos: (i) quantificar a dinâmica temporal do efluxo de C–CO_2 do solo, bem como da temperatura e da umidade edáfica, avaliando suas variações temporais e padrões sazonais; (ii) determinar como o tempo decorrido após o fogo influencia as emissões anuais de C–CO_2 do solo; e (iii) examinar as relações entre temperatura do solo, umidade do solo, estoques de carbono e nitrogênio e as emissões de C–CO_2. Neste estudo avaliamos os impactos das queimadas sobre as taxas de efluxo de C–CO_2 do solo em florestas sazonais do sul da Amazônia. Foram mensurados o efluxo de C–CO_2 em florestas não queimadas, florestas queimadas recentemente, florestas em estágios intermediários de regeneração, florestas queimadas há mais tempo e florestas submetidas a queimadas recorrentes. As hipóteses testadas foram: (i) florestas submetidas ao fogo apresentam menores taxas anuais de efluxo de C–CO_2 do solo em comparação com florestas não queimadas; (ii) o efluxo de C–CO_2 do solo é maior durante a estação chuvosa e apresenta relação positiva com a temperatura, a umidade do solo e os estoques de carbono e nitrogênio do solo.

4.2. MATERIAIS E MÉTODOS

4.2.1 Área de estudo

Este estudo foi conduzido em nove parcelas de florestas estacionais localizadas na região nordeste do estado de Mato Grosso, distribuídas em propriedades privadas nos municípios de Confresa e São José do Xingu. Essas áreas situam-se na Zona de Transição (ZOT) entre os biomas Amazônia e Cerrado (Figura 7), uma região caracterizada por um mosaico de espécies arbóreas típicas de ambos os biomas. Os solos predominantes na região são Latossolos Amarelos e Latossolos Vermelho-Amarelos, geralmente distróficos e de textura arenosa (Marimon et al., 2006). Os principais usos da terra no entorno das áreas estudadas são a pecuária extensiva e a agricultura mecanizada (TerraClass, 2014). O clima

da região é classificado como tropical úmido, com precipitação anual variando entre 1.770 e 2.200 mm e temperatura média anual entre 24 e 26 °C (Ferreira, 1997; Alvares et al., 2013).

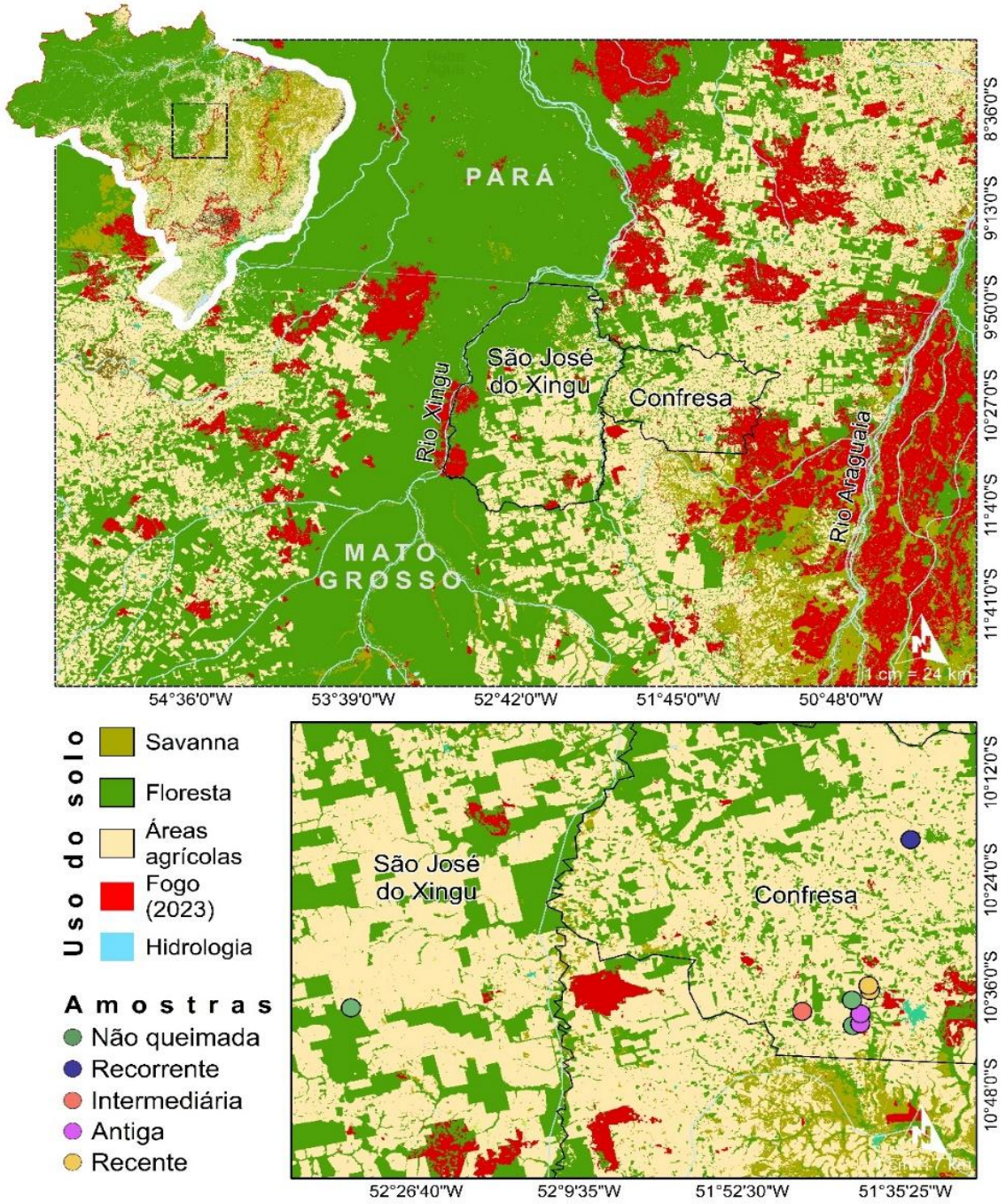


Figura 7 - Localização geográfica das áreas de estudo na Zona de Transição Amazônia–Cerrado.

Descrição: mapa de uso e cobertura da terra no entorno das parcelas avaliadas nos municípios de Confresa e São José do Xingu, Mato Grosso, Brasil.

Fonte: Elaborado pelo autor com dados da pesquisa

4.2.2 Desenho experimental

As áreas queimadas foram identificadas com base em informações derivadas de sensoriamento remoto, complementadas por observações de campo. Para cada parcela foram construídas séries temporais do índice *Normalized Burn Ratio* (NBR**)** desde 1985 até o período atual, utilizando dados de reflectância espectral obtidos pelos sensores embarcados nos satélites *Landsat 5 (Thematic Mapper), Landsat 7 (Enhanced Thematic Mapper Plus), Landsat 8 e Landsat 9 (Operational Land Imager)*, todos com resolução espacial de 30 m. Os produtos de reflectância espectral ortorretificados, com correção atmosférica e harmonização entre sensores, foram obtidos e processados na plataforma *Google Earth Engine*. Para reduzir interferências atmosféricas e minimizar a contaminação por nuvens, foram utilizadas apenas imagens correspondentes ao período seco (abril a novembro). Além disso, somente pixels classificados como livres de nuvens e sombras pelo sistema de controle de qualidade do Landsat (QA_Pixel = 1) foram considerados nas análises. O índice *Normalized Burn Ratio* (NBR) é amplamente utilizado para a detecção de áreas queimadas a partir de imagens de satélite. O índice baseia-se na diferença entre a reflectância no infravermelho próximo (IVP) e no infravermelho de ondas curtas (IVOC), sendo calculado pela seguinte equação:

$$NBR = (IVP – IVOC) / (IVP + IVOC)$$

A vegetação afetada pelo fogo tende a apresentar redução na reflectância no infravermelho próximo devido à diminuição da atividade fotossintética, enquanto a reflectância no infravermelho de ondas curtas aumenta significativamente em áreas queimadas. Dessa forma, valores baixos ou negativos de NBR indicam maior probabilidade de ocorrência de incêndios florestais (Figura 8).

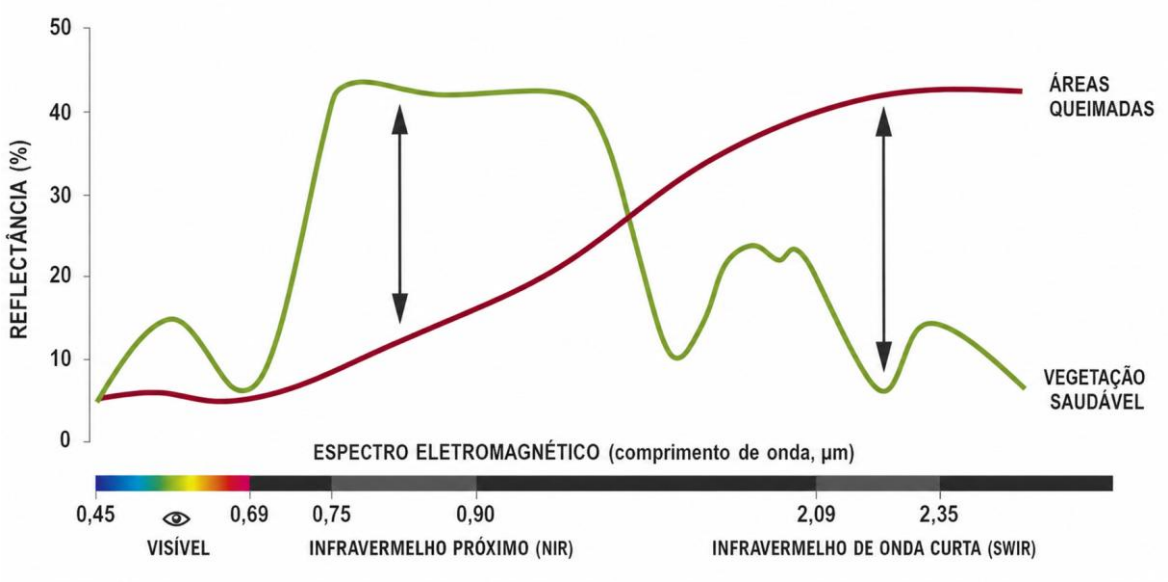


Figura 8 - Alterações espectrais da vegetação afetada pelo fogo.

Descrição: redução da reflectância no infravermelho próximo (IVP) e aumento da reflectância no infravermelho de ondas curtas (IVOC), utilizados para identificação de áreas queimadas por meio do índice Normalized Burn Ratio (NBR).

Fonte: Elaborado pelo autor com dados da pesquisa.

Como o NBR não constitui uma medida absoluta de ocorrência de incêndios podendo sofrer interferência de condições atmosféricas ou estresse da vegetação foi necessária a calibração do índice para a correta detecção de áreas queimadas. A calibração do NBR foi realizada utilizando dados das áreas experimentais da Fazenda Tanguro, onde foram conduzidos experimentos controlados de queimadas entre 2004 e 2010 (Brando et al., 2014). As séries temporais das parcelas submetidas a queimadas anuais, trianuais e parcelas controle foram analisadas com base em estatísticas anuais do NBR (média, mediana, máximo e mínimo).

O limiar de detecção que apresentou melhor desempenho foi obtido por meio da pontuação z da variação do NBR em relação à data anterior, calculada pela seguinte equação:

$$z=((NBRi-NBRi-1)-NBR)/\sigma NBR$$

Onde NBR_i representa o valor do índice na data atual, NBR_{i-1} o valor da data imediatamente anterior, $N\bar{B}R$ a média da série temporal e σ_{NBR} o desvio padrão.

A utilização da diferença entre datas consecutivas enfatiza mudanças abruptas na série temporal, reduzindo ruídos inerentes à aquisição de imagens de sensoriamento remoto. A análise das séries temporais extraídas no Google Earth Engine foi realizada no ambiente estatístico R.

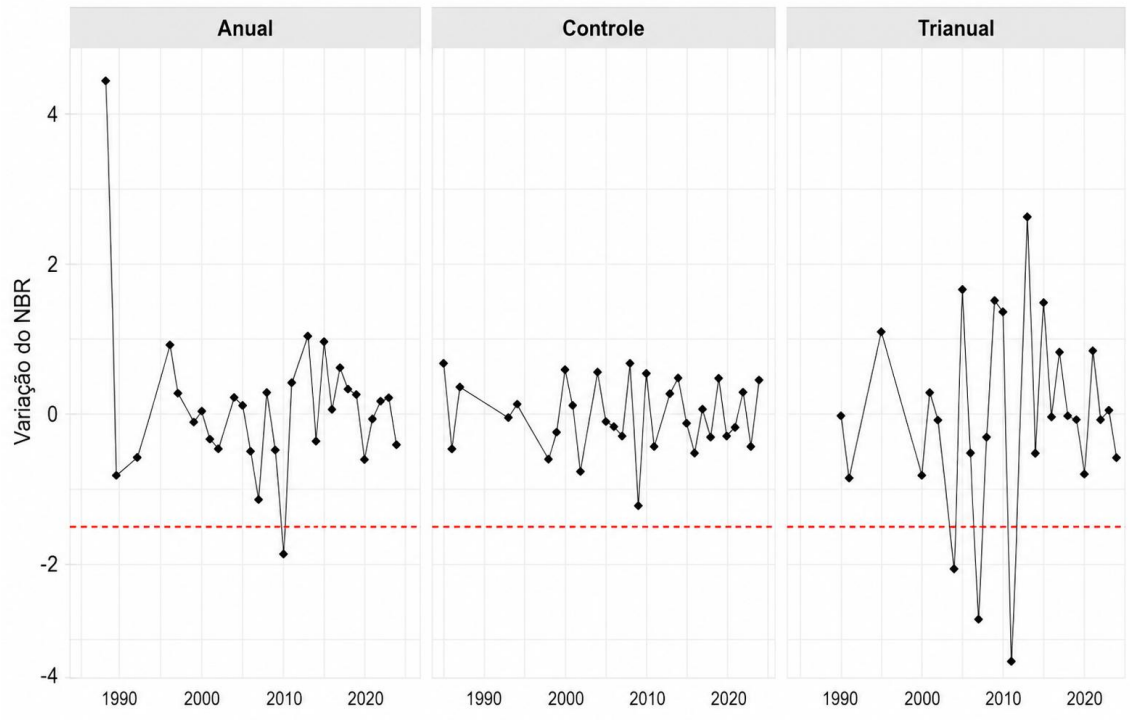


Figura 9 - Calibração do índice Normalized Burn Ratio (NBR) nas áreas experimentais da Fazenda Tanguro.

Descrição: Estatísticas descritivas do NBR (média, mediana, valores máximos e mínimos) obtidas em parcelas submetidas a regimes experimentais de queimada anual, trianual e área controle entre 2004 e 2010, utilizadas para definição do limiar de detecção de áreas queimadas nas séries temporais analisadas.

Fonte: Elaborado pelo autor com dados da pesquisa.

Apesar da eficácia do método para detectar queimadas de maior intensidade, observou-se limitação na identificação de queimadas anuais de baixa intensidade, que foram detectadas apenas no final da série temporal. Essa limitação do sensoriamento remoto óptico é amplamente reconhecida na literatura (Silva et al., 2021). Por essa razão, informações obtidas em campo também foram utilizadas na classificação final das áreas queimadas.

As parcelas foram então classificadas com base na combinação das séries temporais de NBR e das observações de campo. As florestas foram agrupadas em cinco categorias conforme o histórico de ocorrência de fogo:

- Queima recente: queimadas ocorridas nos últimos cinco anos
- Queima recorrente: múltiplos eventos de fogo nos últimos 20 anos, incluindo eventos recentes
- Queima intermediária: queimadas ocorridas entre 5 e 20 anos atrás
- Queima antiga: queimadas ocorridas há mais de 20 anos
- Não queimada: ausência de registros de fogo no período analisado

Tabela 5 - Classificação das parcelas florestais de acordo com o histórico de ocorrência de queimadas.

Descrição: agrupamento das florestas conforme o histórico de fogo identificado nas séries temporais do índice Normalized Burn Ratio (NBR) e confirmado por observações de campo. As categorias consideradas foram: Recente (queimada nos últimos 5 anos); Recorrente (múltiplos eventos de fogo nos últimos 20 anos, incluindo ocorrência nos últimos 5 anos); Intermediária (queimada entre 5 e 20 anos atrás); Antiga (queimada há mais de 20 anos); e Não queimada (floresta primária sem registro de fogo no período analisado).

Parcela	Anos NBR	Observação	Agrupamento
P1	–	–	Não queimada
P2	2001	–	Antiga
P3	2001	–	Antiga
P4	–	–	Não queimada
P5	2020	2022	Recente
P6	2001	2022	Recente
P7	2003, 2007, 2011, 2020, 2022	2022	Recorrente
P8	–	–	Não queimada
P9	2014	–	Intermediária

Fonte: Elaborado pelo autor com dados da pesquisa (2025).

4.2.3. Efluxo de CO_2 do solo, temperatura e umidade

O efluxo de CO_2 do solo foi monitorado mensalmente ao longo de dois anos, com as medições iniciadas em 21 de agosto de 2023 e finalizadas em 20 de julho de 2025. As campanhas de amostragem foram realizadas sempre na segunda quinzena de cada mês, de modo a padronizar os intervalos temporais de coleta e reduzir potenciais efeitos associados à variabilidade intra-mensal das condições ambientais.

Em cada parcela foram definidos cinco pontos de amostragem, distribuídos sistematicamente em cinco pontos da área experimental (20 × 130 m), com o objetivo de capturar a variabilidade espacial do fluxo de CO_2 no solo. As parcelas foram estabelecidas a uma distância mínima de 20 m das bordas dos fragmentos florestais, a fim de minimizar possíveis efeitos de borda sobre os processos microclimáticos e biogeoquímicos do solo.

Para a mensuração do efluxo de CO_2 foram utilizadas bases estáticas de câmaras confeccionadas em PVC (10 cm de altura × 10 cm de diâmetro), inseridas aproximadamente 3 cm no solo. As bases foram instaladas com antecedência mínima de um mês antes do início das medições, permanecendo fixas durante todo o período de monitoramento, com o objetivo de reduzir perturbações físicas no solo e permitir a estabilização das condições microambientais.

Durante cada campanha de amostragem, um analisador portátil de CO_2 (EGM-5, modelo AGA560, PP Systems, EUA) foi acoplado à base da câmara por meio de duas mangueiras flexíveis de 5 mm de diâmetro. O equipamento operou em sistema de circuito fechado, promovendo a circulação contínua do ar entre a câmara e o analisador (volume total aproximado de 1,37 L). As concentrações de CO_2 foram registradas continuamente em intervalos de um segundo ao longo de 60 segundos de incubação. O analisador EGM-5 também foi equipado com sensores para medição simultânea da temperatura e da umidade do solo, inseridos a aproximadamente 5 cm de profundidade no solo adjacente à câmara no momento de cada medição. Adicionalmente, a pressão atmosférica e a temperatura do ar foram registradas simultaneamente por meio de um medidor portátil, permitindo a estimativa da quantidade total de CO_2 acumulada na câmara com base na equação dos gases ideais ($pV = nRT$), na qual p representa a pressão absoluta, V o volume da câmara, T a temperatura absoluta, n o número de mols de gás e R a constante universal dos gases.

Os fluxos de C-CO_2 foram estimados a partir da derivada temporal da concentração de CO_2 no interior da câmara, considerando a variação linear da concentração ao longo do período de incubação. Para minimizar possíveis vieses associados à estabilização inicial do sistema, os primeiros 10 segundos de cada medição foram descartados da análise. Posteriormente, os fluxos foram convertidos de unidades temporais de segundos para horas e padronizados pela área da superfície da câmara (78,54 cm^2), sendo expressos em mg C-CO_2 m^{-2} h^{-1}. Os fluxos cumulativos anuais de C-CO_2 foram estimados por meio da integração trapezoidal das séries temporais de fluxo, utilizando interpolação linear entre medições consecutivas realizadas ao longo dos 365 dias do período experimental. Esse procedimento permite estimar o fluxo anual integrado de carbono proveniente da respiração do solo, considerando as variações sazonais associadas às condições ambientais.

4.2.4. Amostragem de solo

A amostragem de solo foi realizada com o objetivo de caracterizar os estoques de carbono e nitrogênio e avaliar possíveis alterações nas propriedades físicas associadas ao histórico de ocorrência de incêndios. Em cada parcela foram definidos três pontos de amostragem distribuídos aleatoriamente, localizados a aproximadamente 3–5 m de distância das bases de PVC utilizadas nas medições de efluxo de C-CO_2 do solo, de modo a evitar interferências diretas das áreas imediatamente adjacentes às câmaras de respiração. As amostras de solo deformadas foram coletadas utilizando um trado holandês, em quatro camadas de profundidade: 0–10, 10–20, 20–30 e 40–50 cm. Essas profundidades foram selecionadas para representar tanto a camada superficial do solo, fortemente influenciada pela deposição de serapilheira e pela atividade biológica, quanto camadas subsuperficiais potencialmente afetadas por alterações nas propriedades físico-químicas decorrentes de eventos de fogo.

Para a determinação da densidade aparente do solo, foram coletadas amostras não deformadas nas mesmas profundidades utilizando anéis volumétricos de aço inoxidável (5 cm de altura × 5 cm de diâmetro). Os anéis foram cuidadosamente inseridos no solo para preservar a estrutura natural do material edáfico. Após a coleta, as amostras foram acondicionadas em recipientes apropriados e transportadas ao laboratório para posterior processamento e determinação das propriedades físicas e químicas do solo.

4.2.5. Análise de dados

Para avaliar a variação anual do efluxo de CO_2 do solo entre as diferentes classes florestais e examinar suas relações com variáveis ambientais, foram utilizados Modelos Lineares Generalizados de Efeitos Mistos (GLMM), assumindo distribuição log-normal dos resíduos, conforme recomendado para dados de fluxo biogeoquímico com distribuição assimétrica (Zuur et al., 2009). Nos modelos, as parcelas foram consideradas como efeito aleatório, a fim de controlar a dependência espacial entre observações realizadas dentro de uma mesma unidade amostral. Como efeitos fixos foram incluídos o histórico de ocorrência de fogo e a sazonalidade climática (períodos seco e chuvoso). Além disso, foram incorporados como variáveis preditoras contínuas a temperatura do solo, a umidade do solo e os estoques de carbono e nitrogênio do solo.

A adequação dos modelos foi avaliada por meio do critério de informação de Akaike (AIC), inspeção gráfica dos resíduos e estimativa dos coeficientes de determinação marginal e condicional (R^2), os quais permitem avaliar a proporção da variância explicada pelos efeitos fixos e pelo conjunto de efeitos fixos e aleatórios, respectivamente. As médias ajustadas foram obtidas a partir dos modelos e posteriormente retransformadas para a escala original das variáveis, sendo apresentadas como médias acompanhadas de intervalos de confiança de 95%.

As variáveis de estoque de carbono e nitrogênio nas profundidades de 0–30 cm e 0–50 cm tiveram seus pressupostos de normalidade e homogeneidade de variâncias verificados pelos testes de Shapiro-Wilk e Levene, respectivamente, sendo ambos atendidos. Dessa forma, as comparações entre os diferentes históricos de queima foram realizadas por meio de Análise de Variância (ANOVA) one-way, seguida pelo teste de comparações múltiplas de Tukey ($p < 0,05$). Para as variáveis de temperatura e umidade do solo, o teste de Shapiro-Wilk indicou violação do pressuposto de normalidade; portanto, optou-se pelo teste não paramétrico de Kruskal-Wallis, seguido de comparações pareadas pelo método de Dunn com correção de Bonferroni ($p < 0,05$). A análise da temperatura foi conduzida considerando tanto os diferentes históricos de queima quanto os períodos sazonais (estação seca e estação chuvosa), ao passo que a variável umidade foi avaliada exclusivamente em função dos distintos históricos de queima. Todas as análises estatísticas e a elaboração dos gráficos foram realizadas no ambiente estatístico R, adotando-se nível de significância de 5%.

4.3. RESULTADOS

O efluxo anual de C-CO_2 do solo apresentou diferença estatisticamente significativa entre os grupos florestais avaliados ao longo do período de estudo, onde as florestas com queimadas recorrentes apresentaram o maior efluxo de C-CO_2 (Figura 10). Ao analisar separadamente os períodos seco (abril a setembro) e chuvoso (outubro a abril), foram observadas diferenças significativas entre os grupos florestais (Figura 11). As florestas com histórico de queimadas recorrentes apresentaram os maiores valores de efluxo de C-CO_2 do solo em ambos os períodos sazonais. As demais florestas não apresentaram diferenças significativas entre si nas duas estações analisadas.

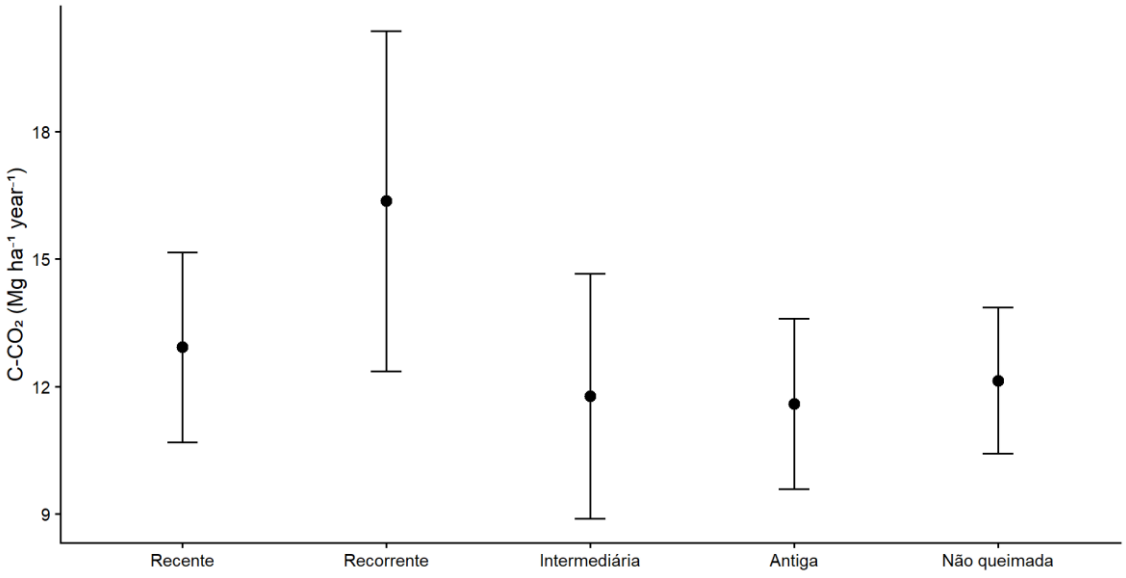


Figura 10 - Emissões anuais de C-CO_2 do solo em florestas com diferentes históricos de ocorrência de fogo no sul da Amazônia.

Descrição: valores anuais de emissão de C-CO_2 do solo (Mg ha^{-1}) registrados nas classes florestais avaliadas: recente (queimada nos últimos 5 anos), recorrente (múltiplos eventos de fogo nos últimos 20 anos, incluindo ocorrência recente), intermediária (queimada entre 5 e 20 anos), antiga (queimada há mais de 20 anos) e não queimada (floresta primária sem registro recente de fogo).

Fonte: Elaborado pelo autor com dados da pesquisa.

Os menores valores de efluxo de C-CO_2 do solo ocorreram durante o período de estiagem, enquanto os maiores valores foram registrados no período chuvoso (Figura 11). Ao longo dos dois anos de monitoramento, o efluxo de C-CO_2 variou entre 16,08 mg m^{-2} h^{-1}, observado no início da estação seca, e 695,18 mg m^{-2} h^{-1}, registrado no início da estação chuvosa. O menor valor foi registrado em florestas com histórico de queimada antiga, enquanto o maior ocorreu em florestas com queimada recente. Considerando o fluxo anual acumulado, o efluxo de C-CO_2 do solo variou entre 6,22 e 18,97 Mg ha^{-1}, ambos registrados em florestas com queimada recente.

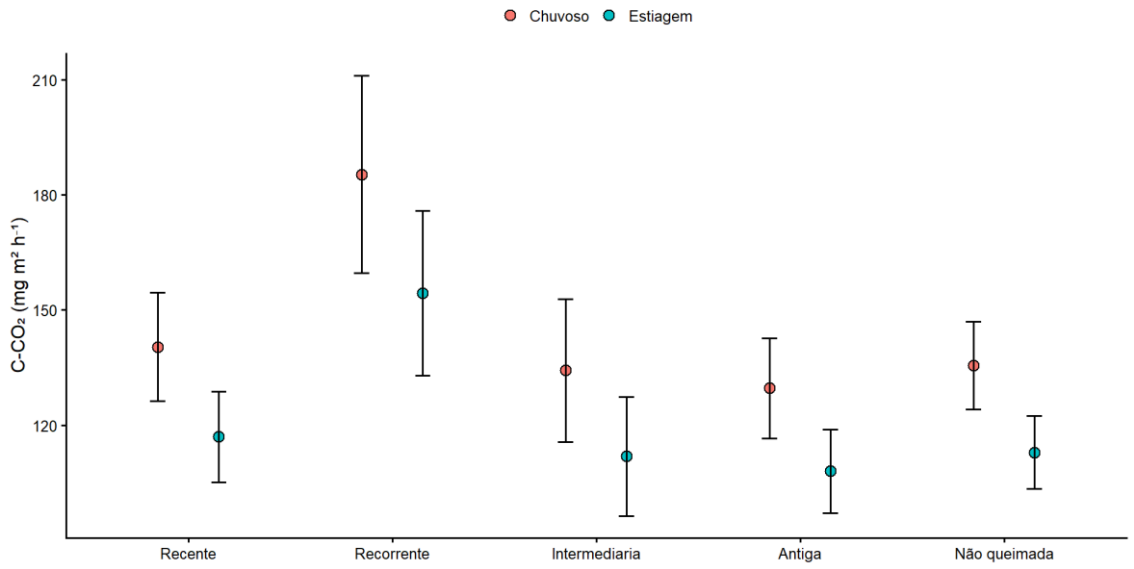


Figura 11 - Efluxo sazonal de C-CO_2 do solo em florestas com diferentes históricos de ocorrência de fogo no sul da Amazônia.

Descrição: variação sazonal do efluxo de C-CO_2 do solo (mg m^{-2} h^{-1}) entre os grupos florestais avaliados. Recente: queimada nos últimos 5 anos; recorrente: múltiplos eventos de fogo nos últimos 20 anos; intermediária: queimada entre 5 e 20 anos; antiga: queimada há mais de 20 anos; não queimada: floresta primária sem registro recente de fogo.

Fonte: Elaborado pelo autor com dados da pesquisa.

A umidade do solo variou entre 0,49% e 47,28%. Os maiores valores foram observados em florestas com queimada recente durante a estação chuvosa, particularmente no mês de fevereiro, enquanto os menores ocorreram em florestas com queimada intermediária ao final da estação seca (novembro) (Figura 12). Durante o período de estiagem (maio a setembro), observou-se diferença estatisticamente significativa entre os

grupos florestais (p = 0,001), com as florestas com queimadas recentes e recorrentes apresentando menores valores de umidade em comparação às demais áreas. Na estação chuvosa (outubro a abril), a umidade do solo também apresentou diferença significativa entre as áreas (p = 0,003), mantendo-se o mesmo padrão observado na estação seca.

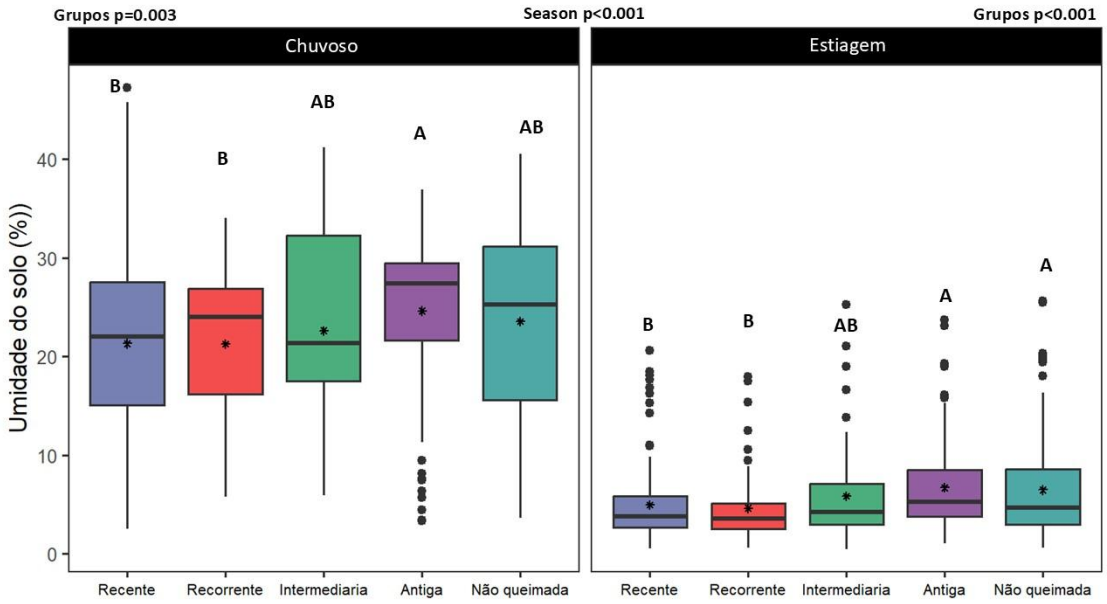


Figura 12 - Comparação da umidade do solo entre florestas com diferentes históricos de ocorrência de fogo.

Descrição: valores médios de umidade do solo (%) entre as classes florestais avaliadas. Letras diferentes indicam diferenças estatisticamente significativas entre os grupos (p < 0,001).

Fonte: Elaborado pelo autor com dados da pesquisa

A temperatura do solo variou entre 19,10 °C e 40,85 °C apresentando diferença estatisticamente significativa entre as áreas avaliadas (p = 0,001). As menores temperaturas

foram registradas nas florestas não queimadas e nas florestas com queimada antiga, enquanto os maiores valores ocorreram em áreas com histórico de queimadas recorrentes (Figura 13).

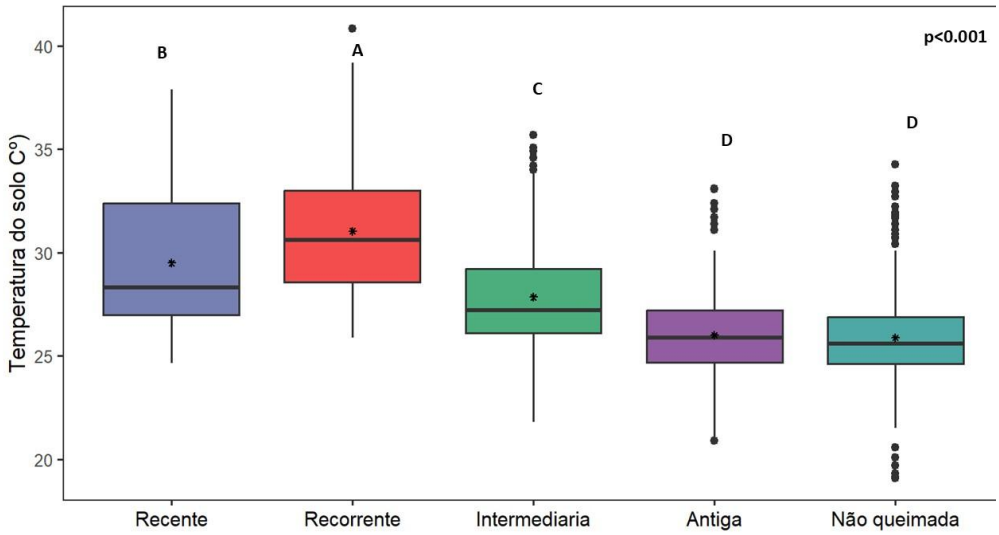


Figura 13 - Comparação da temperatura do solo entre florestas com diferentes históricos de ocorrência de fogo.

Descrição: valores médios de temperatura do solo (°C) entre as classes florestais avaliadas. Letras diferentes indicam diferenças estatisticamente significativas entre os grupos ($p < 0,001$).

Fonte: Elaborado pelo autor com dados da pesquisa.

O estoque total de carbono do solo até 30 cm de profundidade variou entre 26,57 e 75,47 Mg ha^{-1}. Houve diferença estatisticamente significativa entre os grupos florestais nessa profundidade ($p = 0,006$). As florestas não queimadas e as florestas com queimada antiga apresentaram os maiores estoques de carbono total e não diferiram estatisticamente entre si. Entretanto, ambas diferiram significativamente das florestas com queimada recente, que apresentaram aproximadamente 36% menos carbono na camada de 0–30 cm. As florestas com idade intermediária pós-fogo (5–20 anos) e as florestas com queimadas recorrentes não apresentaram diferenças significativas em relação às demais áreas (Figura 14).

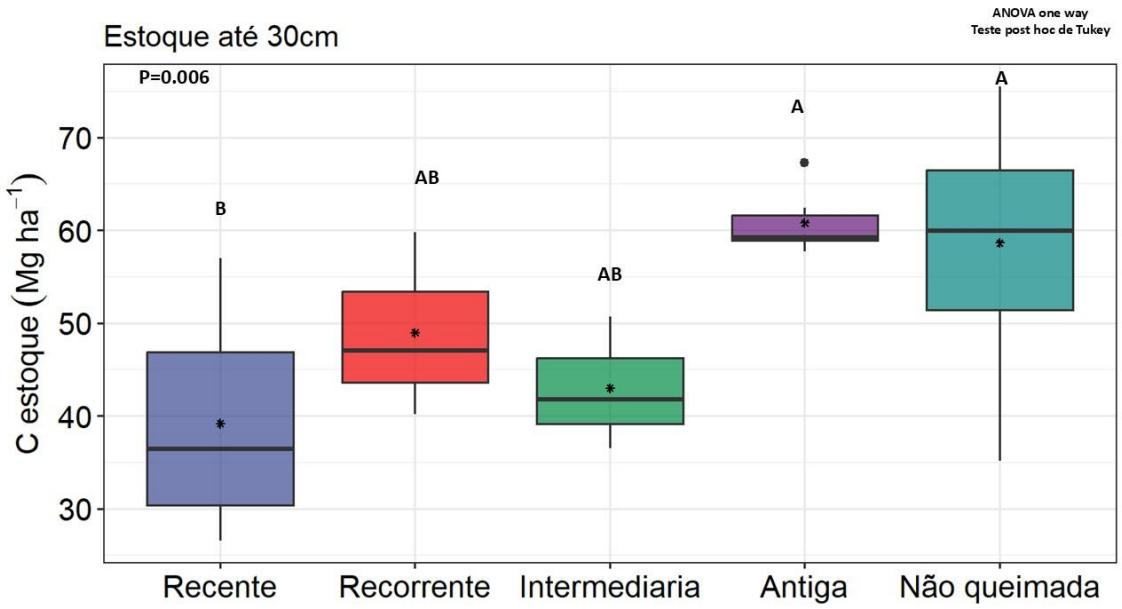


Figura 14 - Comparação do estoque de carbono do solo até 30 cm de profundidade entre florestas com diferentes históricos de ocorrência de fogo.

Descrição: valores de estoque de carbono do solo (Mg ha^{-1}) até 30 cm de profundidade. Letras diferentes indicam diferenças estatisticamente significativas entre os grupos.

Fonte: Elaborado pelo autor com dados da pesquisa.

Considerando a profundidade de 0–50 cm, o estoque total de carbono variou entre 41,17 e 111,76 Mg ha^{-1}. O padrão observado foi semelhante ao registrado na camada superficial, com os maiores estoques ocorrendo nas florestas não queimadas e nas florestas com queimada antiga. Essas áreas apresentaram cerca de 63% mais carbono em comparação às florestas com queimada recente. As florestas com queimadas intermediárias e recorrentes novamente não diferiram significativamente entre si (Figura 15).

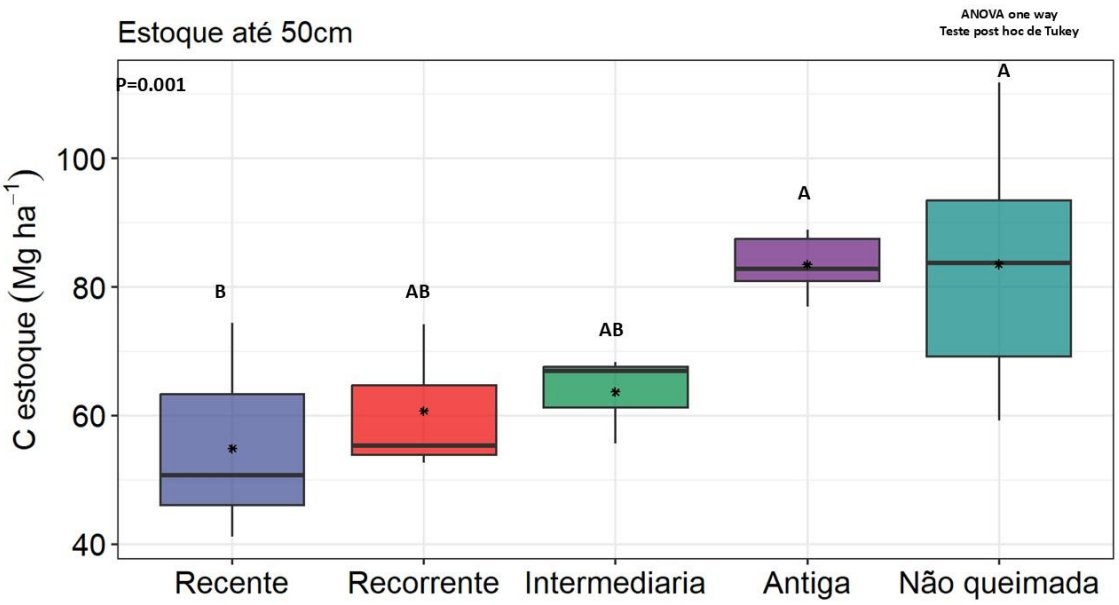


Figura 15 - Comparação do estoque de carbono do solo até 50 cm de profundidade entre florestas com diferentes históricos de ocorrência de fogo.

Descrição: valores de estoque de carbono do solo (Mg ha^{-1}) até 50 cm de profundidade. Letras diferentes indicam diferenças estatisticamente significativas entre os grupos ($p < 0,001$).

Fonte: Elaborado pelo autor com dados da pesquisa.

O estoque total de nitrogênio do solo até 30 cm de profundidade variou entre 2,03 e 5,30 Mg ha^{-1}. Os maiores valores foram observados nas florestas não queimadas e nas florestas com queimada antiga, enquanto os menores ocorreram nas florestas com queimada recente. Considerando a camada de 0–30 cm, as florestas não queimadas apresentaram aproximadamente 38,3% mais nitrogênio do que as florestas recentemente queimadas.

Houve diferença estatisticamente significativa entre as áreas com diferentes históricos de queimas avaliados para essa profundidade ($p = 0,007$). As florestas não queimadas e aquelas com queimada antiga apresentaram os maiores estoques de nitrogênio total e não diferiram estatisticamente entre si, mas diferiram significativamente das áreas com queimada recente. As florestas com idade intermediária pós-fogo (5–20 anos) e aquelas com queimadas recorrentes não apresentaram diferenças estatisticamente significativas em relação às demais áreas.

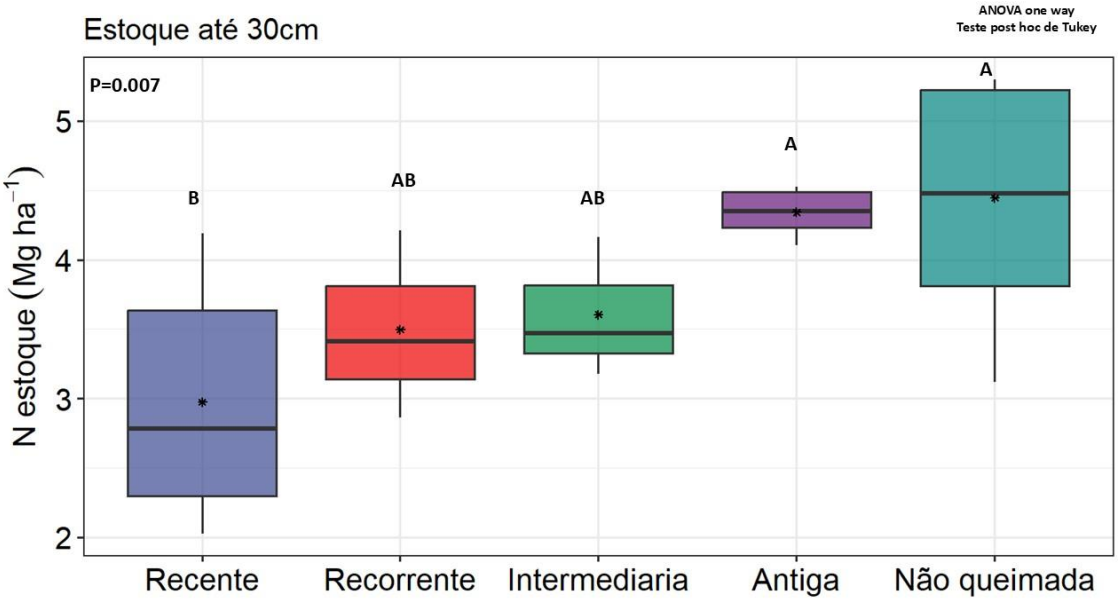


Figura 16 - Comparação do estoque de nitrogênio do solo até 30 cm de profundidade entre florestas com diferentes históricos de ocorrência de fogo.

Descrição: valores de estoque de nitrogênio do solo (Mg ha⁻¹) até 30 cm de profundidade. Letras diferentes indicam diferenças estatisticamente significativas entre os grupos.

Fonte: Elaborado pelo autor com dados da pesquisa.

O estoque total de nitrogênio até 50 cm de profundidade apresentou padrão semelhante ao observado na camada superficial. Os valores variaram entre 3,01 e 8,68 Mg ha⁻¹ entre as florestas avaliadas. Os maiores estoques ocorreram nas florestas não queimadas e nas florestas com queimada antiga, enquanto os menores permaneceram nas florestas com queimada recente. As florestas não queimadas apresentaram aproximadamente 34,67% mais nitrogênio em comparação às florestas recentemente queimadas. As florestas com queimadas intermediárias e recorrentes novamente não diferiram significativamente entre si, mantendo o mesmo padrão observado para os estoques de carbono nas duas profundidades analisadas (Figura 17).

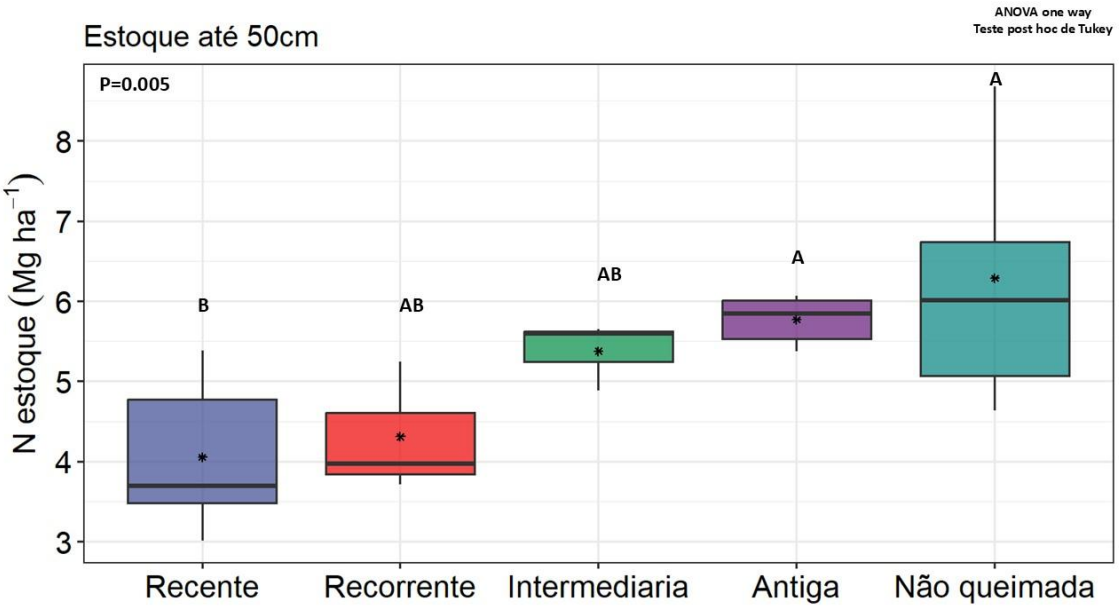


Figura 17 - Comparação do estoque de nitrogênio do solo até 50 cm de profundidade entre florestas com diferentes históricos de ocorrência de fogo.

Descrição: valores de estoque de nitrogênio do solo (Mg ha^{-1}) até 50 cm de profundidade. Letras diferentes indicam diferenças estatisticamente significativas entre os grupos.

Fonte: Elaborado pelo autor com dados da pesquisa.

4.4. DISCUSSÃO

Os resultados deste estudo indicam que o histórico de ocorrência de incêndios exerce influência relevante sobre as emissões de carbono e sobre importantes atributos dos solos de florestas sazonais no sul da Amazônia. O efluxo anual de C-CO_2 do solo apresentou diferenças estatisticamente significativas entre os grupos florestais avaliados (Figura 10), as análises sazonais revelaram variações importantes associadas tanto ao regime de fogo quanto às condições climáticas (Figura 11). Em particular, as florestas com histórico de queimadas recorrentes apresentaram maiores taxas de efluxo de C-CO_2 do solo durante os períodos seco e chuvoso, sugerindo que a recorrência do fogo pode alterar a sensibilidade da respiração do solo às variações ambientais.

As diferenças significativas no efluxo anual acumulado de C-CO_2 pode refletir a elevada variabilidade temporal dos fluxos de respiração do solo em ecossistemas tropicais, nos quais fatores climáticos exercem forte controle sobre os processos biogeoquímicos (Raich & Schlesinger, 1992; Davidson et al., 2006). Em florestas tropicais, a respiração do

solo resulta da soma da respiração autotrófica das raízes e da respiração heterotrófica associada à decomposição da matéria orgânica, processos altamente sensíveis à disponibilidade hídrica e à temperatura do solo (Bond-Lamberty & Thomson, 2010; Davidson & Janssens, 2006). Nesse contexto, é possível que os efeitos diretos do fogo sobre a respiração do solo sejam parcialmente compensados ao longo do ciclo anual pela forte influência das variações sazonais do clima.

O padrão observado neste estudo (Figura 11), com menores efluxos de C-CO_2 durante o período seco e maiores valores na estação chuvosa, está de acordo com o comportamento amplamente descrito para ecossistemas tropicais (Raich & Tufekcioglu, 2000; Davidson et al., 2006). A maior disponibilidade de água no solo durante a estação chuvosa estimula a atividade microbiana e a respiração radicular, intensificando os processos de mineralização da matéria orgânica e, consequentemente, os fluxos de carbono do solo para a atmosfera. Apesar dessa forte influência climática, nossos resultados indicam que o histórico de ocorrência de incêndios também exerce papel importante na modulação desses fluxos. As maiores taxas de efluxo observadas em florestas com queimadas recorrentes podem estar associadas a mudanças estruturais no ecossistema decorrentes da degradação florestal provocada pelo fogo. Incêndios florestais promovem alterações significativas na estrutura da vegetação, incluindo redução da cobertura do dossel, aumento da incidência de radiação solar no solo e mudanças na dinâmica da serapilheira (Brando et al., 2014; Silvério et al., 2019). Essas alterações podem modificar o microclima do solo e intensificar processos de decomposição da matéria orgânica, contribuindo para o aumento das emissões de CO_2.

As variações observadas na umidade (Figura 12) e na temperatura do solo (Figura 13) reforçam essa interpretação. As florestas com histórico de queimadas recentes e recorrentes apresentaram menores valores de umidade e maiores temperaturas do solo em comparação com florestas não perturbadas ou com queimadas mais antigas. Esse padrão tem sido amplamente documentado em áreas afetadas por incêndios florestais, onde a redução da cobertura vegetal e da camada de serapilheira aumenta a exposição do solo à radiação solar e reduz sua capacidade de retenção de umidade (Certini, 2005; Doerr & Santín, 2016). Alterações microclimáticas dessa natureza podem afetar diretamente a atividade microbiana e, consequentemente, os fluxos de carbono do solo.

Além das mudanças microclimáticas, os incêndios também promoveram alterações importantes nos estoques de carbono (Figuras 14 e 15) e nitrogênio (Figuras 16 e 17) do

solo. Os maiores estoques de carbono foram observados em florestas não queimadas e em florestas com queimadas antigas, sugerindo que a recuperação dos estoques de matéria orgânica do solo pode ocorrer ao longo de períodos prolongados de regeneração florestal (Figuras 14 e 15). Em contraste, as florestas com queimadas recentes apresentaram os menores estoques de carbono, indicando que os incêndios promovem perdas substanciais de matéria orgânica, especialmente nas camadas superficiais do solo. Essas perdas nos estoques de carbono e nitrogênio do solo podem ocorrer por diferentes mecanismos. Durante o evento de incêndio, parte da matéria orgânica morta na superfície do solo pode ser diretamente consumida pela combustão, enquanto outra fração pode ser transformada em formas mais recalcitrantes de carbono pirogênico (Certini, 2005; Pellegrini et al., 2020), reduzindo assim sua incorporação no solo via de composição. Além disso, a redução da deposição de serapilheira após incêndios pode diminuir a reposição de carbono no solo, retardando o processo de recuperação dos estoques de matéria orgânica (Neary et al., 1999; Pellegrini et al., 2020).

As florestas não queimadas e aquelas com queimadas antigas apresentaram os maiores estoques de nitrogênio, enquanto as florestas com queimadas recentes apresentaram os menores valores (Figuras 16 e 17). A redução dos estoques de nitrogênio após incêndios tem sido amplamente documentada na literatura e pode estar associada principalmente à volatilização de compostos nitrogenados durante a combustão da biomassa e da matéria orgânica do solo (Wan et al., 2001; Certini, 2005). Adicionalmente, a redução da cobertura vegetal pode aumentar a lixiviação de nutrientes e reduzir a ciclagem interna de nitrogênio no ecossistema. Em conjunto, esses resultados indicam que o regime de fogo exerce efeitos importantes sobre os processos biogeoquímicos do solo em florestas da transição Amazônia–Cerrado. Embora o efluxo anual de $C\text{-}CO_2$ do solo não tenha diferido entre as classes florestais avaliadas, as variações sazonais observadas e as alterações nos estoques de carbono e nitrogênio.

Considerando o aumento recente da frequência de incêndios na região sul da Amazônia, associado à expansão das atividades agropecuárias e às mudanças climáticas (Aragão et al., 2018; Brando et al., 2019), os resultados deste estudo reforçam a importância de estratégias de manejo e prevenção de incêndios. Alterações persistentes nos estoques de carbono e nitrogênio do solo podem comprometer a capacidade dessas florestas de atuar como reservatórios de carbono e afetar processos ecológicos fundamentais para o funcionamento dos ecossistemas tropicais.

4.5. CONCLUSÃO

Os resultados deste estudo demonstram que o histórico de incêndios influencia significativamente os processos biogeoquímicos do solo em florestas sazonais no sul da Amazônia, afetando as emissões de C-CO_2, a temperatura, a umidade e os estoques de carbono e nitrogênio do solo. Florestas que sofreram incêndios recorrentes apresentaram maiores taxas de emissão de carbono e alterações microclimáticas mais intensas, enquanto áreas não queimadas ou com queimadas antigas apresentaram maiores estoques de carbono e nitrogênio, indicando maior capacidade de recuperação. Esses resultados evidenciam que o aumento da frequência de incêndios pode comprometer a função dessas florestas como reservatórios de carbono, reforçando a importância de estratégias de prevenção e manejo do fogo para a conservação dos ecossistemas amazônicos.

4.6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGBESHIE, A. A. et al. A review of the effects of forest fire on soil properties. *Journal of Forestry Research*, v. 33, n. 5, p. 1419–1441, 2022.

ALVARES, C. A. et al. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, v. 22, n. 6, p. 711–728, 2013.

ANDRADE, D. F. C. de; SILVA, J. A. A.; OLIVEIRA, L. S.; CARVALHO, C. J. R. Post-fire recovery of a dense ombrophylous forest in the Amazon. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, v. 91, n. 3, e20180678, 2019. DOI: https://doi.org/10.1590/0001-3765201920180678.

ATKINS, J. W. et al. Effects of forest structural and compositional change on forest microclimates across a gradient of disturbance severity. *Agricultural and Forest Meteorology*, v. 339, p. 109566, 2023.

BALDRIAN, P.; LÓPEZ-MONDÉJAR, R.; KOHOUT, P. Forest microbiome and global change. *Nature Reviews Microbiology*, v. 21, p. 487–501, 2023.

BERENGUER, E. et al. Tree growth and stem carbon accumulation in human-modified Amazonian forests following drought and fire. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, v. 373, p. 20170308, 2018.

BRANDO, P. M. et al. Abrupt increases in Amazonian tree mortality due to drought–fire interactions. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 111, p. 6347–6352, 2014. DOI: https://doi.org/10.1073/pnas.1305499111.

BRANDO, P. M. et al. Droughts, wildfires, and forest carbon cycling: a pantropical synthesis. *Annual Review of Earth and Planetary Sciences*, v. 47, p. 555–581, 2019a. DOI: https://doi.org/10.1146/annurev-earth-082517-010235.

COVEY, K. et al. Carbon and beyond: the biogeochemistry of climate in a rapidly changing Amazon. *Frontiers in Forests and Global Change*, v. 4, p. 618401, 2021.

DA PONTE, E. et al. Assessing wildfire activity and forest loss in protected areas of the Amazon basin. *Applied Geography*, v. 157, p. 102970, 2023.

DARENOVA, E.; ADAMIČ, P. C.; ČATER, M. Effect of temperature, water availability, and soil properties on soil CO_2 efflux in beech-fir forests along the Carpathian Mts. *Catena*, v. 240, p. 107974, 2024.

FERREIRA, C. A. Clima e recursos hídricos. In: MATO GROSSO (Estado). *Atlas do Mato Grosso*. Cuiabá: ICV/SEPLAN, 1997. p. 48–52.

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

GIWETA, M. Role of litter production and its decomposition, and factors affecting the processes in a tropical forest ecosystem: a review. *Journal of Ecology and Environment*, v. 44, n. 1, p. 11, 2020.

HALIM, M. A.; BIESER, J. M. H.; THOMAS, S. C. Large, sustained soil CO_2 efflux but rapid recovery of CH_4 oxidation in post-harvest and post-fire stands in a mixedwood boreal forest. *Science of the Total Environment*, v. 930, p. 172666, 2024.

HU, T. et al. Effects of fire on soil respiration and its components in a Dahurian larch (*Larix gmelinii*) forest in northeast China: implications for forest ecosystem carbon cycling. *Geoderma*, v. 402, p. 115273, 2021.

INKOTTE, J. et al. Litter removal impacts on soil biodiversity and eucalypt plantation development in the seasonal tropics. *Journal of Forestry Research*, v. 34, n. 3, p. 735–748, 2023.

JUHÁSZ, C. et al. Carbon dioxide efflux of bare soil as a function of soil temperature and moisture content under weather conditions of warm, temperate, dry climate zone. *Agronomy*, v. 12, p. 3050, 2022.

KOELE, N. et al. Amazon Basin forest pyrogenic carbon stocks: first estimate of deep storage. *Geoderma*, v. 306, p. 237–243, 2017.

KUKAVSKAYA, E. A. et al. Effects of wildfire and logging on soil CO_2 efflux in Scots pine forests of Siberia. *Atmosphere*, v. 15, p. 1117, 2024.

LI, J. et al. Spatiotemporal variability of fire effects on soil carbon and nitrogen: a global meta-analysis. *Global Change Biology*, v. 27, p. 4196–4206, 2021.

MARIMON, B. S. et al. Ecological variation of vegetation in the ecotone between the Amazon and the Cerrado in Brazil. *Journal of Biogeography*, v. 33, n. 5, p. 876–888, 2006.

METCALFE, D. B. et al. Impacts of fire on sources of soil CO_2 efflux in a dry Amazon rainforest. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, v. 123, n. 2, p. 496–508, 2018. DOI: https://doi.org/10.1002/2017JG004125.

NAVAL, M. L. M. et al. Impacts of repeated forest fires and agriculture on soil organic matter and health in southern Amazonia. *Catena*, v. 254, p. 108924, 2025.

NEILL, C. et al. Soil carbon and nitrogen stocks following forest clearing for pasture in the southwestern Brazilian Amazon. *Ecological Applications*, v. 7, n. 4, p. 1216–1225, 1997. DOI: https://doi.org/10.1890/1051-0761(1997)007[1216:SCANST]2.0.CO;2.

PEREIRA, M. B. et al. Post-fire changes in tree diversity, composition and carbon in seasonal forests in southern Amazonia. *Forest Ecology and Management*, v. 578, p. 122447, 2025.

PRESTES, N. C. C. S.; BRANDO, P. M.; ROCHA, W. J. S. F.; NEILL, C. Fire effects on understory regeneration in southern Amazon forests (Mato Grosso, Brazil). *Frontiers in Forests and Global Change*, v. 3, p. 562794, 2020. DOI: https://doi.org/10.3389/ffgc.2020.562794.

RANGEL PINAGÉ, E. et al. Effects of forest degradation classification on the uncertainty of aboveground carbon estimates in the Amazon. *Carbon Balance and Management*, v. 18, p. 2, 2023.

ROCHA, W. et al. Drought and fire affect soil CO_2 efflux and use of non-structural carbon by roots in forests of southern Amazonia. *Forest Ecology and Management*, v. 585, p. 122584, 2025.

SILVA, C. M. D. et al. Variação temporal do efluxo de CO_2 do solo em sistemas agroflorestais com palma de óleo na Amazônia Oriental. *Acta Amazonica*, v. 46, p. 1–12, 2016.

SILVÉRIO, D. V. et al. Fire, fragmentation, and windstorms: a recipe for tropical forest degradation. *Journal of Ecology*, v. 107, p. 656–667, 2019.

TERRACLASS. *Levantamento de informações de uso e cobertura da terra nas áreas desflorestadas da Amazônia Legal – TerraClass 2014*. Brasília: INPE; Embrapa, 2014.

VALENTE, F.; LAURINI, M. A spatio-temporal analysis of fire occurrence patterns in the Brazilian Amazon. *Scientific Reports*, v. 13, p. 12727, 2023.

WOOD, T. E. et al. Warming induces unexpectedly high soil respiration in a wet tropical forest. *Nature Communications*, v. 16, n. 1, p. 8222, 2025.

WONG, M. Y. et al. Biological nitrogen fixation does not replace nitrogen losses after forest fires in the southeastern Amazon. *Ecology*, v. 100, n. 11, e02833, 2019.

ZHANG, J. et al. Decomposition of substrates with recalcitrance gradient, primed CO_2, and its relations with soil microbial diversity in post-fire forest soils. *Journal of Soils and Sediments*, v. 21, p. 3007–3017, 2021.

5. CONCLUSÃO GERAL

Os resultados desta tese evidenciam que os incêndios florestais constituem um importante vetor de degradação ambiental no sul da Amazônia, promovendo alterações estruturais e funcionais que afetam simultaneamente a vegetação e os processos biogeoquímicos do solo. Ao integrar as análises da dinâmica da vegetação e das propriedades edáficas em florestas da zona de transição Amazônia–Cerrado, o estudo evidencia que a recorrência do fogo atua como um vetor determinante na transformação desses ecossistemas. No nível da vegetação, os incêndios recorrentes promovem alterações significativas na composição florística e na estrutura das florestas sazonais, caracterizadas pela redução de espécies tipicamente florestais e pelo aumento da presença de espécies generalistas associadas a ambientes mais abertos. Esse processo foi acompanhado pela diminuição da densidade de fustes e pela redução dos estoques de carbono acima do solo, indicando simplificação estrutural das comunidades arbóreas e perda de heterogeneidade ecológica.

Tais mudanças indicam que os incêndios afetam processos fundamentais de ciclagem de nutrientes e funcionamento ecossistêmico, comprometendo a capacidade das florestas de sustentar serviços ambientais. A redução de estoques de carbono e nitrogênio do solo, em particular, pode limitar a produtividade primária e enfraquecer o papel dessas florestas como importante reservatórios de carbono. Diante do cenário atual de mudanças climáticas e intensificação das pressões antrópicas na Amazônia, os resultados sugerem que a persistência de incêndios florestais pode acelerar a transição dessas florestas para estados ecológicos mais simplificados e funcionalmente instáveis. Esse processo tende a resultar em ecossistemas com menor densidade funcional, menor capacidade de armazenamento de carbono e maior vulnerabilidade a novas perturbações.

Assim, esta tese contribui para a compreensão dos mecanismos ecológicos associados à degradação por fogo na zona de transição Amazônia-Cerrado, demonstrando que os impactos dos incêndios se manifestam de forma integrada na vegetação e no solo. Ao evidenciar como o regime de fogo altera simultaneamente a estrutura da vegetação, os fluxos de carbono e os estoques de nutrientes do solo, este estudo oferece bases cientificas relevantes para estratégias de manejo, conservação e formulação de políticas públicas voltadas à proteção das florestas amazônicas. Mais do que evidenciar os impactos dos incêndios, este trabalho reafirma a necessidade de integrar conhecimento científico e ação

prática na conservação da Amazônia, reconhecendo que compreender os limites ecológicos desses ecossistemas é fundamental para evitar que processos de degradação se tornem irreversíveis.