



Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação

Centro de Ciências Biológicas e da Saúde
Universidade Federal de Mato Grosso Do Sul

**Contribuições ao Manejo Integrado do Fogo em áreas úmidas:
Aspectos ecológicos, etnoecológicos, evolução do
conhecimento científico e políticas de manejo.**

Alexandre de Matos Martins Pereira



Campo Grande
dezembro 2025

Contribuições ao Manejo Integrado do Fogo em áreas úmidas: Aspectos ecológicos, etnoecológicos, evolução do conhecimento científico e políticas de manejo.

Alexandre de Matos Martins Pereira

Tese apresentada como requisito para a obtenção do título de **Doutor em Ecologia** pelo Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul.

Orientador: Prof. Dr. Geraldo Alves Damasceno-Junior

Banca avaliadora**Prof. Dra. Maria Antonia Carniello**

Universidade do Estado de Mato Grosso, Campus de Cáceres. Instituto de Ciências Naturais e Tecnológicas, Departamento de Ciências Biológicas. Avenida Tancredo Neves, n. 1095, Cavallhada, Cáceres, MT, Brasil.

Prof. Dra. Renata Libonati dos Santos

Universidade Federal do Rio de Janeiro. CCNM - Centro de Ciências Matemáticas e Natureza. Cidade Universitária. Rio de Janeiro, RJ - Brasil

Prof. Dra. Leticia Couto Garcia

Universidade Federal de Mato Grosso do Sul. Laboratório de Ecologia de Intervenção, Instituto de Biociências. Av. Costa e Silva, s/n - Bairro Universitário. Campo Grande - MS, Brasil

Prof. Dr. _____

[endereço institucional]

Prof. Dr. _____

[endereço institucional]

“- ... Foi outra corrida friçosa, o caminho era um beco apertado, fogo de cá, fogo de lá. Um fogo onça, alto e barbado, que até se via o capim ainda são dobar o corpo p’ra fugir dele... Minha cara não aguentava mais aquele calor, que agravava. Fumaça entrando, a gente chorando. Não tinha mais cuspe no engolir, minha boca ascava virada do avesso. Voava pedaço de fogo...”

Guimarães Rosa, em Entremeio – Com o Vaqueiro Mariano, 1952.

E com esse trecho de Guimarães Rosa, dedico esta tese aos amigos e colegas Brigadistas e Manejadores do Fogo da gandola amarela que enfrentam os desafios e perigos de se trabalhar com o fogo no Brasil.

Agradecimentos

Quatro anos se passaram e dependendo da ótica foi muito rápido ou demorou um tempão. Independente da percepção, só sei que valeu a pena! Foram quatro anos de muita dedicação, discussões, expedições ao Pantanal extenuantes e novas amizades, as quais agradeço nesse momento.

Mas antes disso, tem as pessoas que acreditam, me apoiam, me incentivam desde muito tempo. Meu saudoso pai, o Sr. Emygdio, que tanto nos faz falta, mas que nos deixou um legado imenso de que a educação, o amor, o carinho e o respeito são o caminho para um mundo melhor. A minha mãe Irma, pelo amor incondicional, atenção e carinho a todo momento. Meus irmãos, Samuel, Álvaro e Adriana, que faz a nossa família ser completa e plena. Minha esposa, companheira, namorada Karina por me apoiar, me incentivar a todo momento, principalmente nos momentos mais aflitivos com o seu amor, paciência e lucidez – obrigado por estar nessa comigo. Ao pequeno Rafael, que era pequeno quando ingressei e agora um adolescente, mas sempre será o meu pequeno. Obrigado, meu filho pela companhia e alegria de compartilhar esse tempo mais próximo de ti.

Os meus mais sinceros agradecimentos ao Prof. Dr. Geraldo Alves Damasceno Junior que aceitou me orientar de pronto e desde então, me deu total autonomia e condições para realizar os trabalhos afeitos a esta tese. Obrigado pela confiança, paciência, amizade, alegria e a certeza de que tudo vai dar certo.

Ao Prof. Dr. Fabio de Oliveira Roque pelas boas conversas e discussões que nos fazem pensar além dos muros puramente científicos.

À Profa. Dra. Ieda Maria Bortolotto por acompanhar e orientar todos os passos necessários para que o trabalho etnoecológico desta tese ocorresse.

Aos amigos do Laboratório de Ecologia Vegetal (LABEV), local onde as ideias de novos trabalhos surgiam aos montes. Pela amizade, ensinamentos, discussões, pelo apoio nas coletas intermináveis no Pantanal, pelas celebrações, por terem feito esses quatro anos mais divertidos.

Ao projeto PELD/NEFAU, principalmente à equipe que faz rodar esse projeto gigante na quantidade de pessoas, de recursos e de importância para o Pantanal. Vida longa ao Projeto!

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da UFMS, incluindo professores, servidores e colegas por nos proporcionar ensino de qualidade e compartilhamento de ideias.

Aos colegas e amigos do Ibama/MS e do Ibama/Prevfogo pelos ensinamentos que tenho dito nesta jornada e que, para mim, os quatro anos “longe de casa” foram bastante longos.

Sumário

Resumo Geral	1
General abstract	3
Introdução geral	5
Capítulo 1	11
Resumo	11
Abstract	12
Introdução	13
Métodos	15
Base de dados	15
Indicadores (bibliográficos e ambientais).....	15
Análises	18
Resultados	19
Perfil dos estudos.....	19
Estrutura das redes de pesquisa	25
Discussão	29
Material suplementar	35
Capítulo 2	40
Resumo	40
Abstract	42
Introdução	44
Avaliando evidências de mudanças rápidas e inovações	45
Políticas governamentais	46
Redes científicas	50
Inovação e tecnologia	57
Estruturas Sociais, Coesão Social e Resiliência	61
Iniciativas de Restauração Ambiental e Empoderamento Comunitário no Pantanal	65
Resultados observados	66
Desafios para manter o novo patamar.....	68
Capítulo 3	72
Resumo:	72
Abstract.....	74
Introdução:	76
Métodos:	81

Área de estudo	81
Delineamento experimental.....	82
Traços funcionais.....	86
Análises de dados	87
Diversidade taxonômica	87
Diversidade funcional.....	88
Resultados:.....	89
Famílias botânicas amostradas:	89
Diversidade Alfa taxonômica	94
Diversidade Alfa funcional.....	97
Diversidade Beta taxonômica.....	101
Diversidade Beta funcional	105
Discussão:	108
Conclusão:	111
Material suplementar:	114
Capítulo 4	132
Resumo:	132
Abstract:.....	134
Introdução:	136
Material e Métodos:	139
Área de estudo:	139
Coleta de dados.....	141
Análise de dados.....	142
Resultados:.....	144
Discussão:	161
Material Suplementar:.....	169
Conclusões gerais	180
Literatura citada.....	183

Resumo Geral

O manejo integrado do fogo (MIF) representa uma mudança fundamental na forma como sociedades e ecossistemas convivem com o fogo, substituindo políticas rígidas de exclusão por abordagens adaptativas, integradas e participativas. No cenário internacional, experiências consolidadas em savanas africanas, paisagens australianas e regiões mediterrâneas demonstram que a supressão total favorece o acúmulo de biomassa, intensifica megaincêndios e compromete processos ecológicos essenciais. Em contrapartida, o uso estratégico do fogo, por meio de queimas prescritas, prevenção estruturada, monitoramento contínuo e envolvimento comunitário, tem reduzido significativamente a severidade dos incêndios e ampliado a resiliência dos ecossistemas. No Pantanal, esse movimento ganhou impulso especialmente após os incêndios catastróficos de 2019–2020, que expuseram vulnerabilidades na governança ambiental, como a falta de integração entre instituições, a insuficiência de recursos para combate e ausência de políticas preventivas robustas. O Pantanal, maior planície alagável tropical contínua do planeta, é um ambiente moldado pela interação entre fogo e inundação, dois filtros ecológicos que estruturam sua biodiversidade e sustentam atividades tradicionais, como a pecuária extensiva baseada em pastagens nativas. Esta tese tem como principais objetivos o de contribuir na implementação do manejo integrado do fogo em áreas úmidas. Nossos resultados mostram que diferentes épocas de aplicação do fogo produzem respostas ecológicas distintas: queimas precoces ou tardias, de menor intensidade, favorecem a diversidade e mantêm a funcionalidade ecológica, enquanto queimadas mais intensas reduzem riqueza de espécies e homogenizam comunidades, sobretudo em áreas mais inundáveis. Esses resultados convergem com a análise que realizamos do conhecimento tradicional pantaneiro, que utiliza o fogo como ferramenta para a renovação de pastagens e controle de práticas como a queima de bola, que aproveita a água como aceiro natural, revelam alto nível de refinamento técnico e segurança, reforçando o valor dos saberes locais. A resposta aos megaincêndios também catalisou avanços institucionais e tecnológicos. A Política Nacional de Manejo Integrado do Fogo (PNMIF), aprovada em 2024, reconheceu oficialmente o papel ecológico, cultural e econômico do fogo, regulamentou queimadas prescritas e tem

melhorado a integração entre comunidades tradicionais, órgãos ambientais, brigadas locais e instituições científicas. Paralelamente, avanços tecnológicos ampliaram a capacidade de vigilância e resposta rápida, reforçando a infraestrutura necessária para o manejo adaptativo. A produção científica sobre fogo no Pantanal também se expandiu após 2020, com aumento da cooperação interinstitucional, maior interdisciplinaridade e incorporação de dimensões sociais, culturais e econômicas nas análises. Isso tem contribuído para preencher lacunas relacionadas à compreensão integrada entre fogo, inundação, pastoreio e práticas humanas. Assim, o Pantanal emerge como um território de inovação socioecológica, no qual ciência e tradição se complementam para fortalecer a resiliência frente às mudanças climáticas, especialmente em um contexto de secas prolongadas, ondas de calor mais frequentes e maior inflamabilidade da vegetação. Nesse contexto, o manejo integrado do fogo deixa de ser apenas uma técnica de prevenção para se tornar uma estratégia ampla de convivência com o fogo, conciliando a conservação da biodiversidade, a segurança socioambiental e a valorização cultural. O Pantanal torna-se um exemplo de implementação do manejo integrado, onde demonstramos que a resiliência ecológica e social depende da diversidade de práticas, do diálogo entre saberes e da governança coletiva.

Palavras-chave: Áreas úmidas tropicais, Extremos climáticos, Governança socioecológica, Manejo tradicional, Pirodiversidade

General abstract

Integrated Fire Management (IFM) represents a fundamental shift in how societies and ecosystems coexist with fire, replacing rigid exclusionary policies with adaptive, integrated, and participatory approaches. In the international context, consolidated experiences from African savannas, Australian landscapes, and Mediterranean regions demonstrate that total fire suppression promotes biomass accumulation, intensifies megafires, and undermines essential ecological processes. In contrast, the strategic use of fire—through prescribed burning, structured prevention, continuous monitoring, and community engagement—has significantly reduced fire severity and enhanced ecosystem resilience. In the Pantanal, this movement gained momentum particularly after the catastrophic fires of 2019–2020, which exposed vulnerabilities in environmental governance, such as the lack of institutional integration, insufficient firefighting resources, and the absence of robust preventive policies. The Pantanal, the largest continuous tropical wetland on the planet, is an environment shaped by the interaction between fire and flooding—two ecological filters that structure its biodiversity and support traditional activities, including extensive cattle ranching based on native pastures. The main objectives of this thesis are to contribute to the implementation of integrated fire management in wetlands. Our results show that different fire-season timings generate distinct ecological responses: early- or late-season burns of lower intensity favor diversity and maintain ecological functionality, whereas more intense fires reduce species richness and homogenize plant communities, particularly in more flood-prone areas. These findings align with our analysis of traditional Pantanal knowledge, in which fire is used as a tool for pasture renewal and vegetation control. Practices such as *queima de bola*, which uses surrounding water as a natural firebreak, reveal a high degree of technical refinement and safety, reinforcing the value of local knowledge. The response to megafires also catalyzed institutional and technological advances. The National Policy for Integrated Fire Management (PNMIF), approved in 2024, officially recognized the ecological, cultural, and economic role of fire, regulated prescribed burning, and promoted integration among traditional communities, environmental agencies, local firefighting brigades, and scientific institutions. At the same time, technological advancements have expanded monitoring capacity and rapid

response, strengthening the infrastructure required for adaptive management. Scientific production on fire in the Pantanal has also expanded since 2020, with increased interinstitutional collaboration, greater interdisciplinarity, and the incorporation of social, cultural, and economic dimensions into analyses. This has helped fill gaps related to the integrated understanding of fire, flooding, grazing, and human practices. Thus, the Pantanal emerges as a socioecological innovation frontier, where science and tradition complement each other in strengthening resilience to climate change, particularly under conditions of prolonged drought, more frequent heatwaves, and greater vegetation flammability. In this context, Integrated Fire Management becomes more than a preventive technique—it becomes a comprehensive strategy for living with fire, reconciling biodiversity conservation, socioenvironmental safety, and cultural heritage. The Pantanal stands as an example of IFM implementation, demonstrating that ecological and social resilience depends on a diversity of practices, dialogue among knowledge systems, and collective governance.

Keywords: Climatic extremes, Pyrodiversity, Socio-ecological governance, Traditional management, Tropical wetlands

Introdução geral

O fogo é parte da história da Terra e da humanidade. Desde as ignições naturais, causadas por descargas elétricas e erupções vulcânicas, até o seu domínio pelo ser humano, o fogo é considerado uma força criadora e destrutiva. Ele é responsável por moldar ecossistemas, impulsionar a evolução de espécies e ainda, por possibilitar o desenvolvimento cultural e tecnológico das sociedades humanas (Pyne, 2020a, 2020b). O domínio do fogo nos permitiu cozinhar, nos proteger, expandir territórios e manejar paisagens. Essa nossa longa relação homem-fogo estabeleceu bases culturais e ecológicas profundas, nas quais o uso do fogo se tornou uma ferramenta essencial para a gestão de ecossistemas e atividades produtivas tradicionais, como a pecuária extensiva e a agricultura itinerante (Myers, 2006; Mistry et al., 2016).

Contudo, ao longo do século XX, a consolidação de políticas de exclusão do fogo, baseadas em uma percepção negativa do seu papel ecológico, transformou o fogo em sinônimo de degradação. A substituição e desvalorização de práticas tradicionais por estratégias de supressão total, conhecidas como “fogo zero”, difundiu-se em diversos países sob influência das escolas norte-americanas de manejo florestal (Pyne, 2020b). Tal abordagem, ao impedir o uso do fogo, resultou no acúmulo de combustíveis vegetais, ocasionando o aumento da severidade dos incêndios, impactos ecológicos significativos na fauna e flora, e perda de conhecimentos tradicionais sobre o manejo seguro e adaptativo das paisagens (Pivello et al., 2021). Estes incêndios de grande magnitude, que atingem áreas superiores a 10.000 hectares, que apresentam comportamento extremos, dificultando ou até mesmo impossibilitando ações de combate, de alta intensidade e duração, podem ser classificados como mega incêndios (Linley et al., 2022). Além disso, estes eventos, de acordo com a Classificação e Codificação Brasileira de Desastres (Cobrade) da Defesa Civil Nacional, são classificados como Desastres Naturais, pois geram perturbações graves gerando danos humanos, materiais, econômicos e ambientais (<https://www.gov.br/mdr/pt-br/ultimas-noticias/entenda-a-diferenca-entre-os-tipos-de-desastres-naturais-e-tecnologicos-registrados-no-brasil>).

Nas últimas três décadas, podemos observar um movimento de reversão conceitual de políticas de exclusão para abordagens integradas e adaptativas. Iniciativas de países como Austrália, Estados Unidos, Canadá e África do Sul reconheceram o fogo como processo ecológico essencial, desenvolvendo o conceito de Manejo Integrado do Fogo (MIF). A compreensão da importância e dos impactos de diferentes regimes de fogo (que levam em consideração frequência, severidade, intensidade e extensão de áreas queimadas) foi essencial para a construção do conceito de pirodiversidade. A heterogeneidade de distúrbios proporcionada por diferentes regimes de fogo cria mosaicos ambientais que sustentam maior biodiversidade, ao proporcionar diferentes nichos e trajetórias de regeneração (Bowman et al., 2016). Essa abordagem combinada com estratégias de prevenção, supressão e uso adequado do fogo, integrando aspectos socioculturais e econômicos, é o que chamamos de MIF (FAO, 2006; Goldammer, 2021).

O MIF considera que a exclusão total é ecologicamente insustentável e socialmente excludente, principalmente em ambientes considerados dependentes do fogo (Myers, 2006). Assim, políticas públicas recentes buscam incorporar o uso do fogo através de queimas prescritas, planejamento participativo e valorização de saberes locais e indígenas. Esse conjunto de práticas baseadas no conhecimento empírico de povos tradicionais e indígenas, transmitida entre gerações é o que consideramos aqui, como manejo tradicional. A manutenção e/ou reintrodução destas práticas tradicionais, ao contrário dos modelos de gestão baseados somente na supressão do fogo, mantém regime de fogos sustentáveis, ecologicamente equilibrados e, dessa forma, reduzindo o risco de desastres, como os mega incêndios (Bowman et al., 2011). Na África do Sul, por exemplo, a incorporação do conhecimento tradicional no manejo do fogo tem resultado na redução do risco de incêndios e emissões de carbono, e aumento na segurança da execução das queimas prescritas (Govender et al., 2022). Na Austrália, programas indígenas como o *Savanna Burning Project* transformaram práticas culturais em instrumentos de mitigação climática e conservação da biodiversidade (Edwards et al., 2021). Essas experiências foram fundamentais para a formulação de modelos integrados que inspiraram políticas latino-americanas recentes, inclusive no Brasil (Eloy et al., 2019).

No Brasil, a trajetória do manejo do fogo trilhou caminho semelhante ao dos outros países, saindo de uma política de “fogo zero” para uma de retomada da compreensão e necessidade sociocultural e econômica do uso do fogo. É mudança paradigmática gradual, da exclusão para a integração. Até o início dos anos 2000, predominava o modelo de combate e proibição absoluta, baseado na crença de que todo fogo é prejudicial, deveria ser evitado, prevenido e prontamente combatido. Essa perspectiva resultou em políticas ineficazes e no agravamento dos incêndios de grandes proporções, até mesmo em áreas protegidas localizadas em ambientes dependentes do fogo, como é o caso de algumas unidades de conservação do Cerrado brasileiro (Pivello, et al., 2021).

A partir de 2012, programas piloto em unidades de conservação do Cerrado e terras indígenas apoiados pelo Projeto Cerrado-Jalapão, que foi uma cooperação internacional entre o Brasil, a Alemanha e a Austrália. Foram, então, iniciadas as queimas prescritas experimentais e planos participativos de manejo, marcando o início do MIF no país (Franke et al., 2018). Esses esforços mostraram resultados expressivos na redução da área queimada anual, severidade e emissões de gases de efeito estufa, aumento da biodiversidade e fortalecimento das relações entre comunidades locais e gestores ambientais (Santos et al., 2021).

Em 2018 foi criado o Projeto de Lei que criava a Política Nacional de Manejo Integrado do Fogo (PNMIF) como forma de consolidar os avanços que estávamos observando com a aplicação dos conceitos do MIF. Em 2024 a PNMIF foi publicada sob o nº 14.944/2024, a qual reconhece o papel ecológico, econômico e cultural do fogo. A PNMIF prevê a utilização do fogo de forma planejada em propriedades privadas e unidades de conservação, mediante planos de manejo integrados, destaca a importância da participação comunitária e da valorização dos saberes tradicionais na tomada de decisão (Brasil, 2024).

Os incêndios catastróficos de 2019–2020 no Pantanal representaram um ponto de reflexão e inflexão sobre o manejo do fogo, não somente no bioma, mas em todo o Brasil. Cerca de 30% do bioma foi atingido pelo fogo e revelou a fragilidade das políticas de supressão e a ausência de coordenação interinstitucional (Libonati et al., 2020; Lorenz et al., 2023). Esses

eventos causaram grandes impactos sobre comunidades humanas e a fauna do bioma (Tomas et al., 2020), mas também estimularam a criação de novas redes científicas, políticas e sociais (Pereira et al., 2024 – Capítulo 1). Diversas tecnologias foram aprimoradas ou desenvolvidas, tais como sistemas de monitoramento em tempo real, plataformas de alerta precoce baseadas em inteligência artificial e programas de restauração e capacitação comunitária apoiados por universidades, ONGs e órgãos públicos (Capítulo 2).

Esses eventos catalisaram uma onda de mudanças transformadoras, como a formulação de planos integrados de manejo do fogo específicos para o Pantanal e a necessidade de revalorizar os conhecimentos tradicionais dos Pantaneiros sobre as queimas de manejo dos campos nativos. Essa rearticulação socioecológica promoveu a convergência de diferentes escalas de governança, reforçando a noção de que a resiliência ecológica depende da diversidade de práticas e da integração entre ciência e conhecimento tradicional (Capítulos 2 e 4).

Em termos biológicos, é necessário compreender a interação entre fogo, inundação e atividade humana para traçar as melhores estratégias para o manejo do fogo no Pantanal. Estudos experimentais recentes mostram que o fogo, a inundação e a herbivoria interagem para moldar a diversidade taxonômica e funcional da vegetação herbácea (Souza et al., 2025; de Almeida Souza et al., 2025). Queimadas precoces e tardias, consideradas de baixa intensidade, favorecem a diversidade e a resiliência funcional, enquanto queimadas modais, de alta intensidade, reduzem a diversidade e simplificam a estrutura ecológica (Capítulo 3).

Essas evidências sustentam o uso de queimas prescritas adaptadas à sazonalidade e ao regime de inundação, práticas já reconhecidas por comunidades locais e avaliadas neste trabalho. O manejo integrado no Pantanal, portanto, não se deve limitar ao controle do fogo, mas integrar os aspectos ecológicos, culturais e econômicos: devemos buscar a compatibilização entre a conservação da piromdiversidade com a manutenção da pecuária tradicional e a redução de riscos de megaincêndios (Capítulos 3 e 4).

Nesse sentido, a dimensão humana deve ser considerada na governança do fogo no Pantanal. O conhecimento tradicional dos Pantaneiros, transmitido entre gerações, define critérios para decidir quando, onde e como queimar. As entrevistas conduzidas com proprietários e trabalhadores rurais revelam a interação do uso do fogo tradicional e o pulso de inundação. Essas práticas são orientadas por uma percepção de segurança e sustentabilidade, que contrasta com a imagem negativa do fogo difundida por décadas de políticas proibitivas (Capítulo 4). A integração desse conhecimento aos planos de MIF representa um avanço em direção a um manejo adaptativo e intercultural, no qual o conhecimento científico e tradicional deve dialogar no sentido de promover a conservação e a segurança socioambiental. O fortalecimento de brigadas comunitárias e a institucionalização do diálogo com os Pantaneiros demonstram o reconhecimento crescente de que a convivência com o fogo é mais eficaz do que sua negação (Capítulo 2 e 3).

Por outro lado, os megaincêndios do Pantanal e a evolução do MIF no Brasil evidenciam uma convergência entre pesquisa científica, inovação tecnológica e governança participativa. A produção científica sobre o fogo no Pantanal cresceu significativamente após 2020, com novas redes de pesquisa interinstitucionais, fortalecimento de parcerias internacionais e ampliação dos estudos sobre interações entre fogo, inundação e atividade pecuária (Capítulo 1). Essa reconfiguração do campo científico observada deve refletir um movimento em direção a sistemas de manejo integrados baseados em evidências, nos quais as políticas públicas se articulam a dados ecológicos e sociais.

Nesse sentido, o conceito de manejo integrado do fogo emerge como um paradigma contemporâneo de convivência com as perturbações naturais, conciliando conservação, produção e cultura em um cenário de crescente incerteza climática. Portanto, esta tese tem o objetivo de integrar as dimensões científicas, ecológicas, sociais e institucionais do manejo do fogo no Pantanal, demonstrando como sistemas socioecológicos podem responder e se organizar para implementá-lo. O Capítulo 1 revela que os megaincêndios de 2020 reconfiguraram profundamente o campo de pesquisa, ampliando a produção científica, diversificando temas, fortalecendo redes institucionais e impulsionando abordagens orientadas por mudanças

climáticas, sensoriamento remoto e análise de impactos ecológicos e identificando lacunas no conhecimento científico sobre fogo no bioma. O Capítulo 2 aprofunda essa lógica mostrando como o um desastre pode funcionar como catalisador de transformações institucionais, tecnológicas e comunitárias, resultando na consolidação de políticas de manejo integrado do fogo, expansão de sistemas de alerta precoce e fortalecimento de brigadas locais, configurando uma janela de oportunidade para avanços estruturais na governança do fogo. O Capítulo 3 traz uma perspectiva ecológica ao apresentar evidências experimentais sobre como fogo, inundação e herbivoria interagem para moldar a diversidade taxonômica e funcional da vegetação herbácea, indicando que fogos de menor intensidade, conjugadas à níveis de inundação, podem promover maior resiliência ecológica do que fogos de mais severos. Por fim, o Capítulo 4 integra a dimensão humana ao demonstrar que o conhecimento tradicional pantaneiro incorpora critérios técnicos para decidir quando, onde e como queimar. Essas práticas tradicionais apresentam uma relação compassada ao pulso de inundação, ao manejo do gado e à segurança da sua aplicação. Dessa forma, esta tese busca contribuir com dados, análises e discussões sobre diferentes aspectos do manejo integrado do fogo, no intuito de demonstrar que o Pantanal avança na implementação desse conceito com o desafio de não extinguir e/ou proibir o fogo, mas aprender a manejá-lo, reconhecendo sua função ecológica e seu papel cultural, social e econômico.

Capítulo 1

Artigo publicado na revista *Environment, Development and Sustainability* sob o título *Changes, trends, and gaps in research dynamics after the megafires in the Pantanal*. DOI: 10.1007/s10668-024-05081-8

Mudanças, tendências e lacunas na dinâmica da pesquisa após os megaincêndios no Pantanal

Resumo

As mudanças climáticas intensificam as catástrofes ambientais e exigem novos conhecimentos, alterando perspectivas e abordagens nos campos científicos. Como as redes de pesquisa se estruturam e quais são os perfis e expectativas dos estudos antes e depois de eventos catastróficos? Nosso modelo de estudo foi o megaincêndio ocorrido em 2020 no Pantanal, com o objetivo de identificar fragilidades, pontos fortes, lacunas e perspectivas da rede de pesquisa. Realizamos uma busca bibliográfica sobre os períodos pré (1945–2019) e pós-megaincêndio (2020–2022), selecionando indicadores bibliográficos e ecológico-ambientais, caracterizando o perfil dos artigos, a estrutura da rede de pesquisa e as interações institucionais. Identificamos mudanças no número de trabalhos publicados, no impacto das publicações, nos temas abordados, nos tipos de ambientes e grupos taxonômicos estudados, na forma como o fogo foi tratado nos estudos, nos métodos de obtenção dos dados e nos locais onde as pesquisas foram realizadas, comparando ambos os períodos. Além disso, observamos o aumento e o fortalecimento das conexões entre instituições de pesquisa. Identificamos lacunas de conhecimento, como as relações entre fogo, fauna e aspectos humanos, e traçamos trajetórias de pesquisa a curto, médio e longo prazo. A nova rede de pesquisa deve preencher essas lacunas e ser projetada de forma integrada, abordando os diferentes contextos que envolvem o manejo do fogo.

Palavras-chave: Áreas úmidas; Cienciometria; Incêndio florestal; Manejo do fogo; Megaincêndio

Changes, trends, and gaps in research dynamics after the megafires in the Pantanal.

Abstract

Climate change increases environmental catastrophes and demands new knowledge, altering perspectives and approaches in scientific fields. How do research networks become structured, and what are the study profiles and expectations before and after catastrophic events? Our study model was the megafire in 2020 in the Pantanal wetland, aiming to identify research net fragility, strengths, gaps, and perspectives. We performed a bibliographic search about the Pantanal pre (1945-2019) and post megafire periods (2020-2022), choosing bibliographic and ecological-environmental indicators, characterizing article profile and research net structure, and institution net interactions. We identified changes in the number of published works, impact of publications, themes covered, type of environments and, taxonomic groups studied, how fire was approached in studies, way of obtaining data, and places where studies were carried out when comparing both periods. Furthermore, we observed the increase and strengthening of connections between research institutions. We identified knowledge gaps, e.g., relations between fire, fauna, and human aspects and we outline research trajectories in the short, medium, and long term. The new research network should fill these gaps and be designed in an integrated way, addressing the different contexts involving fire management.

Keywords: Fire management, Megafire, Scientometrics, Wetland, Wildfire

Introdução

O número e a extensão crescentes de eventos ambientais extremos têm desafiado a Ciência a se adaptar para produzir resultados mais rápidos, abrangentes e, cada vez mais, precisos (Berrang-Ford et al., 2021). Um dos desafios mais urgentes é a mudança climática global, que requer ações governamentais imediatas para garantir a sobrevivência de populações animais e vegetais vulneráveis (Berrang-Ford et al., 2021; IPCC, 2022a). Alterações na temperatura, elevação do nível do mar e aumento da frequência e intensidade de tempestades e incêndios florestais são alguns exemplos de mudanças climáticas que afetam diferentes seres vivos (Griggs & Reguero, 2021; Wang et al., 2023; Ribeiro et al., 2019; Marx et al., 2021; Wu et al., 2021).

As mudanças climáticas afetam ecossistemas em todo o mundo de maneiras distintas. Por exemplo, as regiões da Ásia-Pacífico já foram expostas a riscos hidrometeorológicos por 1.215 eventos de desastres naturais desde 2000 (Hashim & Hashim, 2016). No Mediterrâneo, os incêndios florestais se intensificaram em cerca de 140% devido às ondas de calor (Amatulli et al., 2013). Além disso, no continente europeu, estudos mostram que o aumento da temperatura elevou as taxas de doenças infecciosas causadas pela proliferação de vetores e reprodução de patógenos sob temperaturas mais altas (Semenza & Menne, 2009). Eventos extremos também podem agravar problemas sociais e econômicos em áreas urbanas (por exemplo, rápida urbanização, pobreza) (Gasper et al., 2011). Devido à globalização e ao comércio, os impactos climáticos em uma região podem prejudicar economias de cidades em todo o mundo, principalmente quando o transporte é interrompido (Sherbinin et al., 2007). Extremos climáticos tornam-se mais comuns e contribuem para eventos catastróficos mais frequentes. Como e em quais áreas do conhecimento a pesquisa precisa ser direcionada para propor soluções a curto, médio e longo prazo? Há uma demanda urgente por informações sobre causas e

efeitos em ecossistemas críticos para subsidiar políticas públicas, legislação e implementação de programas ambientais.

Nesse sentido, Finlayson et al. (2019) alertam para o desafio da conservação das áreas úmidas no planeta em um cenário de mudanças climáticas e propõem onze ações, desde o financiamento para criação e gestão de áreas protegidas, promoção da educação com ênfase na relevância das áreas úmidas, incentivo a práticas ambientais seguras, até investimentos em tecnologias ambientalmente sustentáveis. Além disso, destacam a importância da comunidade científica no estabelecimento de pontes e no fornecimento de informações de qualidade para os tomadores de decisão na elaboração de políticas públicas.

No Brasil, o megaincêndio de 2020 na maior planície de inundação continental tropical do planeta, o Pantanal, representou um ponto de inflexão na comunidade científica. Incêndios florestais não são recentes no Pantanal, e há registros de sua ocorrência há 12 milhões de anos (Power et al., 2016). O fogo é um fator intrínseco que, somado ao pulso de inundação, constitui o principal impulsionador da dinâmica ambiental deste bioma (Damasceno-Junior et al., 2021). Além disso, a pecuária bovina é uma das principais atividades econômicas do bioma (IBGE, 2019) e possui relação intrínseca com o fogo, visto que grande parte da área de pastagens é manejada pelo fogo e muitos dos incêndios florestais ocorridos podem ser resultado dessas atividades (Menezes et al., 2022). A combinação de altas temperaturas, baixa pluviosidade e uso irregular do fogo queimou aproximadamente 30% da área em 2020 (Libonati et al., 2020), retratada em diferentes meios de comunicação como a pior catástrofe das últimas décadas.

Esses cenários catastróficos criam novas demandas para a Ciência, além de fortalecer as já existentes. Por exemplo, os incêndios florestais de 2020 nos alertaram para a necessidade de compreender a importância fundamental do fogo em um ambiente

naturalmente dinâmico, dependente do fogo e que está sendo impactado pelas mudanças climáticas (Damasceno-Junior et al., 2021; Pivello, 2011; Menezes et al., 2022). Assim, eventos catastróficos podem promover alterações nos rumos da Ciência, criando possibilidades e desafios para pesquisadores e instituições de pesquisa.

Para investigar tais alterações, utilizamos como modelo de estudo os incêndios florestais de 2020 no Pantanal, uma das catástrofes mais severas para o bioma e que recebeu ampla atenção nacional e global. Buscamos identificar as fragilidades e os pontos fortes das redes de pesquisa, bem como as lacunas e as perspectivas na pesquisa científica para alcançar o desenvolvimento sociocultural e econômico e a conservação da biodiversidade dessa área úmida crítica. Assim, levantamos as seguintes questões: Como as redes de pesquisa são moldadas diante de eventos ambientalmente catastróficos? Qual o perfil dos estudos antes e depois dessas catástrofes? Quais as lacunas e tendências dos estudos sobre incêndios no Pantanal?

Métodos

Base de dados

Realizamos uma busca bibliográfica de artigos sobre o bioma Pantanal e sua relação com o fogo por meio de uma pesquisa avançada na base de dados Web of Science (www.isiknowledge.com). As buscas abrangeram desde 1945 (marco inicial da base) até novembro de 2022. As expressões booleanas utilizadas foram: (“fire*” OR “wildfire*” OR “bushfire*”) AND (“pantanal*” OR “wetlands*”) AND (“Brazil*”).

Indicadores (bibliográficos e ambientais)

Categorizamos todos os artigos compilados do banco de dados por título, palavras-chave e resumo. Em seguida, analisamos os seguintes indicadores bibliográficos: ano de publicação; fator de impacto; instituição do primeiro autor e dos coautores. Os

indicadores ambientais foram categorizados conforme os seguintes critérios, cujos detalhes podem ser vistos na Tabela 1: grupos taxonômicos; sub-regiões do Pantanal; tema do estudo; ambiente estudado; avaliação dos eventos de incêndio; forma de obtenção dos dados.

Tabela 1: Indicadores ambientais utilizados para a classificação de obras.

Indicadores ambientais	Tipo
Tema	Biodiversidade; Queima de biomassa; Áreas queimadas; Mudanças climáticas; Eventos compostos; Conservação; Seca; Planície de inundação; Ondas de calor; Uso da terra; Outros
Ambiente (Formação)	Pradaria; Floresta; Savana; Monodominância; Várias formações; Nenhuma formação
Grupo taxonômico	Anura; Árvores; Pássaros; Morcegos; Ervas; Invertebrados; Lianas; Mamíferos; Vários grupos; Nenhum grupo
Abordagem em relação ao fogo	Apenas citado; Estudou um único evento; Queima experimental; Histórico de incêndios florestais
Obtenção de dados	Banco de dados; Coleta de campo; Observação de campo; Opinião; Revisão; Sensoriamento remoto
Sub-região do Pantanal	Em quais sub-regiões do Pantanal os estudos foram desenvolvidos segundo SILVA & ABDON (1998)

Análises

As análises foram divididas em duas etapas: a primeira para caracterizar o perfil dos trabalhos e a segunda para caracterizar a estrutura das redes de pesquisa. Em ambas as etapas, consideramos os períodos pré-megaincêndio (trabalhos publicados de 1945 a 2019) e pós-megaincêndio (aqueles de 2020 a 2022).

Na primeira etapa, utilizamos os indicadores bibliográficos (ano de publicação e fator de impacto) e todos os indicadores ambientais. A partir dos indicadores bibliográficos, calculamos, para cada período, o número de trabalhos e o fator de impacto dos periódicos. Comparamos o fator de impacto entre os períodos por meio do teste t, aplicando $\log(x)$ para normalização dos dados. Além disso, por regressão linear simples, relacionamos o número de trabalhos ao número de focos de calor no Pantanal, obtidos no banco de dados disponibilizado pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) (<https://queimadas.dgi.inpe.br/queimadas>). Para os indicadores ambientais, quantificamos a proporção de trabalhos para cada um dos dois períodos analisados.

Na segunda etapa, utilizamos todos os indicadores bibliográficos. A partir deles, calculamos o número de autores em cada período e sua importância com base nesse número e nas citações. Contamos também o número de publicações com um único autor e a participação de autores estrangeiros. Para analisar a interação entre instituições, criamos redes de interação entre instituições de autores e coautores em ambos os períodos analisados. Para comparar a estrutura dessas redes, utilizamos métricas descritoras: número de instituições que formam a rede, número de conexões, número de componentes, índice de centralização, índice de assortatividade, densidade da rede, transitividade, modularidade e eficiência global. Para avaliar a importância das instituições em cada rede, calculamos o número de conexões e o hub score, definindo as instituições articuladoras da rede para cada período.

Todas as análises foram realizadas no software R (R Core Team, 2022); para as análises bibliométricas, utilizamos o pacote estatístico Bibliometrix (Aria & Cuccurullo, 2017) e, para as análises envolvendo a rede de interação, o pacote igraph (Csardi & Nepusz, 2006).

Resultados

Perfil dos estudos

Identificamos 92 artigos no banco de dados entre os anos de 1960 e 2022. Para o período pré-megaincêndio (1960 a 2019), registramos 35 trabalhos, representando 38% do total (Figura S1, material suplementar). O período pós-megaincêndio obteve 57 artigos, representando 62% de todos os estudos (Figura S1, material suplementar). O período pré-megaincêndio apresentou uma média de 0,6 artigos por ano, enquanto, para o período pós-megaincêndio, a média foi de 19 artigos por ano. O número de trabalhos não se relacionou com o número de focos de incêndio, exceto em 2020, que apresentou um número de focos muito acima da média, levando ao aumento do número de artigos (Figura S2, material suplementar). Além disso, nos periódicos que contêm os artigos, o fator de impacto de 3,32 no período pré-megaincêndio aumentou para 5,30 no período pós-megaincêndio ($t = 2,3$, $df = 37,4$, $p\text{-valor} = 0,027$) (Figura S3, material suplementar). O aumento no número de publicações e a abrangência de novos estudos demonstram que a comunidade acadêmica tem respondido rapidamente na compreensão dessas mudanças e na busca de soluções.

Nesse sentido, os temas mais abordados nos artigos mudaram entre os dois períodos estudados. Podemos observar que, para o período pré-megaincêndio, os temas estão mais relacionados à ocorrência de fogo em alguns ambientes e sua relação com processos ecológicos, como “Pastagem nativa”, “Savana”, “Queima de biomassa” e “Produção de matéria seca” (Figura S4, material suplementar). Em contraste, no período pós-megaincêndio, os temas estão principalmente relacionados a eventos climáticos, como “Mudanças climáticas”, “Seca” e “Ondas de calor” (Figura S4, material suplementar). Apesar de haver distinção entre os períodos, alguns temas continuam sendo

abordados ao longo do tempo, como “Incêndios”, “Planície de inundação” e “Biodiversidade”.

Quando analisamos mais especificamente quais fitofisionomias e grupos taxonômicos foram estudados, também observamos diferenças entre os períodos. No período pré-megaincêndio, 37,1% (13 artigos) focaram apenas em uma fitofisionomia, sendo as mais estudadas as florestas e formações campestres, com quatro trabalhos cada. Outros 48,6% (17 artigos) abordaram várias fisionomias. No período pós-megaincêndio, 21,8% (12 artigos) focaram em uma única fisionomia, sendo os ambientes florestais os mais estudados, com cinco artigos. No mesmo período, 61,8% (34 artigos) não tiveram as fisionomias como foco.

Considerando os grupos taxonômicos abordados, o período pré-megaincêndio apresentou 47,2% (17 artigos) focados em um único grupo taxonômico. Dentre eles, 82,4% (13 artigos) são grupos de plantas, divididos em oito artigos sobre árvores e cinco sobre ervas. Além disso, 50% (18 artigos) não focaram em um grupo taxonômico específico no período pré-megaincêndio. No período pós-megaincêndio, os artigos que não consideraram um grupo taxonômico como objeto de estudo foram predominantes, com 63,8% (30 artigos), enquanto 34% (09 artigos) consideraram um grupo taxonômico, dos quais 56,3% (09 artigos) eram sobre grupos de plantas, sendo as árvores as de maior representatividade (06 artigos).

Em ambos os casos, podemos observar que os estudos no período pré-megaincêndio se concentraram em apenas um grupo/fitofisionomia ou, quando abordaram aspectos bióticos, o fizeram de forma generalizada. Por outro lado, no período pós-megaincêndio, os estudos que abordaram aspectos bióticos tornaram-se mais diversos e específicos, apesar de serem proporcionalmente menores quando comparados aos estudos que abordaram apenas aspectos físicos (Figura 1A e 1B).

As formas como os estudos abordaram o fogo e como os dados foram obtidos também diferiram entre os períodos avaliados. No período pré-megaincêndio, 54,3% (19 artigos) mencionaram apenas o fogo, e 25,7% (nove artigos) consideraram o histórico do fogo. Para o período pós-megaincêndio, esse padrão se inverteu, sendo os trabalhos sobre histórico do fogo os mais frequentes, com 45,6% (26 artigos), e aqueles que citaram apenas o fogo foram os menos frequentes, com 31,6% (18 artigos). Em relação à obtenção de dados no período pré-megaincêndio, os trabalhos desenvolvidos com coletas de campo somaram 57,9% (22 artigos), e o sensoriamento remoto ficou em segundo lugar com 21,1% (8 artigos). Para o período pós-megaincêndio, os trabalhos sobre sensoriamento remoto somaram 45,8% (27 artigos), e as coletas de campo ficaram em segundo lugar, com 27,1% (16 artigos). No período pós-megaincêndio, também aumentaram os trabalhos de opinião e revisão, totalizando 15,2% (09 artigos) (Figura 1C e 1D).

Esses resultados demonstram mudanças profundas na busca pela compreensão das causas e consequências da ocorrência de incêndios no sistema. O fogo, em geral, deixa de ser apenas uma citação para estudos que abordam sua ocorrência ao longo do tempo e utilizam ferramentas geoespaciais com mais frequência.

Sob essa perspectiva, a distribuição espacial dos estudos realizados no bioma mudou entre os períodos avaliados. Os trabalhos desenvolvidos no período pré-megaincêndio, em uma única sub-região, foram a maioria com 82,5% (33 artigos), enquanto os trabalhos sobre todo o Pantanal somaram apenas 17,5% (07 artigos). No mesmo período, as sub-regiões que concentraram o maior número de trabalhos foram Poconé, com seis artigos, e Nhecolândia, com cinco. No período pós-megaincêndio, essa relação mudou, e os trabalhos sobre todo o Pantanal foram a maioria com 67,3% (37 artigos), e os estudos realizados em apenas uma sub-região, 32,7% (18 artigos). As sub-

regiões com maior número de trabalhos foram Poconé e Nabileque, com quatro artigos cada (Figura 2).

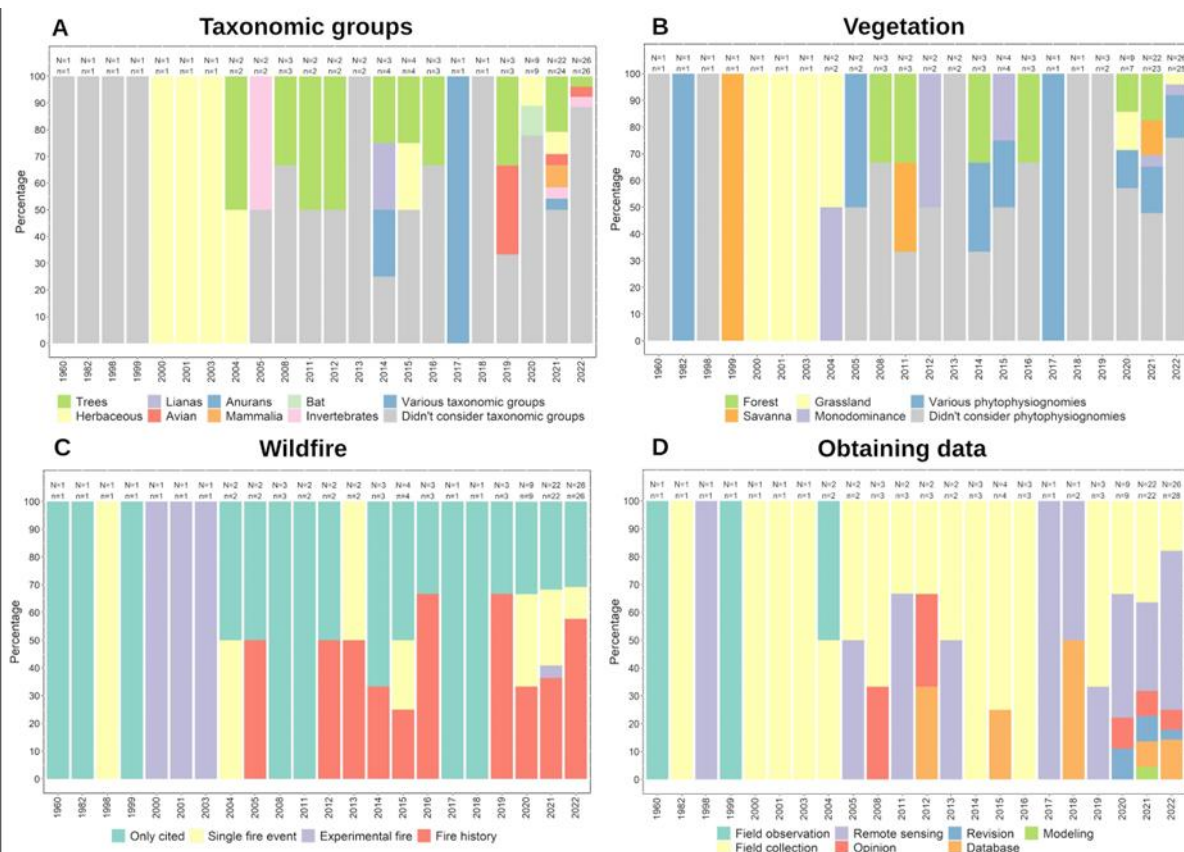


Figura 1 – Perfil dos artigos sobre incêndios florestais no Pantanal, divididos por ano nos períodos pré-megaincêndio (antes de 2020) e pós-megaincêndio (após 2020). A – considerando o grupo taxonômico estudado. B – considerando o tipo de vegetação estudado. C – como os incêndios florestais foram abordados no estudo. D – como os dados foram obtidos.

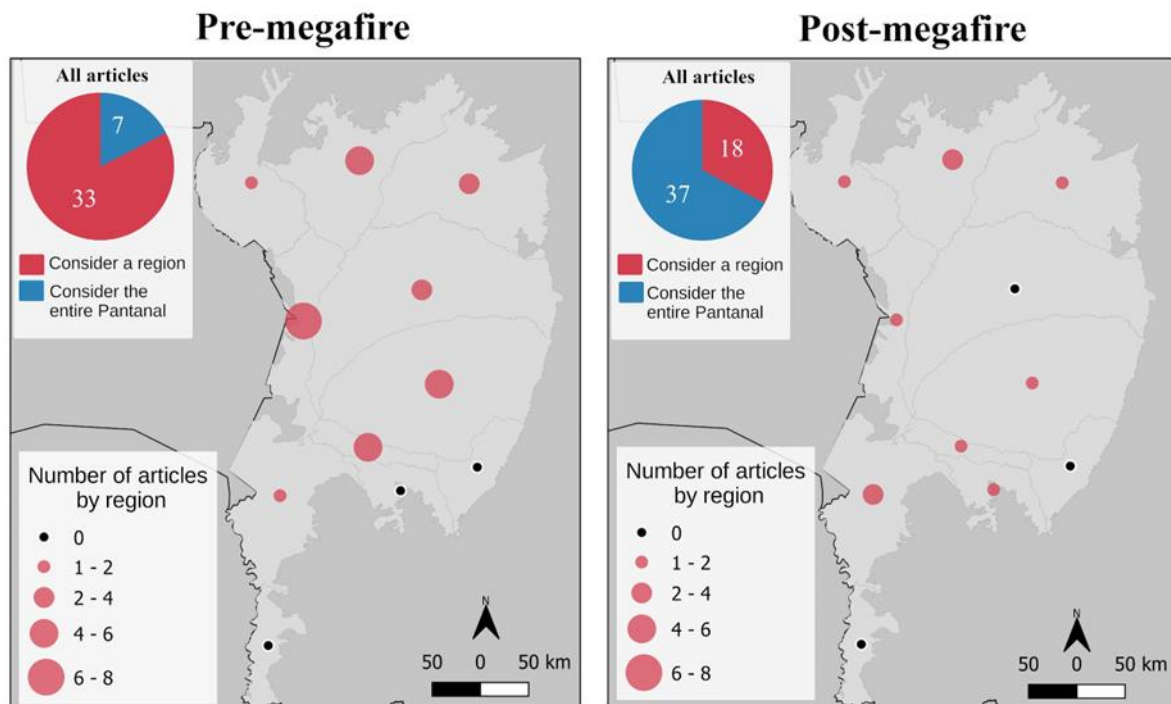


Figura 2 – Número de artigos sobre incêndios florestais no Pantanal, no período pré-megaincêndio (antes de 2020) e pós-megaincêndio (após 2020), por sub-região.

Estrutura das redes de pesquisa

Assim como ocorreu com o número de artigos, o número de autores que publicaram sobre o fogo no Pantanal foi 2,9 vezes maior no período pós-megaincêndio. Dessa forma, o número de autores passou de 114 no período pré-megaincêndio para 334 no período pós-megaincêndio. Além disso, no período pré-megaincêndio, três autores produziram publicações como autores individuais, o que não ocorreu no período pós-megaincêndio. A colaboração com autores estrangeiros aumentou de 26,47% no período pré-megaincêndio para 50% no período pós-megaincêndio.

Os dez autores mais destacados (considerando o número de artigos publicados) foram completamente alterados entre os períodos, com apenas um autor permanecendo entre os dez mais importantes em ambos os períodos. Entre os dez autores mais importantes, de acordo com o número de artigos sobre o tema e citações, considerando todo o período analisado (1960–2022), apenas três têm publicações nos períodos pré e pós-megaincêndio; os demais passaram a publicar somente após o megaincêndio (Figura 3).

As redes de interação entre instituições de pesquisa apresentaram aumento no período pós-megaincêndio, com um total de 144 instituições, 787 conexões e oito componentes; em contraste, no período pré-megaincêndio, a rede de pesquisa era composta por 39 instituições, 110 conexões e 12 componentes. O nível de coesão da rede (centralização de 1,05) é maior do que no período pré-megaincêndio. No pós-megaincêndio, a rede de interação apresentou conexões mais bem distribuídas entre os diferentes vértices (assortatividade de 0,3 e densidade de 0,08). O índice de eficiência global da rede também foi maior no período pós-megaincêndio (eficiência global de 0,33 contra 0,17).

No período pré-megaincêndio, a rede de instituições era mais subdividida, com conexões mais densas dentro dos grupos do que entre eles (modularidade 0,73 e transitividade 0,41 – contra 0,60 de modularidade e 0,36 de transitividade para o período pós-megaincêndio). O período pré-megaincêndio teve 19 grupos com uma média de duas instituições por grupo; destes, 14 grupos tinham uma ou duas instituições, e o maior grupo tinha apenas cinco. O período pós-megaincêndio teve 21 grupos com uma média de 6,8 instituições por grupo; destes, 12 grupos tinham até duas instituições, e o maior grupo tinha 33 (Figura 4).

Considerando toda a rede no período pré-megaincêndio, as instituições com mais conexões foram a UFMT, com 36; a UFMS, com 23; e o INPE, com 11. No período pós-megaincêndio, as instituições com mais conexões foram a UFMS, com 161; a UFRJ, com 70; e a UFMT, com 53. As instituições que atuaram como polos no período pré-megaincêndio foram a UFMT (pontuação de hub 1), a UFMS (pontuação 0,23) e o Instituto Max Planck (pontuação 0,22). Para o período pós-megaincêndio, os polos foram a UFMS (pontuação 1), a UFRJ (pontuação 0,34) e a UFMT (pontuação 0,25). O período pré-megaincêndio apresentou três pontos de articulação: UFMS, USP e UFMT. No período pós-megaincêndio, esse número aumentou, indicando oito pontos de articulação: UNEMAT, UNICAMP, ULisboa, UFRGS, ICMBio, UFMT, UFRJ e UFMS (Tabela Suplementar S1).

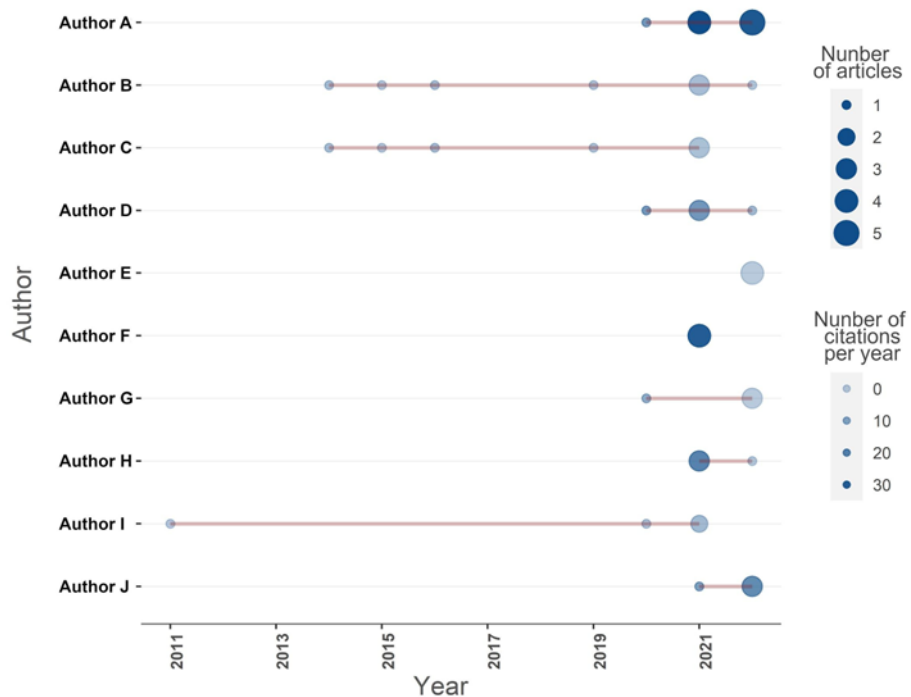


Figura 3 – Contribuição e importância dos autores que estudaram os incêndios florestais no Pantanal ao longo do tempo, considerando o número de artigos publicados e o número de suas citações.

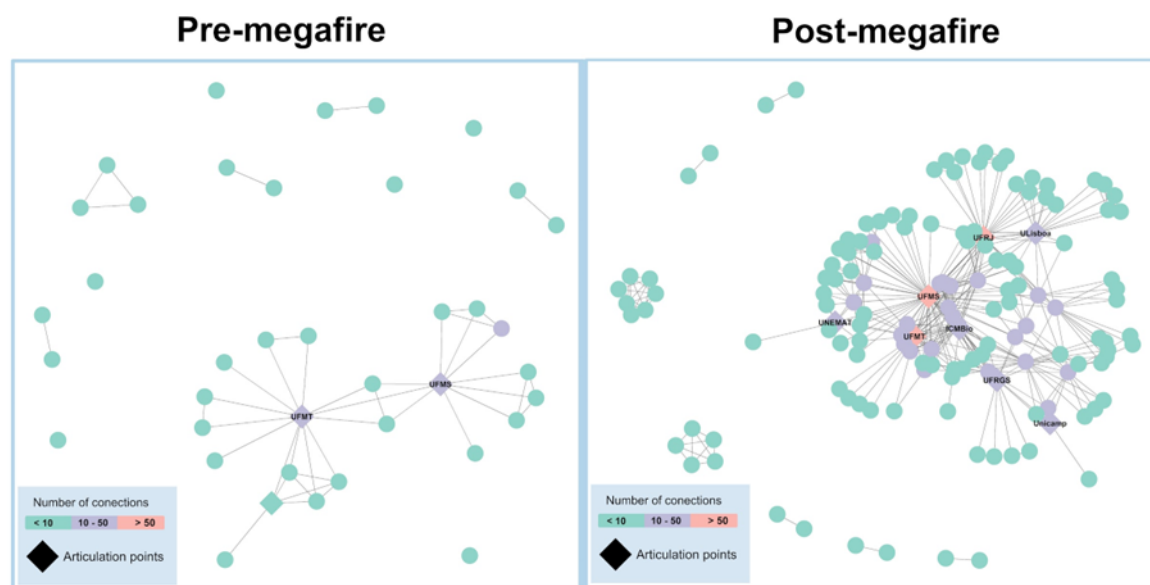


Figura 4 – Rede de interação das instituições de pesquisa construída a partir das afiliações dos autores e coautores dos artigos sobre incêndios florestais no Pantanal.

Discussão

Nossos resultados demonstram uma diferença no resultado da produção científica entre os dois períodos avaliados. A taxa de produção anual, assim como as características dos trabalhos publicados, difere antes e depois dos incêndios florestais de 2020. Uma das principais alterações observadas foi a forma de coleta de dados, uma vez que, após o megaincêndio, mais estudos consideraram o histórico de ocorrência do fogo, sistematizaram as informações de sensoriamento remoto e ampliaram a extensão territorial das análises, abrangendo todo o bioma. No entanto, em relação aos grupos taxonômicos avaliados, o maior número de artigos concentrou-se em estudos de vegetação em ambos os períodos.

Considerando a importância dos autores, nossos resultados demonstraram uma substituição completa dos principais autores entre os dois períodos, indicando que este tema ainda não foi sistematicamente estudado. O período pós-megaincêndio apresenta redes de pesquisa mais extensas e densas. Esse aumento no número de autores e instituições de pesquisa publicando sobre o fogo no Pantanal demonstra que o megaincêndio promoveu o número de trabalhos e novas colaborações entre instituições. Tal aumento pode trazer novas formas de pesquisa e estudos, estimular novos autores e criar redes de pesquisa mais coesas, além de uma tendência para que os estudos sobre o fogo no Pantanal se tornem mais contínuos e sistemáticos.

Esse aumento no número de novos autores e o fortalecimento das redes de pesquisa se refletem na taxa de publicação anual e no alcance. O número de publicações pós-megaincêndio foi 1,6 vezes maior do que no período pré-megaincêndio. Além disso, o fator de impacto das publicações também aumentou consideravelmente. Mudanças climáticas, ondas de calor e seca foram as palavras-chave mais relevantes naquele período, evidenciando a tendência de que os estudos pós-megaincêndio estão tentando identificar e descrever como os efeitos das mudanças climáticas influenciaram os incêndios florestais extremos. Esses fatos indicam uma mobilização em direção a explicações e quantificação dos impactos dos incêndios florestais, além da preocupação global em disseminar dados concisos para encontrar soluções. O consenso mundial sobre aquecimento global, mudanças climáticas (Lynas et al., 2021; Myers et al., 2021; IPCC,

2022) e sua relação com o aumento da frequência e intensidade dos incêndios florestais (Pyne, 2020) induzem a divulgação científica também a chamar a atenção, não apenas de pesquisadores, mas também de órgãos públicos e agências nacionais e internacionais para a prevenção de problemas. Apesar do aumento considerável de artigos no período pós-megaincêndio, a maioria dos estudos obteve dados apenas do histórico de ocorrência de incêndios e sensoriamento remoto, além de avaliar principalmente dados abióticos (por exemplo, histórico de incêndios, onda de calor). Esse padrão pode ser explicado por dois motivos principais: primeiro, os avanços tecnológicos no processamento de enormes bancos de dados e imagens, que facilitam e agilizam a coleta de informações, as análises e a disponibilização de resultados preliminares (Higa et al., 2022); segundo, a dificuldade de acesso, restringindo os estudos de campo a poucas áreas com infraestrutura mínima para pesquisa científica.

Ferramentas de sensoriamento remoto somadas a técnicas de inteligência artificial são cada vez mais populares e permitem o acesso a extensos bancos de dados com diagnósticos rápidos e abrangentes por pesquisadores de qualquer lugar do mundo (Higa et al., 2022; Pinto et al., 2020). Assim, o número de trabalhos com colaborações de diferentes instituições e especialistas em incêndios florestais aumentou. No entanto, vale ressaltar que as ferramentas geoespaciais apresentam limitações na identificação, mensuração e avaliação dos impactos causados por incêndios florestais (Chuvienco et al., 2019).

Considerando ambos os períodos, os artigos publicados que investigaram um grupo taxonômico estavam principalmente relacionados a grupos de plantas em formações florestais e campestres. Vale ressaltar que os poucos trabalhos sobre outros grupos taxonômicos citaram principalmente o fogo apenas como uma ameaça à conservação ou como um agente modelador da paisagem (Simioni et al., 2014; Scherer-Neto et al., 2019; Oliveira et al., 2021; Tortato et al., 2021). Nesse contexto, apenas dois artigos abordaram atributos ecológicos relacionados à fauna, à ocorrência ou não de incêndios florestais e ao tempo de resiliência (Santos et al., 2021; Gonçalves et al., 2022). Esse viés de grupos taxonômicos pode refletir os grupos de pesquisa e instituições mais atuantes no bioma, por exemplo, o grupo de pesquisa da UFMS, com a primeira

publicação em 2014, um estudo sobre regeneração de matas ciliares (Oliveira et al., 2014), e o grupo de pesquisa da UFMT em 2004, focado na ecologia e ecofisiologia de *Vochysia divergens* (“cambará”) em relação a inundações e fogo (Nunes da Cunha & Junk, 2004). As plantas são o principal combustível para a propagação do fogo em ambientes naturais (Loudermilk et al., 2022). Além disso, o fogo atua como um filtro ambiental para a composição e estrutura da vegetação, selecionando espécies com alguma resposta adaptativa (Manrique-Pineda et al., 2021).

Embora as plantas sejam organismos adequados para avaliar os impactos dos incêndios nos ecossistemas, a fauna pode responder de forma diferente, detectando nuances que precisam ser mais bem avaliadas ao se pensar em propostas mais acertadas para o manejo do fogo. Estudos com lagartos endêmicos do Cerrado brasileiro demonstraram que sua abundância é impactada negativamente pela supressão de incêndios e por incêndios de alta intensidade (Sousa et al., 2015). Nas savanas do norte da Austrália, as populações de pequenos mamíferos estão em declínio, e esse impacto está relacionado à maior frequência de incêndios (Ondei et al., 2021).

A tendência demonstrada pelos estudos sobre incêndios no Pantanal também pode ser consequência da necessidade de projetos multidisciplinares e de longo prazo. Estudos de longo prazo são essenciais para a compreensão do funcionamento de diferentes ecossistemas e para o monitoramento de alterações em escalas temporais e espaciais (Magurran et al., 2010). Por exemplo, somente com estudos de longo prazo foi possível construir estratégias de manejo e conservação da exploração florestal na Amazônia brasileira (Costa et al., 2015) e avaliar os impactos de atividades agrícolas intensivas em fragmentos florestais, trazendo subsídios para a conciliação entre conservação da biodiversidade, manutenção de serviços ecossistêmicos e produção de alimentos (Ribeiro et al., 2019). Assim, o recente estabelecimento de uma rede de

pesquisa de longo prazo sobre incêndios na UFMS está preenchendo essa lacuna, e acreditamos que o perfil de publicação após essa rede deverá se modificar nos próximos anos.

Informações sobre as relações ecossistêmicas entre grupos distintos são urgentes para subsidiar políticas públicas, legislações e implementação de programas ambientais. Esse tipo de abordagem é ainda mais necessário em ambientes altamente diversos, como o Pantanal, que ainda carece de informações científicas para subsidiar planos de resiliência e adaptação das comunidades diante de um cenário futuro de aumentos na temperatura média, períodos de seca e, também, mudanças na dinâmica do pulso de inundação (Marengo et al., 2016; Tomas et al., 2019).

Além dos efeitos das interações do pulso de inundação e do fogo, que moldam os diversos ambientes deste bioma, existem as relações humanas (sociais, culturais e econômicas). Como apontado anteriormente, trabalhos envolvendo sensoriamento remoto foram relevantes no período pós-megaincêndio; entretanto, a diversidade de ambientes e os aspectos sociais, culturais e econômicos necessitam de pesquisas de campo para melhor compreensão dos impactos e resultados mais precisos para tomada de decisão (McLauchlan et al., 2020).

A gestão do uso do fogo e a redução dos impactos dos incêndios florestais têm se baseado principalmente no conceito de Manejo Integrado do Fogo (MIF), que considera uma abordagem holística e integrada aos aspectos ecológicos, sociais, culturais e econômicos (Myers, 2006). Dessa forma, não observamos nenhum artigo sobre dimensões humanas ou como os incêndios florestais impactam as pessoas. Além disso, uma abordagem social, cultural e econômica pode trazer respostas adaptativas para um ecossistema em mudanças rápidas e intensas (Moore, 2019; Nimmo et al., 2022).

Com mais trabalhos baseados em dados remotos e menos em trabalhos de campo, observamos um aumento no número de artigos de opinião. Entre eles, destaca-se o artigo de Berlinck et al. (2022), que apresentou recomendações sobre ações necessárias para a conservação do Pantanal. É fundamental aliar a conservação da biodiversidade a aspectos sociais, culturais e econômicos. No entanto, considerando a complexidade ambiental e a escassez de trabalhos envolvendo as relações humanas com o fogo, artigos de opinião devem ser avaliados com cautela.

Observamos diferenças relevantes entre os períodos avaliados em relação a autores, instituições e redes de pesquisa. Ocorreu uma alteração completa nos autores de maior importância entre os períodos e um número muito maior de autores publicando sobre o tema no período pós-megaincêndio. Além disso, muitos dos autores indicados como relevantes no período pós-megaincêndio iniciaram suas publicações sobre o tema na região somente após 2020. Esses resultados levam a crer que os pesquisadores que estudam esse tema no Pantanal ainda estão se consolidando como referências na área. Houve também um número crescente de instituições e sua importância na rede de pesquisa. A cooperação entre várias instituições de pesquisa é necessária para que as melhores estratégias de conservação da biodiversidade e o uso racional dos recursos naturais sejam alcançados (Nimmo et al., 2022). O megaincêndio de 2020 reorganizou e fortaleceu as redes de instituições que investigam o tema do fogo no Pantanal. Apesar de um único grande polo institucional (UFMS), o número e a força das instituições conectadas aumentaram no período pós-megaincêndio. Somente por meio de uma rede científica bem estruturada e capaz de fornecer informações de qualidade será possível enfrentar os desafios de conservação do Pantanal (Tomas et al., 2019).

Algumas mudanças políticas e estratégias de gestão já podem ser observadas no bioma, impulsionadas pelas rápidas respostas dadas pela comunidade científica. Em curto

prazo, Roque et al. (em preparação) já demonstram mudanças na legislação específica para o manejo integrado do fogo, ampliação dos sistemas de monitoramento de ocorrências de incêndios, criação de estruturas associativas para primeiros atendimentos a incêndios florestais, projetos de restauração ambiental e aumento dos investimentos em todas essas iniciativas, inclusive em pesquisa científica.

Após um evento catastrófico, a atenção se voltou para a discussão do problema e a busca por soluções. Assim, abriu-se uma oportunidade para pesquisadores e instituições organizarem, criarem e fortalecerem suas redes de interação. De acordo com nossos resultados, as redes de pesquisa estão sendo reorganizadas e fortalecidas, buscando respostas para prevenir e mitigar os impactos dos incêndios florestais no Pantanal.

Para atingir os objetivos de conservação do bioma, é imperativo abordar e preencher as lacunas de conhecimento existentes. A insuficiência de estudos que investiguem a relação entre eventos de fogo e a fauna, em geral, dificulta a avaliação precisa da resiliência e adaptabilidade desse grupo em resposta a tais incidentes. Ainda mais urgentes são os estudos sobre a relação e o impacto do fogo em diversas dimensões humanas, abordando aspectos sociais, culturais e econômicos. Estudos que busquem compreender a relação das pessoas com o fogo, identificando suas necessidades, o conhecimento empírico sobre formas e necessidades de uso, são essenciais para definir estratégias para a resiliência e adaptabilidade dessas comunidades. Nessa perspectiva, somente com um esforço multi-institucional e, conseqüentemente, com a multi e transdisciplinaridade que envolve e busca estudos de médio e longo prazos, poderemos encontrar respostas para prevenir novas catástrofes ambientais de grande porte. Portanto, é necessário que as redes de pesquisa emergentes tenham em mente a necessidade de preencher essas lacunas e que estudos inovadores sejam desenhados de forma integrada, abordando os diferentes contextos que envolvem o manejo do fogo.

Material suplementar

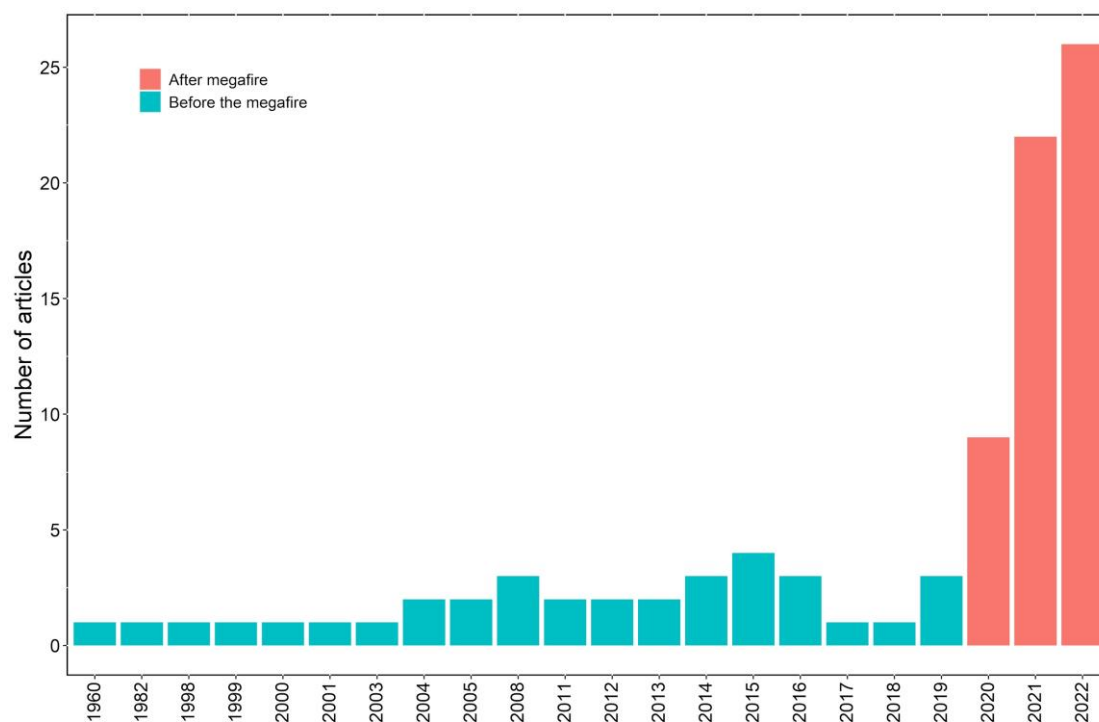


Figura S1 – Número de artigos por ano nos períodos pré-megaincêndio (antes de 2020) e pós-megaincêndio (após 2020), no Pantanal.

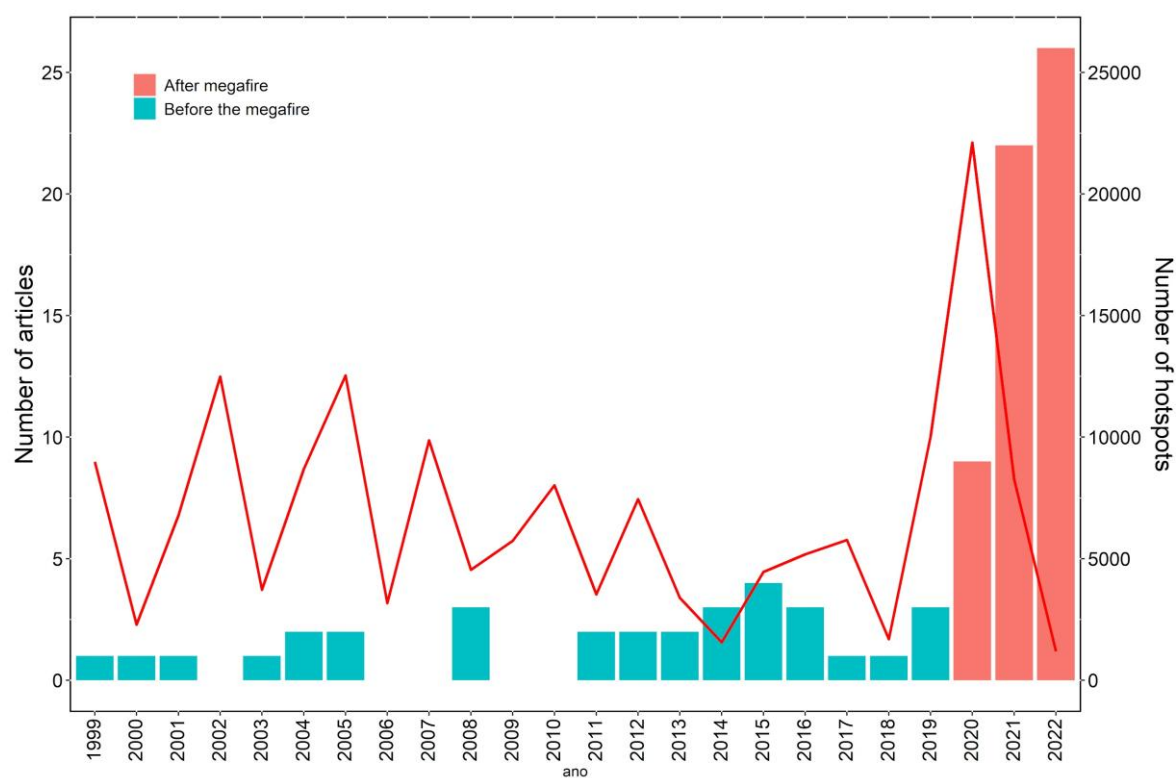


Figura S2 – Número de artigos por ano nos períodos pré-megaincêndio (antes de 2020) e pós-megaincêndio (após 2020) e o número de focos de calor por ano no Pantanal.

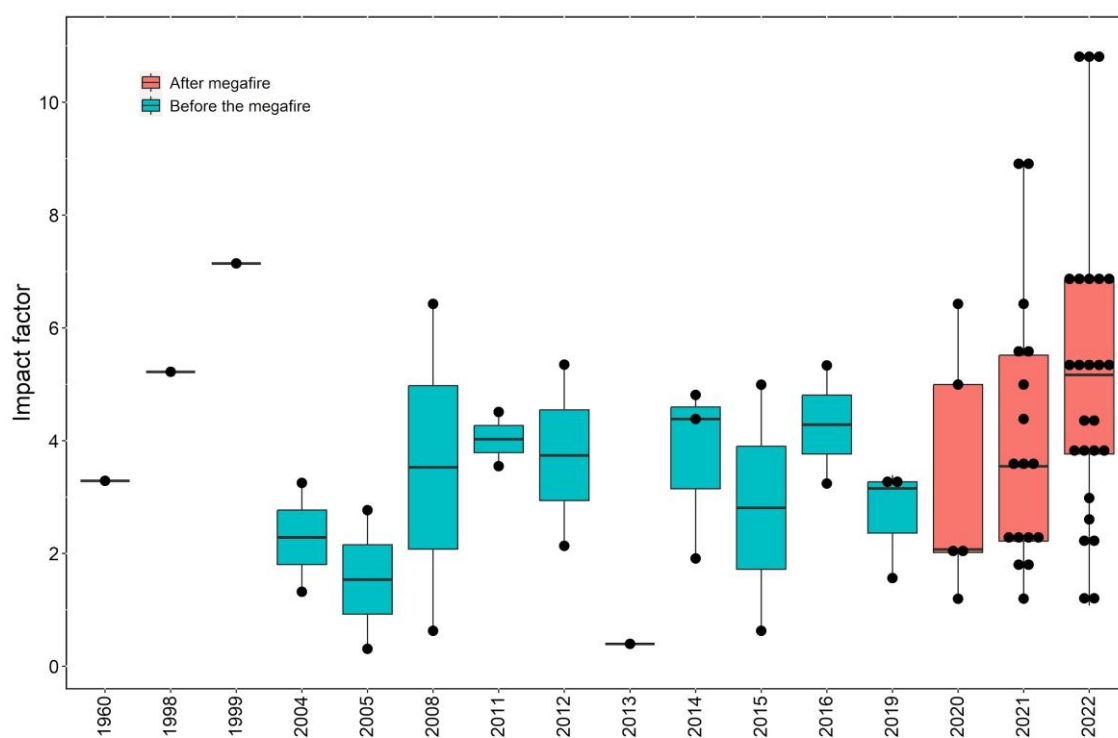


Figura S3 – Fator de impacto dos artigos publicados por ano nos períodos pré-megaincêndio (antes de 2020) e pós-megaincêndio (após 2020), no Pantanal.

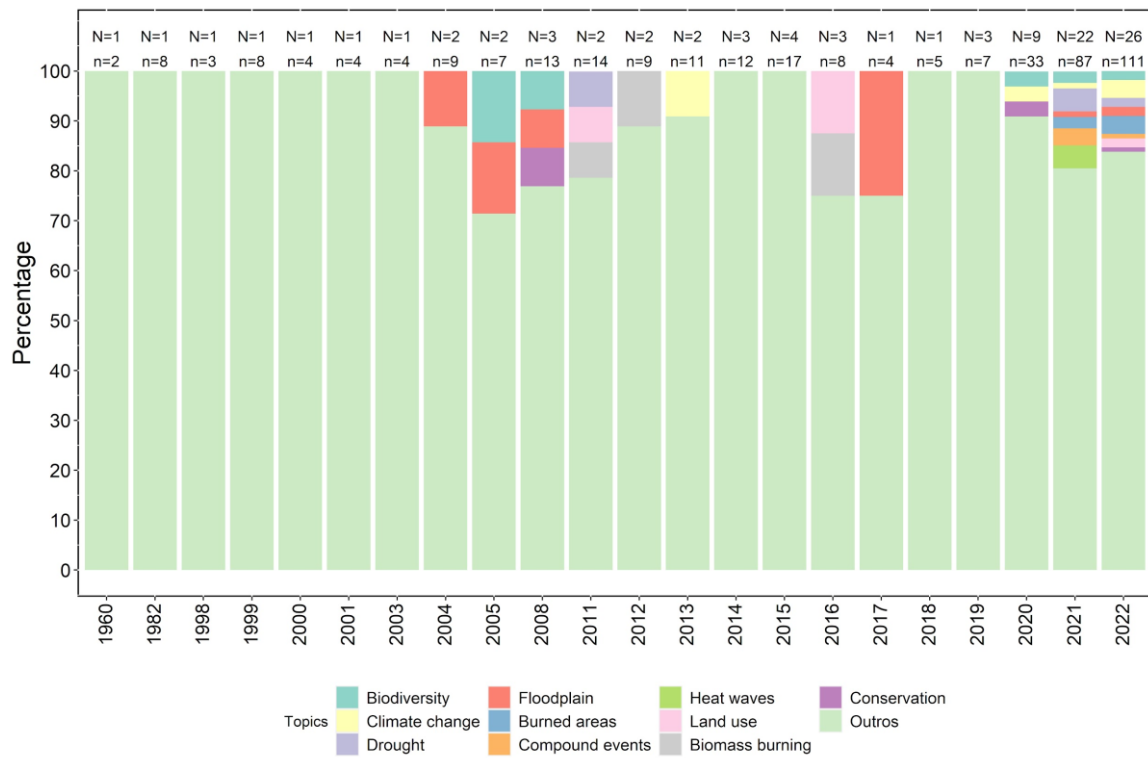


Figura S4 – Temas abordados nos artigos publicados por ano nos períodos pré-megaincêndio (antes de 2020) e pós-megaincêndio (após 2020), no Pantanal.

Tabela S1 – Instituições e abreviações mencionadas no texto.

Instituição	abreviação
Universidade Federal de Mato Grosso do Sul	UFMS
Universidade Federal da Mato Grosso	UFMT
Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais	INPE
Universidade Federal do Rio de Janeiro	UFRJ
Universidade de São Paulo	USP
Universidade do Estado de Mato Grosso	UNEMAT
Universidade Estadual de Campinas	UNICAMP
Universidade de Lisboa	ULisboa
Universidade Federal do Rio Grande do Sul	UFRGS
Instituto Chico mendes de Conservação da Biodiversidade	ICMBio

Capítulo 2

Fusão de artigos correlatos. O primeiro publicado na revista *Integrative Conservation* sob o título *Uncovering Positive Developments Amid the Wave of Negative News About Megafires in Brazil*, DOI 10.1002/inc3.70010. O segundo na *Environmental Science and Policy*, sob o título *Catastrophic Wildfires in the Pantanal Wetlands as Catalysts for Transformative Change*, DOI 10.1016/j.envsci.2025.104273.

Incêndios Catastróficos no Pantanal como Catalisadores de Mudanças Transformadoras

Resumo

Incêndios catastróficos, cada vez mais intensificados pelas mudanças climáticas e pressões antrópicas, emergem como fatores críticos de transformação socioecológica. Este estudo examina os incêndios ocorridos no bioma Pantanal entre 2019 e 2020 como um caso de mudança disruptiva, destacando seu papel como catalisadores de inovações institucionais, tecnológicas, científicas e comunitárias. Com base em uma metodologia transdisciplinar e amostragem em bola de neve de atores-chave, a pesquisa identifica mudanças rápidas na governança do fogo, incluindo a implementação de políticas integradas de manejo e a criação de novas redes científicas. Avanços tecnológicos, como sistemas de monitoramento em tempo real e plataformas de alerta precoce baseadas em inteligência artificial, ampliaram as capacidades de detecção e resposta ao fogo. Paralelamente, a resiliência comunitária foi fortalecida por meio da formação de brigadas locais, iniciativas educativas e programas de restauração apoiados por atores governamentais e da sociedade civil. Essas respostas refletem uma convergência de estratégias adaptativas e transformadoras voltadas para mitigar riscos futuros. Apesar desses avanços, a manutenção da resiliência a longo prazo depende da continuidade da governança multinível, da colaboração intersetorial e do investimento financeiro. A experiência do Pantanal evidencia o potencial de eventos extremos para desestabilizar sistemas consolidados e promover mudanças sistêmicas. Contudo, também revela as complexidades de manter o ímpeto diante da intensificação das ameaças climáticas. Esta

análise contribui para o debate sobre transformações induzidas por desastres, enfatizando a necessidade de abordagens integradas, inclusivas e antecipatórias na governança ambiental em paisagens propensas ao fogo.

Palavras-chave: Áreas úmidas, Governança do fogo, Incêndios florestais, Mudanças climáticas, Mudança transformadora, Sistemas socioecológicos

Catastrophic Wildfires in the Pantanal Wetlands as Catalysts for Transformative Change

Abstract

Catastrophic wildfires, increasingly intensified by climate change and anthropogenic pressures, have emerged as critical drivers of socioecological transformation. This study examines the 2019–2020 wildfires in the Pantanal biome as a case of disruptive change, highlighting their role in catalyzing institutional, technological, scientific, and community-level innovations. Drawing on a transdisciplinary methodology and snowball sampling of key stakeholders, the research identifies rapid shifts in wildfire governance, including the implementation of integrated fire management policies and the establishment of new scientific networks. Technological advancements, such as real-time fire monitoring systems and AI-driven early warning platforms, have enhanced fire detection and response capabilities. Concurrently, community resilience has been bolstered through the formation of local fire brigades, educational initiatives, and restoration programs supported by civil society and governmental actors. These responses reflect a convergence of adaptive and transformative strategies aimed at mitigating future wildfire risks. Despite these advances, sustaining long-term resilience remains contingent upon continued multilevel governance, cross-sectoral collaboration, and financial investment. The Pantanal experience underscores the potential of extreme events to disrupt entrenched systems and foster systemic change. However, it also reveals the complexities of maintaining momentum in the face of escalating climate threats. This analysis contributes to the broader discourse on disaster-induced transformation, emphasizing the need for integrated, inclusive, and anticipatory approaches to environmental governance in fire-prone landscapes.

Keywords: Climate change, Fire governance, Socio-ecological systems, Transformative change, Wetlands, Wildfires

Introdução

Incêndios catastróficos, cada vez mais impulsionados pelas mudanças climáticas, pelo manejo inadequado das paisagens e por atividades humanas, tornaram-se mais frequentes e destrutivos em escala global (Jones et al., 2022), afetando a biodiversidade (Gallagher et al., 2021), os serviços ecossistêmicos (Pereira et al., 2025), a saúde humana (Ford et al., 2018) e as economias regionais e globais (Stephenson et al., 2013; Wang et al., 2021; Liu et al., 2024). Mesmo ecossistemas adaptados ao fogo estão cada vez mais vulneráveis à intensificação dos megaincêndios. No Brasil, o Pantanal — uma área composta por diferentes tipos de vegetação dependentes do fogo (Pivello et al., 2011) — tem sido profundamente afetado por esses eventos. Contrariamente ao padrão histórico de variação espacial das áreas queimadas (Damasceno-Junior et al., 2021), a maior parte dos incêndios de 2020 concentrou-se na porção norte do Pantanal e nas planícies de inundação ao longo do rio Paraguai (Garcia et al., 2021). Essas áreas, sujeitas a inundações sazonais, acumulam grande quantidade de biomassa, que se tornou altamente inflamável devido às condições extremas de seca. Essa tendência é evidente no Pantanal, a maior área úmida tropical contínua do mundo, localizada na região centro-oeste da América do Sul, com aproximadamente 140.000 km² apenas em território brasileiro. A ocorrência crescente de incêndios catastróficos no Pantanal está associada a secas severas persistentes desde 2019, exacerbadas por ondas de calor e anomalias de temperatura superiores a 5°C em relação à média (Libonati et al., 2022), bem como ao uso inadequado e irresponsável do fogo, especialmente queimadas não autorizadas durante períodos oficialmente proibidos (Semadesc, 2025). Projeções indicam que esses incêndios extremos se tornarão mais frequentes até o final do século, impulsionados pelo aumento das temperaturas e pelas pressões antrópicas locais (Silva et al., 2022), sobretudo devido à expectativa de intensificação e prolongamento das ondas de calor até 2070 (Marengo et al., 2016; Marengo et al., 2021). Os incêndios de 2019-2020 afetaram mais

de 43% do bioma Pantanal (Libonati et al., 2020), resultando em danos ambientais substanciais e impactos severos sobre a saúde humana e os meios de subsistência (Garcia et al., 2021; Lorenz et al., 2023). Esses incêndios não apenas devastaram ecossistemas e comunidades animais (Tomas et al., 2021), mas também evidenciaram vulnerabilidades nos sistemas existentes, como: falta de equipamentos e pessoal em quantidade suficiente, além da ausência de coordenação entre instituições, regulamentações legais e sistemas de manejo, tornando evidente que as instituições governamentais responsáveis pela resposta.

Com base nos incêndios recentes no Pantanal como estudo de caso, esta análise explora como eventos catastróficos podem se tornar forças transformadoras que desencadeiam mudanças em políticas, tecnologias, estruturas sociais e agendas científicas. Ao examinar essas mudanças, o artigo destaca como circunstâncias extremas podem, paradoxalmente, abrir caminhos para transformações profundas e positivas. Nosso objetivo neste artigo é explorar a ideia de que incêndios catastróficos, apesar de sua natureza destrutiva, podem atuar como poderosos motores de mudança transformadora, remodelando nossa compreensão sobre resiliência, adaptabilidade e potencial humano.

Avaliando evidências de mudanças rápidas e inovações

Esta pesquisa busca analisar os arranjos institucionais, os marcos de coordenação entre atores e os mecanismos de resposta adaptativa empregados no contexto do manejo do fogo, com ênfase específica na reconfiguração desses sistemas após os eventos extremos de incêndios no bioma Pantanal. Aplicamos o método de amostragem em bola de neve (Naderifar et al., 2017) para identificar e engajar profissionais e pesquisadores envolvidos nos esforços de resposta aos incêndios no Pantanal. O processo iniciou-se com contatos que possuíam experiência direta na região e, por meio de suas recomendações, ampliamos a rede, identificando indivíduos adicionais relevantes. Essa abordagem permitiu alcançar

atores com conhecimento prático e científico sobre a dinâmica dos incêndios e as respostas comunitárias. Todos os indivíduos convidados contribuíram com informações e foram incluídos como coautores deste estudo. Nosso objetivo foi aproveitar a expertise coletiva desses participantes e suas diversas fontes de informação para examinar exemplos concretos de transformações sociais e econômicas diretamente influenciadas pelos incêndios recentes no Pantanal. A seguir, destacamos os principais achados e casos relevantes que emergiram desse esforço intersetorial, indicando que não apenas instituições governamentais — tradicionalmente responsáveis pela resposta direta a desastres dessa magnitude —, mas também a sociedade civil organizada, instituições acadêmicas e de pesquisa, e representantes dos poderes legislativos do país se mobilizaram para responder e reestruturar o complexo arcabouço de prevenção, manejo, combate e recuperação pós-incêndios florestais catastróficos.

Políticas governamentais

Governos frequentemente respondem a desastres por meio da implementação de novas políticas e medidas de preparação (Singh, 2023). As políticas públicas voltadas à prevenção, supressão e manejo do fogo no Brasil baseiam-se na Lei de Proteção da Vegetação Nativa (Lei nº 12.651, Brasil, 2012). Para cumprir o mandato imposto por essa lei, o Governo Federal desenvolveu e publicou a Política Nacional de Manejo Integrado do Fogo (PNMIF) (Brasil, 2024), após um longo processo participativo. A PNMIF reconhece a importância do fogo nos processos ecológicos, na economia de diferentes populações, nas expressões culturais e sociais de povos tradicionais e nos conhecimentos associados ao seu uso. Todas as políticas estaduais relacionadas ao tema do controle do fogo derivam dessa lei. Após os incêndios catastróficos de 2019-2020, observam-se novas políticas e medidas de preparação por parte dos governos em níveis federal e estadual. No âmbito estadual, o estado de Mato Grosso do Sul promulgou regulamentações

semelhantes às do governo federal, estabelecendo procedimentos para a elaboração de planos de manejo integrado do fogo. Essas regulamentações permitem inclusive que propriedades privadas utilizem o fogo como ferramenta de manejo por meio da queima prescrita (Tabela 1). De modo geral, o impacto dos incêndios de 2019-2020 catalisou uma mudança na governança do fogo em todo o Pantanal, levando governos em todos os níveis jurisdicionais a adotar uma abordagem mais proativa e holística para a prevenção e o manejo dos incêndios florestais.

Tabela 1. Políticas e medidas de preparação dos governos em nível federal e estadual.

Nome da política/programa	Escala	Instituição	Decreto/lei	Descrição
Política Nacional de Manejo Integrado do Fogo (PNMIF)	Nacional	Governo Federal	Lei 14.944/2024	Regula a concessão de nº licenças para queimadas prescritas em propriedades privadas.
Plano de Ação para Manejo Integrado do Fogo no Bioma Pantanal	Nacional	Governo Federal	—	Inclui treinamento, aumento do recrutamento de brigadas e bombeiros, entre outras medidas, com investimento superior a US\$ 4 milhões. O texto do plano destaca que a eficácia do MIF foi cientificamente comprovada pelo projeto Noleedi.
Plano Estadual de Manejo Integrado do Fogo	Estadual	Governo do Mato Grosso Sul	Decreto nº 15.654/2021	Cria um programa estadual para brigadas de combate, utilização do Sistema de Comando de Incidentes (SCI), estabelecimento de uma Sala de Situação de Informações sobre Incêndios e criação de um Centro Estadual de Coordenação Integrada. Além disso, autoriza queimadas prescritas em propriedades privadas.
Licenciamento do Plano de Manejo Integrado do Fogo (PMIF) em propriedades privadas	Estadual	Governo do Mato Grosso Sul	Portaria nº 1.259/2023	Regula o MIF em áreas privadas.
Norma técnica do Corpo de Bombeiros	Estadual	IMASUL – Instituto de Meio Ambiente de Mato Grosso Sul	Portaria nº 1.259	Define o procedimento administrativo para obtenção de autorização ambiental para queimadas controladas.

Nome da política/programa	Escala	Instituição	Decreto/lei	Descrição
Reativação do Comitê do Fogo	Estadual	Governo do Mato Grosso do Sul	2017	Promove colaboração entre diferentes órgãos por meio de reuniões mensais e grupos de trabalho focados em prevenção, preparação, combate e responsabilização.
Código de Segurança contra Incêndio, Pânico e outros Riscos	Estadual	Governo do Mato Grosso do Sul	Lei nº 4.335/2013, incluindo as Normas Técnicas nº 17 e 45/2021	Introduz inovações importantes para áreas públicas e privadas em todo o estado, visando promover maior resiliência das áreas rurais às mudanças climáticas.

Redes científicas

Os incêndios catastróficos no Pantanal catalisaram respostas científicas significativas, impulsionando mudanças transformadoras em diversas disciplinas. Em resposta a esses desastres, novas redes de pesquisa com financiamento substancial foram criadas para enfrentar os desafios ecológicos e ambientais causados pelos incêndios (Tabela 2). Notavelmente, a Rede Pantanal foi estabelecida com apoio do Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação (MCTI, número do projeto: FINEP 01.20.0201.00), recebendo um investimento inicial de US\$ 788.130,80, com o objetivo de desenvolver ferramentas para compreender, manejar e prevenir incêndios catastróficos no bioma.

Além disso, a SEMA-MT, por meio da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Mato Grosso (FAPEMAT – Edital 012/2020), destinou US\$ 28.421,97 ao projeto “*Avaliação do Impacto do Fogo sobre a Biodiversidade e o Solo*”. Esses estudos buscam compreender como o fogo afeta a saúde do solo, a disponibilidade de nutrientes, a estrutura das comunidades vegetais e a dinâmica das interações entre espécies, visando subsidiar melhores decisões na implementação do Manejo Integrado do Fogo (MIF) no Pantanal (Libonati et al., 2020).

Outros apoios viabilizaram a criação de dois sítios do Programa de Pesquisa Ecológica de Longa Duração (PELD) nos estados de Mato Grosso do Sul e Mato Grosso. Esses programas têm como objetivo avaliar os efeitos do fogo recorrente e das inundações sobre a dinâmica da biota, da paisagem e dos serviços ecossistêmicos, para apoiar o manejo sustentável no Pantanal em conexão com a cultura local. Eles são financiados pelo Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e pela Fundação de Apoio ao Desenvolvimento do Ensino, Ciência e Tecnologia de Mato Grosso do Sul (FUNDECT), com investimento inicial de US\$ 118.219,62.

Essa iniciativa também inclui projetos voltados ao manejo do fogo em áreas protegidas, coordenados pelo Instituto de Meio Ambiente de Mato Grosso do Sul (IMASUL) e pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), com recursos significativos destinados a examinar os efeitos dos incêndios sobre a biodiversidade (Tomas et al., 2021). Estudos de longo prazo são essenciais para compreender o funcionamento dos diferentes ecossistemas e monitorar alterações em escalas temporais e espaciais (Magurran et al., 2010). Assim, essas pesquisas visam avaliar continuamente, monitorar e propor adaptações ao uso do fogo ao longo do tempo, seguindo o conceito de manejo adaptativo (Myers, 2006), tanto em propriedades rurais voltadas à pecuária quanto em áreas protegidas.

Tabela 2. Principais iniciativas de redes científicas surgidas após os incêndios catastróficos. Os acrônimos das instituições estão no material suplementar (S1 – Tabela).

Nome do projeto/programa	Ano	Objetivos principais	Instituição líder	Instituições rede	em Investimento (US\$)
Rede Pantanal	2020	Desenvolver ferramentas para compreender, manejar e prevenir incêndios catastróficos no bioma Pantanal.	UFMG e Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação (MCTI, Panthera, FINEP 01.20.0201.00)	UFMG, UFMS, CEMADEN/MCTI, ICMBio/CENAP, Embrapa, Museu Goeldi, Instituto Arara Azul, IBAMA/Prevfogo, IFMS, IHP, INPA, INPE, INPP, IPE, Sesc Pantanal, Smithsonian, UEMS, UERJ, UFGD, UFMT, INAU, UFRGS, UFRJ, UFRN, UnB, UNEMAT, USP, WWF	788.130,80
Avaliação do Impacto do Fogo sobre a Biodiversidade e o Solo	2020	Investigar impactos do fogo na saúde do solo, ciclagem de nutrientes, estrutura das comunidades vegetais e interações entre espécies para subsidiar o Manejo Integrado do Fogo (MIF).	UFMT (FAPEMAT SEMA-MT, – Edital 012/2020)	ICMBio, UNEMAT	28.421,97
Pesquisa Ecológica de Longa Duração (PELD) – Sítios Pantanal	2020	Avaliar efeitos do fogo recorrente e das inundações sobre a biota, dinâmica da paisagem e serviços ecossistêmicos; apoiar manejo	UFMS (Processo nº 445354/2020-8, FUNDECT nº 427/2021 e TF nº 001/2022)	UFMS, Imasul, CEMADEN, UFMT, Ibama/Prevfogo, Embrapa, ABINK, ICMBio, CBM/MS, Mupan/Wetlands, UFRJ	118.219,62

Nome do projeto/programa	Ano	Objetivos principais	Instituição líder	Instituições rede	em Investimento (US\$)
		sustentável alinhado às práticas culturais locais.			
Projeto Carbono Neutro FUNDECT	2021	Apoiar pesquisas para compensar emissões de gases de efeito estufa em Mato Grosso do Sul por meio de estratégias sustentáveis de uso da terra e manejo do fogo.	SEMAGRO/Imasul (FUNDECT, Edital 18/2021)	UFMS, UEMS, UFGD, Embrapa	788.130,80
Projeto Terrestre – Áreas Protegidas Pantanal	2021	Fortalecer e expandir Áreas Protegidas no Pantanal; revisar estratégias pós-incêndio para aprimorar a conservação da biodiversidade e a resiliência ao fogo.	FUNBIO, Banco Interamericano de Desenvolvimento (BID) e Ministério do Meio Ambiente e Mudança do Clima	ICMBio, SEMA-MT, Imasul, MUPAN/Wetlands, ECOA, Neotrópica, UFMS, FUNATURA, Gaia, IHP, Onçafari, ITB, IPE	3.812.5

Em 2021, o projeto Carbono Neutro, financiado pela FUNDECT, destinou US\$ 788.130,80 para apoiar pesquisas voltadas à compensação das emissões de gases de efeito estufa (GEE) em Mato Grosso do Sul. O Projeto GEF Terrestre, com apoio do Banco Interamericano de Desenvolvimento (BID) e do Ministério do Meio Ambiente e Mudança do Clima, gerido pelo Fundo Brasileiro para a Biodiversidade (FUNBIO), revisou suas estratégias de ação pós-incêndios para aumentar a efetividade das Áreas Protegidas no Pantanal por meio da criação e do fortalecimento dessas áreas.

No que se refere à produção científica, realizamos uma busca na base de dados Web of Science em 26 de outubro de 2023, para avaliar o número de manuscritos publicados ao longo do tempo. Os termos utilizados foram **“Pantanal” AND “Fire”***, abrangendo todos os artigos, notas, trabalhos em acesso antecipado e artigos de dados escritos em inglês entre 1945 e 2023. Os resultados revelaram um aumento expressivo no número de estudos, especialmente após 2020, com a maioria dos artigos publicados nos últimos três anos (Figura 1). Esses estudos concentraram-se predominantemente nas causas e implicações biológicas dos incêndios no Pantanal em 2019 e 2020, sendo publicados majoritariamente em periódicos das áreas de biodiversidade ou ciências ambientais.

Pereira et al. (2024) demonstraram um aumento tanto no número de instituições de pesquisa quanto na quantidade e qualidade das interações entre elas. Mesmo com esse crescimento, ainda há uma concentração significativa de contribuições provenientes de universidades dos estados de Mato Grosso do Sul e Mato Grosso, sinalizando uma iniciativa regional de fortalecimento de capacidades.

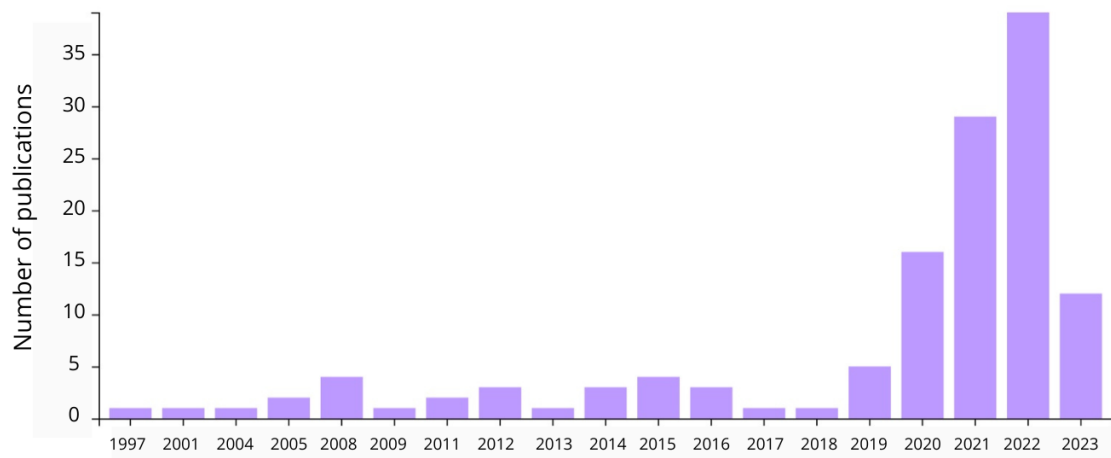


Figura 1. Número de publicações por ano (antes e depois do megaincêndio de 2020).

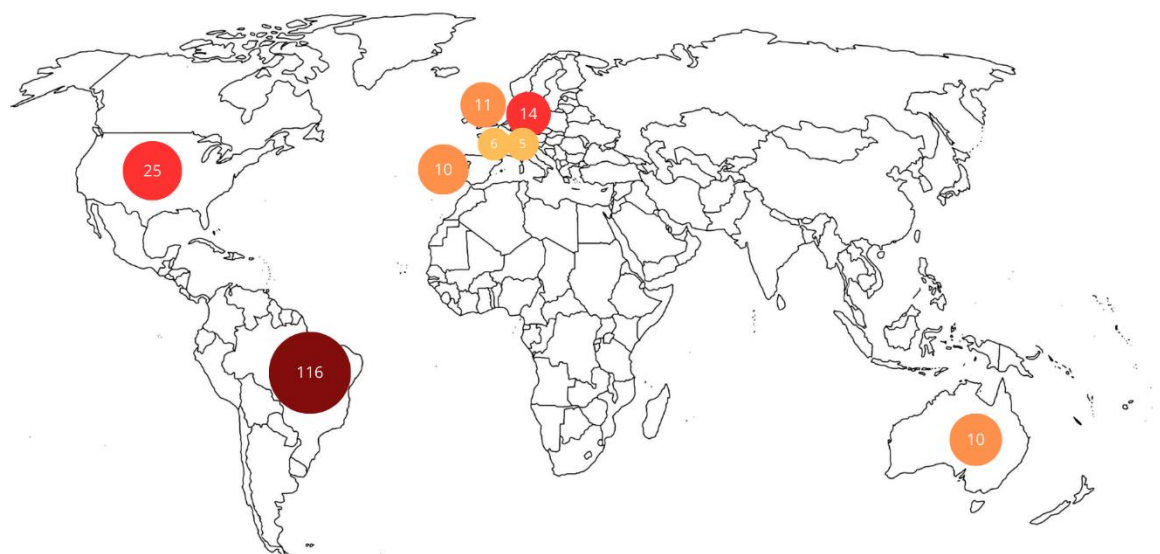


Figura 2. Número de publicações por países/regiões após o megaincêndio de 2020

Além disso, disciplinas sobre Ecologia do Fogo e temas correlatos foram recentemente incorporadas às grades curriculares de cursos de graduação e pós-graduação na Universidade Federal de Mato Grosso do Sul (UFMS) e na Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT). Paralelamente, plataformas educacionais passaram a oferecer novos cursos remotos, como exemplificado pelo programa International Wetland. Esse movimento educacional engajou mais de 10 pesquisadores de pós-doutorado, 5 doutorandos e 15 mestrandos em diversos projetos relacionados a incêndios florestais, estabelecendo as bases para a formação de uma nova geração de profissionais capacitados para enfrentar desafios associados ao fogo no futuro.

Inovação e tecnologia

Os incêndios florestais representam desafios significativos que impulsionam a inovação tecnológica, aprimorando equipamentos de combate, sistemas de alerta precoce, ferramentas de monitoramento e análise de dados. Essas inovações surgem de colaborações entre cientistas, engenheiros e equipes de resposta para atender às necessidades urgentes de um manejo eficaz do fogo.

O Brasil é reconhecido por seus sistemas robustos de monitoramento de focos ativos e áreas queimadas, desenvolvidos principalmente pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). Após os incêndios devastadores de 2019 e 2020, diversas agências, organizações civis e instituições de pesquisa criaram produtos específicos para enfrentar os desafios únicos do bioma Pantanal. Embora não tenha sido desenvolvido exclusivamente para o Pantanal, destaca-se o MapBiomas Fire, uma iniciativa colaborativa que fornece dados longitudinais sobre incêndios desde 1985. A primeira coleção de mapeamento de áreas queimadas do projeto MapBiomas foi lançada em 2021, refletindo os incêndios de grande escala ocorridos na Amazônia e no Pantanal.

O Sistema ALARMES, lançado em junho de 2021 pelo Laboratório de Aplicações de Satélites Ambientais (LASA/UFRJ), utiliza imagens de satélite, focos de calor e inteligência artificial para localizar e mapear áreas queimadas em tempo quase real. Esse sistema não apenas auxilia no acompanhamento da progressão do fogo e nos esforços de contenção, mas também está sendo aprimorado para melhorar sua resolução espacial e funcionalidade. Além disso, o ALARMES inclui um sistema de previsão de risco de incêndio que avalia riscos na Bacia do Alto Paraguai, abrangendo o Pantanal. Essa ferramenta é crucial para autoridades ambientais planejarem práticas de manejo territorial que previnam incêndios.

O Sistema de Inteligência do Fogo em Áreas Úmidas (SIFAU), lançado em novembro de 2023 pela Wetlands International Brasil, apoia a tomada de decisão para queimadas controladas tradicionalmente utilizadas por pecuaristas. Esse sistema integra informações sobre risco de incêndio, histórico de áreas queimadas e dados de acúmulo de biomassa, fornecendo atualizações semanais aos proprietários rurais e uma plataforma para compartilhamento de planos de Manejo Integrado do Fogo (MIF). O sistema pode ser acessado em: <https://www.alarmes.lasa.ufrj.br/platform/sifau?%2Fsifau=>.

O Centro de Gestão e Operacional do Sistema de Proteção da Amazônia (CENSIPAM), criado em abril de 2002 para proteger e monitorar a Amazônia Legal, utiliza tecnologias avançadas para integrar informações e coordenar ações governamentais. Em setembro de 2021, foi lançado o Painel do Fogo do CENSIPAM, desenvolvido para os biomas Amazônia e Pantanal, consolidando diversas fontes de dados em uma única plataforma, facilitando o monitoramento e manejo abrangente do fogo. Esse sistema inclui ferramentas para análise de dados de eventos de incêndio, auxiliando no planejamento e nas decisões operacionais.

Outro avanço significativo é a integração dos dados de focos de calor do INPE com o Sistema Nacional de Cadastro Ambiental Rural (SICAR), permitindo rastreamento preciso da localização de incêndios e propriedades afetadas. Esse sistema simplifica a identificação de incidentes e confirma se há contato do fogo com as propriedades atingidas pelo foco de calor. Além disso, todos os cadastrados podem receber alertas por e-mail ou SMS (<https://pantanalemalerta.bombeiros.ms.gov.br/>).

Outros avanços tecnológicos incluem o desenvolvimento de uma plataforma WebGIS pelo Laboratório de Geomática e Inteligência Artificial da UFMS, financiada pela FUNDECT e pelo CNPq, que visa utilizar inteligência artificial avançada para melhorar a velocidade e a precisão do mapeamento do fogo.

A iniciativa “Abrace o Pantanal”, lançada em 2022, envolve ONGs, comunidades locais e o setor privado para monitorar 2,5 milhões de hectares utilizando câmeras de alta resolução controladas por IA. Esse projeto, que prevê um investimento de cerca de US\$ 5 milhões ao longo de quatro anos, representa um avanço significativo na tecnologia de detecção precoce de incêndios.

Tabela 3. Inovação e tecnologia desenvolvidas para monitoramento e prevenção de incêndios florestais.

Instituição	Sistema	Ano de lançamento	Funcionalidade
Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE)	Sistemas de Monitoramento do Fogo do INPE	de 1998	Monitoramento contínuo de focos de calor e áreas queimadas em todo o Brasil utilizando dados de satélite.
MapBiomas (rede colaborativa)	MapBiomas Fire	2021	Mapeamento histórico de áreas queimadas desde 1985, oferecendo dados anuais para análise de padrões de fogo nos biomas brasileiros.
LASA/UFRJ Laboratório de Aplicações Satélites Ambientais	– de Sistema ALARMES	2021	Detecção quase em tempo real de áreas queimadas usando imagens de satélite e IA; inclui previsão de risco de incêndio para a Bacia do Alto Paraguai.
Wetlands International Brasil	Sistema de Inteligência do Fogo em Áreas Úmidas (SIFAU)	2023	Apoia queimadas controladas tradicionais com atualizações semanais sobre risco de incêndio, histórico de queimadas e acúmulo de biomassa; inclui

Essas inovações tecnológicas e investimentos estão transformando o manejo do fogo no Pantanal, tornando-o mais eficiente e responsivo aos desafios impostos pela crescente frequência e severidade dos incêndios. O avanço e a implementação dessas ferramentas tecnológicas permitem tempos de resposta mais rápidos para as equipes de combate, melhor avaliação dos danos causados e maior precisão na responsabilização dos autores de queimadas. Além disso, a identificação de áreas de alto risco devido ao acúmulo de combustível e previsões climáticas específicas para o bioma apoiam ações de prevenção e preparação. À medida que esses sistemas e colaborações continuam a evoluir, oferecem esperança para uma melhor prevenção, gestão e mitigação dos incêndios em uma das regiões mais biodiversas do planeta.

Estruturas Sociais, Coesão Social e Resiliência

A resiliência comunitária depende da capacidade das populações locais de se adaptar e reestruturar a governança em resposta às mudanças ambientais (Walker, 2020). Eventos extremos como incêndios forçam as comunidades a inovar ou enfrentar o colapso (Pahl-Wostl et al., 2023). No Pantanal, os pantaneiros dependem de redes sociais fortes para sustentar seus meios de vida, especialmente diante de ciclos hidrológicos imprevisíveis (Chiaravalloti et al., 2021). Essas redes são vitais durante crises, possibilitando evacuações e compartilhamento de recursos (Chiaravalloti & Dyble, 2019). Durante os incêndios de 2019–2020, essas redes foram severamente testadas. Apesar dos fortes laços comunitários, os pantaneiros enfrentaram dificuldades para acessar recursos comerciais, agravando desafios financeiros e logísticos. Perdas agrícolas e aumento de populações de pragas — associados à redução de predadores durante os incêndios (Scur et al., 2023) — pressionaram ainda mais sua resiliência.

O apoio de ONGs desempenhou papel fundamental na adaptação das comunidades. Novos programas regionais focados no bem-estar ajudaram não apenas na

resposta ao fogo, mas também na construção de resiliência de longo prazo. Estudos recentes mostram que as comunidades consideram as agências de resposta ao fogo essenciais para seu bem-estar geral (Jenkins, 2023). Em 2020, WWF-Brasil e ECOA integraram uma força-tarefa emergencial, fornecendo equipamentos e treinamento para brigadas comunitárias, alimentos para grupos indígenas e suporte a centros de resgate de fauna (Ribeiro & Martins, 2023).

Com o tempo, essas ações emergenciais evoluíram para estratégias permanentes de conservação. Novas brigadas comunitárias foram formadas, e uma rede estadual de brigadas foi estabelecida, composta tanto por voluntários (Brigadas Comunitárias) quanto por funcionários de propriedades rurais privadas (Brigadas Privadas). Esses grupos receberam treinamento e equipamentos, não para substituir os esforços estaduais, mas para complementá-los, ampliando a proteção territorial (Figura 3). Em 2022, o estado de Mato Grosso do Sul expandiu seu sistema de resposta ao fogo com uma rede de 54 brigadas. O programa Brigadas Pantaneiras (BPAN) foca no manejo proativo do fogo, oferecendo treinamento e recursos extensivos (Oliveira et al., 2022). A Brigada Alto Pantanal, criada pela ONG Instituto Homem Pantaneiro (IHP), desempenha papel crucial na educação e preparação das comunidades para as temporadas de incêndio, enfatizando prevenção e ação antecipada. Essas brigadas também atuam como educadoras locais, promovendo conscientização sobre prevenção, práticas seguras e respostas rápidas para conter focos de incêndio.

A tecnologia tornou-se ferramenta crítica nesse esforço. O Sistema Aracua (<https://sospantanal.org.br/sistema-de-monitoramento-aracua/implement>) é um exemplo de estratégia preventiva para reduzir danos causados pelo fogo. Um sistema de alerta rápido envia notificações automáticas via WhatsApp para líderes e membros das brigadas

quando são detectados focos próximos a áreas-chave. Essa comunicação ágil permite mobilização e resposta imediata, ajudando a evitar a propagação dos incêndios.

Iniciativas lideradas pelo governo, apoiadas por órgãos estaduais e federais como Ibama e ICMBio, constituem a espinha dorsal da resposta a incêndios no Pantanal. Contudo, a participação ativa da sociedade civil e de ONGs tem sido transformadora, ampliando capacidades locais e promovendo o engajamento comunitário na gestão do fogo. Esses esforços colaborativos não apenas protegem o território, mas também educam e empoderam populações locais, abordando questões centrais como agricultura sustentável e equidade de gênero. A sustentabilidade financeira permanece como um desafio, apesar desses avanços. Iniciativas como o Programa Pro-Solo da SEMADESC, que doa equipamentos essenciais para o manejo do solo, demonstram o compromisso em manter essas ações comunitárias no âmbito municipal.

O envolvimento comunitário na preparação para incêndios é abrangente, com campanhas contínuas de conscientização pública que orientam sobre segurança contra o fogo e manejo da terra. A iniciativa federal “Pantanal Sem Fogo” integra o uso tradicional do fogo com estratégias modernas de conservação, ilustrando uma gestão inovadora que respeita tanto práticas culturais quanto necessidades ecológicas. Além disso, oficinas educativas fornecem aos membros da comunidade as habilidades necessárias para responder e manejar incêndios de forma eficaz, promovendo uma abordagem unificada para aumentar a resiliência e a segurança no Pantanal. Esses esforços coletivos não apenas atendem às necessidades imediatas, mas também constroem uma base para a sustentabilidade e resiliência de longo prazo diante dos desafios ambientais.

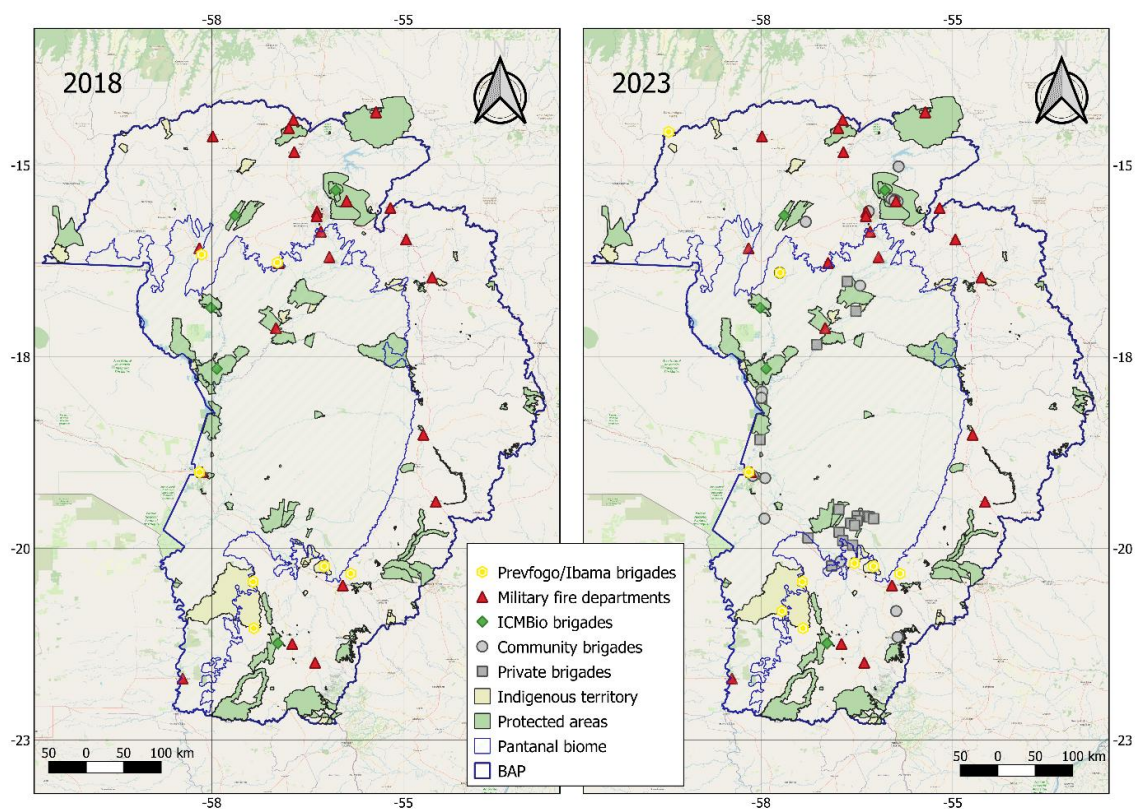


Figura 3: Localização das estruturas para prevenção e combate a incêndios no Pantanal em 2018 e 2023.

Iniciativas de Restauração Ambiental e Empoderamento Comunitário no Pantanal

Em resposta aos profundos impactos ecológicos dos incêndios de 2020 no Pantanal, uma série de ações de restauração ambiental foi implementada. Entre elas, destacam-se projetos significativos como o Projeto GEF Terrestre, que constitui o eixo central dos esforços de restauração na região. Além disso, diversas doações financeiras têm apoiado outras iniciativas, como o “Movimento o Pantanal Chama”, campanha respaldada por celebridades e organizações não governamentais, voltada a estimular atividades de restauração.

Instituições privadas também desempenharam papel relevante nesses esforços. A marca FARM, por exemplo, tem atuado ativamente em projetos de reflorestamento, contribuindo de forma significativa para a recuperação da vegetação nativa do Pantanal. Esses projetos abrangem áreas estratégicas do bioma, incluindo o SESC Pantanal, a Área de Proteção Ambiental Baía Negra, a região do Amolar e territórios indígenas como Kadiwéu e Terena, além da Estação Ecológica Taiamã e do Parque Nacional do Pantanal Matogrossense. Na porção oeste do bioma, as ações de restauração na Floresta Modelo do Pantanal incluem a recuperação de 123 hectares com apoio do Serviço Florestal Canadense.

As iniciativas também contemplam educação ambiental e empoderamento, com foco especial no papel de mulheres e crianças na região. O projeto Chalana Esperança, por exemplo, tem mobilizado comunidades locais por meio de oficinas educativas voltadas à valorização do Pantanal. Essas oficinas já alcançaram mais de quatrocentos professores, que, por sua vez, educam milhares de crianças utilizando materiais especialmente elaborados para destacar a biodiversidade regional e as ameaças que enfrenta, incluindo os incêndios.

No âmbito do bem-estar animal, a ONG AMPARA Silvestre teve papel crucial durante os incêndios de 2020, coordenando esforços que prestaram assistência direta a 93 espécies animais no estado de Mato Grosso, envolvendo fornecimento substancial de alimentos e água. Além disso, a criação do Grupo Técnico de Resgate de Animais do Cerrado e Pantanal (Gretap/MS) ampliou as ações de apoio à fauna afetada por desastres ambientais, culminando na instalação da primeira base técnica de resgate em áreas remotas do Brasil, destinada a oferecer cuidados imediatos aos animais atingidos. O suporte governamental também se materializou em avanços significativos de infraestrutura, como a construção do primeiro hospital exclusivo para animais silvestres em Campo Grande, representando um marco na oferta de cuidados veterinários na América Latina.

Para informações detalhadas sobre essas Iniciativas Abrangentes de Restauração Ambiental e Empoderamento Comunitário no Pantanal, consulte os materiais suplementares disponibilizados. Esses documentos oferecem uma análise aprofundada das ações realizadas, das entidades envolvidas e dos resultados obtidos, visando mitigar os efeitos dos incêndios e promover a recuperação ecológica e a resiliência de longo prazo no Pantanal.

Resultados observados

Os resultados da maior coordenação interinstitucional e dos esforços de combate foram evidentes durante a temporada de incêndios de 2024 no bioma Pantanal. O Daily Severity Rating (DSR) — um índice calculado a partir de dados meteorológicos para indicar a probabilidade de propagação do fogo — apresentou seus valores mais altos em mais de 40 anos, superando até mesmo os registrados em 2020. No entanto, apesar desse risco elevado, a extensão da área queimada inverteu sua tendência de alta, diminuindo aproximadamente 28% (Libonati et al., 2024). Embora essa redução seja animadora,

atribuí-la exclusivamente à recente implementação de estratégias mais eficazes de supressão do fogo requer cautela. Considerando que a lei do MIF foi promulgada apenas recentemente (2024), seu impacto imediato na frequência dos incêndios, especialmente em relação às práticas locais de pecuaristas, permanece incerto. Além disso, o maior foco do governo atual em medidas de controle do desmatamento e do fogo, incluindo penalidades mais rigorosas e melhoria na fiscalização, provavelmente também contribuiu para esse resultado positivo (e.g., Silva Junior et al., 2021; Oliveira et al., 2023). Portanto, embora essas estratégias provavelmente façam parte da solução, ainda é prematuro atribuí-las como os principais fatores por trás da tendência positiva observada em 2024. A análise contínua desses resultados deve considerar o contexto mais amplo de políticas e fiscalização.

A implementação do manejo integrado do fogo (MIF) visa principalmente reduzir a frequência e os impactos negativos dos incêndios, levando em conta também o papel ecológico do fogo e suas funções sociais, culturais e econômicas. Um conceito importante abordado no MIF é o manejo adaptativo, particularmente no contexto das mudanças climáticas. Práticas tradicionais de uso do fogo e estratégias convencionais de prevenção em ecossistemas sensíveis ao fogo podem não produzir mais os mesmos resultados positivos observados em áreas onde o MIF foi implementado por períodos mais longos (Kalapodis e Sakkas, 2024). Isso se deve principalmente aos impactos crescentes das mudanças climáticas e às alterações de longo prazo na dinâmica da vegetação causadas pela supressão ou pelo manejo inadequado do fogo em ecossistemas (e.g., em ecossistemas mediterrâneos ou savânicos). Como resultado, os incêndios florestais tornaram-se maiores, mais frequentes e mais intensos. Estudos têm destacado essa mudança na dinâmica do fogo, com pesquisas focadas em ecossistemas de países como Austrália, Estados Unidos e Grécia, onde as práticas de MIF evoluíram ao longo do tempo

para enfrentar No Brasil, pesquisadores estão integrando esses conhecimentos globais em projetos voltados para compreender a dinâmica do fogo em diversos ecossistemas. Paralelamente a esses esforços, o país avança em direção a uma nova abordagem para o manejo do fogo por meio de uma estratégia abrangente que incorpora múltiplas iniciativas coordenadas, incluindo desenvolvimento de políticas, regulamentação e investimento em recursos. Por exemplo, o governo brasileiro aumentou os investimentos em pesquisa e monitoramento do manejo do fogo,

Desafios para manter o novo patamar

Este estudo confirma que os incêndios catastróficos no Pantanal catalisaram respostas rápidas e multifacetadas de diversos setores, ilustrando um padrão de mudanças transformadoras. Dada a velocidade com que essas mudanças ocorreram no contexto dos incêndios catastróficos, pode-se considerar que foram, em certa medida, disruptivas (Figura 4). Essas mudanças abrangem domínios institucionais, sociais, tecnológicos e econômicos, enfatizando colaboração, aprendizado e integração do conhecimento.

Os dados sobre a área queimada após 2020 indicam uma redução significativa, com queda de 50% em 2021 e superior a 90% em 2022 e 2023, em comparação a 2020. Em 2024, o Pantanal enfrentou condições climáticas consideradas mais severas do que as de 2019 e 2020, resultando em outra temporada de incêndios catastróficos. Contudo, apesar do agravamento das condições climáticas, a área queimada foi 28% menor do que no evento catastrófico anterior (Pereira et al., 2025b). Embora múltiplos fatores influenciem os incêndios, incluindo clima e comportamentos individuais, essa redução sugere um possível êxito nas respostas a esses eventos. Olhando para o futuro, é crucial manter o impulso dessas transformações, especialmente diante da ameaça iminente das mudanças climáticas, que podem tornar o Pantanal cada vez mais suscetível a incêndios (Marengo et al., 2021; Silva et al., 2022). Esse desafio reforça a importância do

monitoramento contínuo, da compreensão dos padrões de incêndios e da implementação de estratégias eficazes para gerenciar e mitigar seus impactos.

Para garantir resiliência de longo prazo, é essencial um diálogo regional e intersetorial abrangente. Esse diálogo deve focar na harmonização das adaptações de curto prazo com estratégias de resiliência de longo prazo, abordando interesses conflitantes e desenvolvendo políticas que priorizem equidade e inclusão. Além disso, a colaboração com países vizinhos, como Bolívia e Paraguai, é vital, pois o bioma Pantanal se estende por essas nações. Uma abordagem biogeográfica é necessária para coordenar de forma eficaz os esforços de monitoramento e proteção. A história da região em adaptar-se aos ciclos naturais de água e padrões de inundação oferece uma base para compreender como as comunidades podem responder aos impactos combinados de grandes cheias e incêndios extensos. No entanto, são necessárias mais pesquisas para determinar se as estratégias desenvolvidas para o manejo do fogo também podem fortalecer a resiliência frente às inundações.

A governança multinível desempenha papel crítico na abordagem desses desafios ambientais complexos. A coordenação eficaz das ações entre setores e jurisdições é fundamental para sustentar mudanças transformadoras (Hedlund et al., 2023). Embora a colaboração frequentemente surja de forma espontânea durante crises, como observado no Pantanal, há uma necessidade premente de aprofundar a compreensão e aprimorar os esforços coordenados entre diferentes atores. A natureza política dessas transformações, frequentemente marcada por disputas de poder e conflitos de valores, exige uma abordagem cuidadosa à governança e à formulação de políticas (Patterson et al., 2017). Reconhecer e admitir o estado atual da transformação é crucial. Esse reconhecimento deve conduzir a um esforço concentrado na manutenção dos mecanismos de

transformação, incluindo estruturas de governança, motivação intrínseca, cognição, emoções e valores (O'Brien, 2012).

Embora as respostas iniciais aos incêndios tenham sido positivas, o desafio permanece em sustentar esses esforços a longo prazo. Garantir recursos financeiros adequados é essencial para apoiar iniciativas contínuas e futuras (Pahl-Wostl et al., 2023). Além disso, fomentar a colaboração entre diferentes iniciativas e aprender com ações passadas pode aumentar a eficácia desses esforços. Tais colaborações não apenas mantêm o interesse e o impulso, mas também ajudam a ampliar estratégias bem-sucedidas para outros biomas e países que enfrentam desafios semelhantes relacionados às mudanças climáticas.

Em conclusão, a experiência do Pantanal oferece lições valiosas sobre a gestão de crises ambientais. As características multifacetadas envolvidas no manejo do fogo, voltadas à prevenção ou minimização de incêndios catastróficos, demonstram que somente por meio da coesão de diversos atores — sociedade civil organizada, órgãos governamentais, formuladores de políticas, comunidades tradicionais e instituições de pesquisa — é possível alcançar mudanças transformadoras, resultando em ações eficazes e duradouras. Ao construir sobre essas lições e continuar a inovar e colaborar, podemos aspirar a mudanças permanentes que não apenas enfrentem desafios imediatos, mas também fortaleçam a resiliência e a sustentabilidade geral da região.

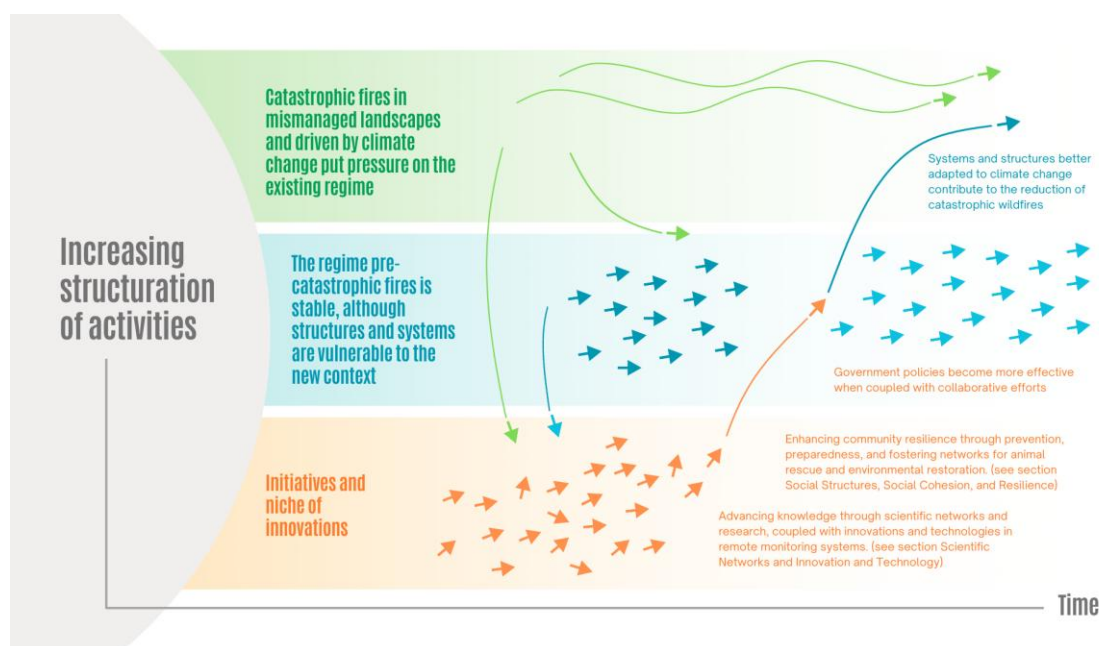


Figura 4. Representação sintética que ilustra as facetas dos incêndios catastróficos como um potencial catalisador de mudanças disruptivas no Pantanal. Esse arcabouço teórico inspira-se na perspectiva dinâmica multinível proposta por Geels (2002).

Capítulo 3

Artigo submetido para a revista *Wetlands Ecology and Management* sob o título *Fire, Flooding, and Herbivory: Interactive Drivers of Taxonomic and Functional Diversity in a Tropical Wetland*. Aguardando parecer.

Fogo, inundação e herbivoria: interação de fatores sobre a diversidade taxonômica e funcional em uma área úmida tropical

Resumo:

O fogo e a inundação são filtros ecológicos fundamentais que moldam a biodiversidade e o funcionamento dos ecossistemas em áreas úmidas tropicais. Este estudo investiga os efeitos combinados do fogo prescrito, dos regimes de inundação e da herbivoria sobre a diversidade taxonômica e funcional de comunidades herbáceas no Pantanal brasileiro, a maior planície de inundação contínua do mundo. Utilizando um delineamento experimental de longo prazo com 32 parcelas de um hectare distribuídas em dois níveis de inundação, aplicamos quatro tratamentos de fogo — Antecipado, Modal, Tardio e Controle — e avaliamos a riqueza de espécies, a cobertura vegetal e os traços funcionais ao longo do tempo. A herbivoria foi inferida a partir de medições de biomassa e incorporada aos modelos estatísticos. Os resultados revelaram que a riqueza de espécies e as métricas de diversidade foram mais elevadas em áreas de baixa inundação submetidas a queimadas de baixa intensidade (tratamentos Antecipado e Tardio), enquanto queimadas de alta intensidade (Modal) reduziram tanto a diversidade taxonômica quanto a funcional, especialmente nas zonas altamente inundadas. A herbivoria exerceu um efeito sinérgico negativo quando combinada ao fogo, resultando em menor riqueza de espécies e divergência funcional. As análises de diversidade beta mostraram que a substituição de espécies foi o processo dominante entre os tratamentos, embora a aninhagem tenha contribuído significativamente nas áreas mais inundadas expostas ao fogo Modal. As

métricas de diversidade funcional indicaram resiliência do ecossistema, com maior regularidade e divergência funcional observadas nas áreas altamente inundadas. Os achados ressaltam a importância do regime de fogo, da intensidade da inundação e da pressão de pastejo na estruturação das comunidades herbáceas. O uso do fogo prescrito, quando aplicado levando em conta o momento sazonal, o nível de inundação e a dinâmica de pastejo, pode servir como ferramenta estratégica para manter a pirodiversidade e os serviços ecossistêmicos em áreas úmidas dependentes do fogo. No entanto, combinações inadequadas de fogo e herbivoria podem levar à perda de biodiversidade e à homogeneização funcional, especialmente em zonas sujeitas a inundações. Essas percepções são essenciais para o desenvolvimento de estratégias adaptativas de manejo do fogo que conciliem a integridade ecológica com as necessidades socioeconômicas no bioma Pantanal.

Palavras-chave: Áreas úmidas, Diversidade beta, Fogo prescrito, Herbivoria, Regime de inundação.

Abstract

Fire and flooding are key ecological filters that shape biodiversity and ecosystem functioning in tropical wetlands. This study investigates the combined effects of prescribed fire, flood regimes, and herbivory on the taxonomic and functional diversity of herbaceous communities in the Brazilian Pantanal, the world's largest continuous floodplain. Using a long-term experimental design with 32 one-hectare plots distributed across two flood levels, we applied four fire treatments—Early, Modal, Late, and Control—and assessed species richness, vegetation cover, and functional traits over time. Herbivory was inferred from biomass measurements and incorporated into statistical models. Results revealed that species richness and diversity metrics were highest in low-flood areas subjected to low-intensity fires (Early and Late treatments), while high-intensity fires (Modal) reduced both taxonomic and functional diversity, particularly in highly inundated zones. Herbivory exerted a negative synergistic effect when combined with fire, leading to reduced species richness and functional divergence. Beta diversity analyses showed that species turnover was the dominant process across treatments, although nestedness contributed significantly in high-flood areas exposed to Modal fire. Functional diversity metrics indicated ecosystem resilience, with greater functional regularity and divergence observed in highly inundated areas. The findings underscore the importance of fire regime, flood intensity, and grazing pressure in structuring herbaceous communities. Prescribed fire, when applied with consideration of seasonal timing, flood level, and grazing dynamics, can serve as a strategic tool for maintaining pyrodiversity and ecosystem services in fire-dependent wetlands. However, inappropriate combinations of fire and herbivory may lead to biodiversity loss and functional homogenization, especially in flood-prone zones. These insights are critical for developing adaptive fire management strategies that balance ecological integrity with socio-economic needs in the Pantanal biome.

Keywords: Beta diversity, Flood regime, Herbivory, Pantanal wetlands,
Prescribed fire

Introdução:

O fogo e a inundação são dois poderosos filtros ambientais que moldam diferentes sistemas naturais ao redor do mundo. Diversos estudos têm demonstrado os seus efeitos separadamente como o de Alvarado et al. (2018) que destaca o papel do fogo, seus impactos e como os regimes de fogo são influenciados pelo clima e ação humana em savanas tropicais; e o de Bowman et al. (2009) que discutem sobre o efeito do fogo e suas relações com as mudanças climáticas afetando a biodiversidade e as emissões de carbono. A dinâmica das inundações também é bem compreendida e estudos clássicos como o de Junk et al. (1989) descrevem o funcionamento e a influência das inundações em planícies tropicais. Ward et al. (1999) destacam a importância da interação entre o rio e suas planícies e que a heterogeneidade espaço-temporal é crucial para a manutenção da biodiversidade. Contudo, em alguns ambientes estes dois fatores ocorrem simultaneamente, por mais paradoxal que possa parecer, a interação do fogo e inundação é responsável pelo funcionamento de diversas planícies alagáveis tropicais do planeta (Damasceno-Junior et al., 2021a; Heinl et al., 2007; Zigelski et al., 2018) e estudos que contemplem essa interação são escassos.

A ocorrência de incêndios florestais é resultado da somatória de fatores. As condições climáticas, por mais severas que elas possam se apresentar, não ocasionariam incêndios florestais. Outro fator importante dentro desta equação, o acúmulo de material orgânico combustível, este sozinho, também não seria capaz de produzir incêndios florestais. Por fim, a ação de se usar o fogo, somente ela, também não é capaz de produzir incêndios florestais. Dessa forma, grandes incêndios florestais só ocorrem com a combinação e interação destes fatores: condições climáticas propícias para o alastramento do fogo, acúmulo de material orgânico combustível e disponível para ser queimado, e o uso irregular do fogo (Boer et al., 2017; Bowman et al., 2011).

Nesse sentido, estratégias para manejar a carga de combustível disponível e disciplinar o uso do fogo torna-se necessário para que possamos nos adaptar a um ambiente em alterações climáticas (Eloy, A. Bilbao, et al., 2019; Schmidt et al., 2018). Uma das abordagens disponíveis e amplamente utilizada atualmente é o Manejo Integrado do Fogo (MIF). O MIF, de forma geral, leva em consideração três aspectos: i) as ações de prevenção, preparação e combate aos incêndios florestais; ii) necessidades sociais, culturais e econômicas do uso do fogo e; iii) a relação ecológica do fogo com o ambiente natural (Myers, 2006).

Quando falamos em relação ecológica do fogo com o ambiente natural, buscamos compreender qual o papel ecológico do fogo no sistema e se este sistema é dependente do fogo ou não. De modo geral, as savanas existentes no planeta apresentam certo grau de dependência ao fogo (Pivello et al., 2021). Mesmo apresentando essa relação mais dependente ao fogo, esses ambientes têm sofrido com o fogo descontrolado, muitos deles relacionados a somatória de fatores mencionados anteriormente. Nessa perspectiva, quando empregado o conceito do MIF para esses ambientes, a queima prescrita surge como uma das principais ferramentas para manejá-los e reduzir a ocorrência destes eventos deletérios (Eloy et al., 2019; Santos et al., 2021; Tomas et al., 2024).

Determinar qual o melhor regime para empregar a queima prescrita como ferramenta de manejo e desse modo atingir os objetivos de manutenção dos serviços ecossistêmicos, conservação da biodiversidade, anseios culturais e econômicos das diferentes populações humanas tem sido um desafio, principalmente quando se trata de planícies alagáveis dependentes do fogo, como o Pantanal. Além disso, aspectos como sazonalidade, frequência, intensidade, extensão das áreas queimadas, são essenciais para

a manutenção da pirodiversidade dos ambientes dependentes do fogo (Bowman et al., 2016; dos Santos Ferreira et al., 2023; Kelly et al., 2017).

Alguns estudos têm demonstrado que as queimas prescritas são responsáveis pela redução da ocorrência de incêndios florestais bem como na promoção e manutenção da biodiversidade através da heterogeneidade das queimas em escala de paisagem (Ebert et al., 2024; Kelly & Brotons, 2017; Santos et al., 2021). Dessa forma, avaliar como a diversidade de espécies varia entre ambientes manejados com fogo em diferentes épocas do ano e sujeitas a níveis de inundação para embasar planos de manejo para territórios sujeitos a fogo e inundações é importante. Contudo, estudos que avaliam o efeito do fogo em ambientes inundáveis sobre a biodiversidade em diferentes épocas ano são escassos.

Wetlands, que estão submetidas a eventos recorrentes de fogo e inundação, apresentam alta resiliência a estes filtros ecológicos. Esses dois filtros ambientais podem promover, tanto em escala local e de paisagem heterogeneidade do ambiente, promovendo assim uma alta diversidade alfa e beta, que pode suportar maiores interações ecológicas e funções do ecossistema (Bowman et al., 2016; Dell et al., 2019; Freeman et al., 2019).

O Pantanal, a maior planície alagável contínua do mundo, é um exemplo de ambiente que apresenta essa interação de fogo e inundação. Estudos realizados ao longo de um gradiente de inundação mostram que o efeito do fogo influencia na flamabilidade das folhas e na espessura relativa da casca de espécies arbóreas (de Almeida Souza et al., 2019). Essa interação é responsável pela formação e conservação de comunidades vegetais monodominantes como a da *Tabebuia aurea* (Manrique-Pineda et al., 2021). Além destes aspectos ambientais, a adaptação e a influência humana a estes fatores são aspectos importantes a serem levados em consideração, pois no caso do Pantanal, a dinâmica econômica da região, pautada principalmente na criação de gado bovino, se

adapta, interage e se utiliza do fogo e da inundação em seu manejo (W. J. Junk & da Cunha, 2012; Tomas et al., 2024).

O uso do fogo é uma ferramenta de manejo amplamente utilizada por diferentes povos e para diferentes finalidades (Raish et al., 2005). No Pantanal, o fogo é largamente utilizado para o manejo da pastagem nativa, onde as formações herbáceas que não são mais palatáveis ao gado, por atingirem crescimento vegetativo ao ponto de se tornarem demasiadamente fibrosas e se tornarem impalatáveis, necessitam ser manejadas com o fogo para estimular o rebrote e possibilitar o pastejo (Tomas et al., 2009).

Nesse sentido, também é necessário avaliar o efeito da herbivoria promovida pelo pastejo do gado, pois este processo pode promover alterações na estrutura, funcionalidade e composição da vegetação (Díaz et al., 2007). Conforme as condições ambientais, a intensidade do pastoreio pode influenciar fortemente a composição de espécies da comunidade de herbáceas (Zanella et al., 2021), podendo reduzir a riqueza de espécies nativas em ambientes de menor produtividade (Eldridge et al., 2018; Maestre et al., 2022) podendo favorecer espécies exóticas (Price et al., 2022). Por outro lado, estudos desenvolvidos por Ferreira et al. (2020) demonstram que a ausência de pastoreio também pode resultar em redução da diversidade taxonômica e o pastoreio intermitente resulta em aumento da diversidade taxonômica.

Contudo, o fogo tem se tornado um problema ambiental, social e econômico. Incêndios de grande magnitude têm atingido o bioma de forma severa nos últimos cinco anos (Berlinck et al., 2022; Garcia et al., 2021). Diversos fatores têm contribuído para o alastramento sem controle do fogo e dentre estes, as condições climáticas apresentam influência preponderante nestes eventos. Diminuição das precipitações e consequente não inundação das planícies, ondas de calor, aumento da temperatura média da região criam

condições propícias para a ocorrência de incêndios florestais (Libonati et al., 2022; Silva et al., 2022).

Avaliar a composição da diversidade taxonômica e funcional em diferentes escalas (local (α) e paisagem (β)) nas diferentes épocas de aplicação do fogo e níveis de inundação, podem trazer respostas que promovam e sustentem a pirodiversidade em wetlands (Ferreira et al., 2024). Essa pirodiversidade promovida pelo fogo e inundação em wetlands altera as características a composição e a dominância de espécies no Pantanal, conforme demonstrado por Manrique-Pineda et al (2021), Damasceno-Junior, et al. (2021a) e Damasceno-Junior et al. (2021b).

Portanto, neste estudo, avaliamos mudanças na diversidade taxonômica e funcional da comunidade de herbáceas sob a aplicação de fogo prescrito em diferentes épocas do ano, níveis de inundação e o efeito do pastoreio no Pantanal, tanto na escala local (α) quanto de paisagem (β). Utilizamos parcelas permanentes de um hectare, localizadas no Pantanal brasileiro, que fazem parte de um desenho experimental de longo prazo, sujeitas a maior ou menor inundação. Avaliamos a cobertura e riqueza de espécies e buscamos na literatura os principais traços funcionais das espécies identificadas associadas à persistência pós-incêndio, regeneração natural e herbivoria da comunidade de herbáceas. Nossa hipótese central é que o fogo altere a diversidade taxonômica e funcional. Além disso, esperamos que o fogo aplicado na época de fogo mais severos (Modal) cause uma simplificação taxonômica e funcional da comunidade de herbáceas e os fogos menos intenso (Precoces e Tardios) promovam o aumento da diversidade taxonômica e funcional, e que estes efeitos sejam mais contundentes nas áreas sujeitas a maior inundação. Essas respostas podem ajudar a traçar estratégias de manejo do fogo, através das queimas prescritas, indicando onde, quando e como utilizar o fogo em áreas

úmidas dependentes do fogo, mantendo a pirodiversidade destes ambientes e atendendo os anseios culturais e econômicos do bioma.

Métodos:

Área de estudo

Este estudo é parte integrante de um Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração (PELD) implementado em uma região do Pantanal que está sob a influência das sub-regiões denominadas Miranda e Abobral. O Pantanal é uma planície inundável localizada no centro da América do Sul, abrangendo Brasil, Bolívia e Paraguai. A porção brasileira possui aproximadamente 140.000 km² e subdividido em fisiograficamente em 11 sub-regiões (Silva & Abdon, 1998).

O clima da região pode ser classificado como tropical quente (Aw, segundo a classificação de Köppen), apresentando uma estação chuvosa e outra seca (Kottek et al., 2006), típico de savanas. Os maiores volumes de chuvas ocorrem no verão, entre os meses de novembro e março, sendo dezembro e janeiro o auge das precipitações. O volume total de chuvas varia, em média, entre 1000 e 1200 mm e apresenta variação espacial dentro do bioma. As regiões norte, leste e sudeste e áreas periféricas da planície são as que apresentam maiores volumes médios; a região centro-leste observa-se menores volumes de chuva (Junk et al., 2011; Nascimento et al., 2023).

Diversos fatores influenciam o regime de inundação: a variação espacial das chuvas e consequentemente o extravasamento do rio Paraguai e seus afluentes (Hamilton et al., 1996), e também pela interação entre os rios e suas planícies (Bravo et al., 2012; Nascimento et al., 2023). O tempo em que as áreas permanecem inundadas também varia de acordo com a sua localização como por exemplo, as áreas que são inundadas pelo extravasamento direto do rio Paraguai podem permanecer inundadas por até quatro meses e essa onda de inundação segue em um sentido Norte-Sul (Thielen et al., 2020). Na área

de estudo, além da influência da inundação do Rio Paraguai, as águas do extravasamento do Rio Miranda também influenciam na extensão, altura e duração do período em que a planície permanece submersa, geralmente, entre abril e julho (Hamilton et al. 1996).

Além da inundação, o fogo é um fenômeno recorrente principalmente devido ao acúmulo de matéria orgânica originada pelos longos períodos de inundação, seguidos de seca, conjugado a variação da pluviosidade e ao uso recorrente do fogo como ferramenta de manejo para os mais diversos usos (Damasceno-Junior et al., 2021b; Tomas et al., 2009). De acordo com os dados de focos de calor do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE, 2025), os meses mais críticos para ocorrência de incêndios florestais e com maior detecção de focos de calor no bioma Pantanal são agosto, setembro e outubro. A área de estudo está inserida nessa região que é influenciada diretamente por estes dois drivers, a qual é denominada corredor de fogo/inundação (Damasceno-Junior et al., 2021a).

Delineamento experimental

O desenho experimental do PELD foi delineado para avaliar o efeito sobre a biota de diferentes tratamentos de fogo ao longo de um gradiente de inundação. Foram instaladas 32 (trinta e duas parcelas) de um hectare de área (quadrado de 100 (cem) metros de lado). As áreas foram selecionadas de acordo com os seguintes critérios: histórico de ocorrência de fogo, cobertura vegetal predominante e elevação do terreno no intuito de garantir a homogeneidade ambiental. Para a frequência de fogo foi utilizado o banco de dados disponibilizado pelo LASA (Laboratório de Aplicações de Satélites Ambientais - <https://lasa.ufrj.br/>) entre os anos de 2000 e 2020 e escolhidas aquelas que foram atingidas por incêndios nos anos de 2019 e 2020. Para elevação do terreno utilizamos informações de uma imagem SRTM (EROS, 2018), que definiu, de forma estratificada, áreas de alta e baixa inundação. A cobertura vegetal selecionada foi a formação campestre com

utilizando imagens de satélite de média e alta resolução, como as imagens Sentinel 2 (10 metros) e do Google (30 cm).

As 32 parcelas foram distribuídas em dois grupos de 16 (dezesseis) parcelas, cada grupo em um nível de inundação: áreas mais baixas topograficamente e sujeitas a maior nível e tempo de inundação denominadas Alta; e áreas mais altas topograficamente e sujeitas a menor nível e tempo de inundação denominadas Baixa. O efeito do fogo foi avaliado realizando queimas controladas em três tratamentos distintos que consideram as estações chuvosas e seca da região, assim como, a incidência de incêndios (Dyer et al., 2001; Schmidt et al., 2018): o fogo aplicado antes do período crítico denominamos de Tratamento Precoce; aqueles aplicados nos meses mais críticos de ocorrência de incêndios florestais de Tratamento Modal; e o fogo aplicado após o período crítico, Tratamento Tardio. Além destes, há o Tratamento Controle, o qual não recebe aplicação de fogo em momento algum. As parcelas distam cerca de um quilômetro de distância entre elas no intuito de evitar autocorrelações espaciais. Dessa forma, em cada um dos dois níveis de inundação, há quatro réplicas de cada tratamento. Todas as parcelas são aceiradas constantemente para que a aplicação do fogo ocorra de forma segura e controlada e que para, em épocas de incêndios florestais, fogos indesejados adentrem as parcelas. Todas as queimas foram executadas por equipes do Corpo de Bombeiros Militar do Mato Grosso do Sul e do Prevfogo/Ibama. A localização e identificação das parcelas, datas das queimas podem ser verificadas na Figura 1.

Para a avaliação do efeito do fogo e inundação sobre a comunidade de herbáceas realizamos coletas antes da aplicação do fogo e em três momentos após o fogo: 30, 90 e 120 dias durante a época seca. Em cada parcela foi feito o levantamento da riqueza e cobertura vegetal em uma subparcela de 1m de lado, lançado 20 vezes assistematicamente no interior da parcela grande. As espécies foram identificadas em campo com base em

guias de plantas para a vegetação do Pantanal (por exemplo, Santos et al., (2020); Pott & Pott (1994)) e sempre que necessário espécimes foram coletados e identificados por taxonomistas. A biomassa aérea da comunidade de herbáceas foi estimada através do lançamento assistemático de um subparcela de 0,25m², onde todo material orgânico sobre o solo foi coletado, seco em estufa à 60°C até peso constante, estimado o seco e obtido o valor médio de biomassa em quilograma por hectare. Em nenhuma das parcelas havia restrição de acesso do gado bovino e ao longo do experimento observamos que os valores de biomassa variavam principalmente quando havia presença destes animais acessando as parcelas. Dessa forma, utilizamos os valores de biomassa como proxy de herbivoria (menores valores de biomassa, indicam maior herbivoria) e inserimos esses valores em nossos modelos para avaliar o efeito do gado bovino sobre a comunidade de herbáceas.

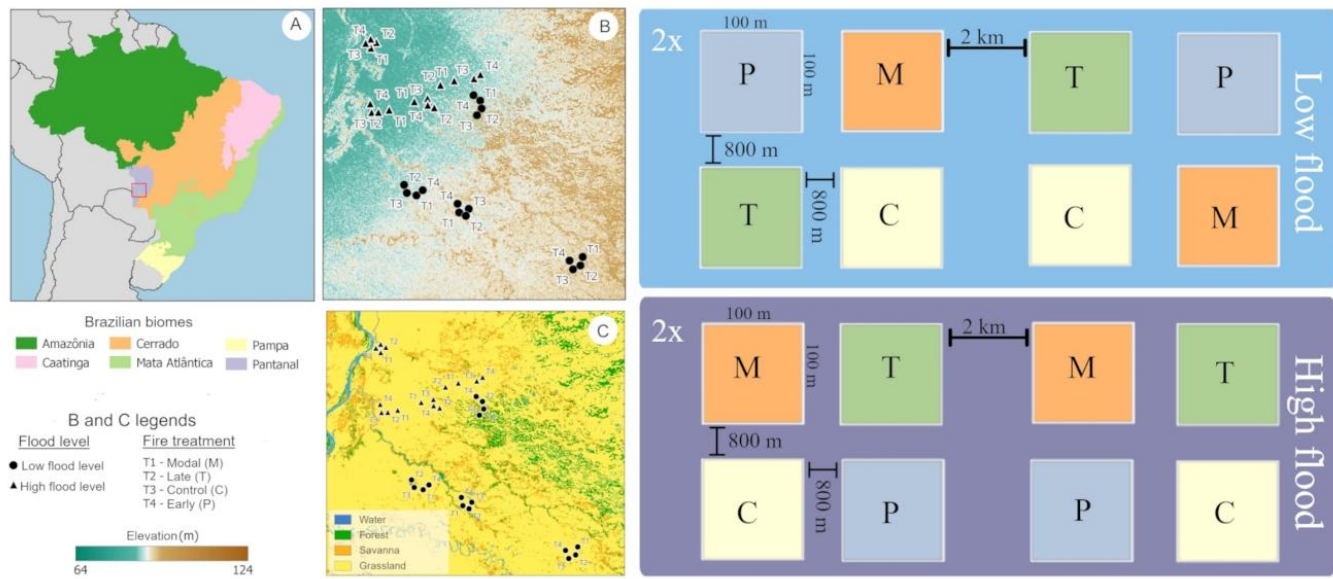


Figura 1: Experimento de longa duração da relação entre fogo, inundação e biodiversidade implementado no Pantanal. A - Biomas brasileiros. B - Posição dos blocos amostrais em relação ao gradiente de altitude. C - Posição dos blocos amostrais em relação aos tipos de vegetação.

Traços funcionais

Foram utilizados dados categóricos para os traços funcionais de todas as espécies coletadas e identificadas durante as etapas de campo. Os traços funcionais foram obtidos através da consulta das seguintes referências: Pott & Pott (1994); Pott & Pott (2000); Santos et al. (2020). Selecionamos os seguintes traços funcionais para este estudo: ciclo de vida (anuais e perenes), metabolismo (C3 e C4), estratégias de regeneração, formas de vida, presença de estrutura subterrânea, tipos de dispersão e palatabilidade para o gado bovino.

Os traços funcionais selecionados levaram em consideração estratégias e adaptações tanto ao fogo quanto a inundação. Capacidade de rebrotar e de se desenvolver após eventos de fogo são vantagens adaptativas importantes adquiridas por espécies propensas ao fogo (Pekin et al., 2011). Por outro lado, dependendo da frequência e intensidade do fogo até mesmo espécies propensas podem ser afetadas negativamente. De modo geral, espécies anuais são mais vulneráveis a fogos frequentes e severos, enquanto espécies perenes apresentam maior poder de resiliência e persistência em ambientes pirofíticos (Grau-Andrés et al., 2024; Steers & Allen, 2011).

Tanto o fogo quanto a inundação podem facilitar ou dificultar os processos de dispersão, como por exemplo dispersão secundária pós-fogo pelo vento em áreas abertas, ou frutos e sementes que podem ou não possuir tecidos que favorecem a flutuabilidade (Keeley & Fotheringham, 2000; Parolin et al., 2013). O metabolismo das espécies tem um papel importante tanto para sua recuperação e manutenção após distúrbios, mas também pode contribuir para o aumento de biomassa disponibilizada para novas ocorrências de fogo (Ripley et al., 2015). Por exemplo, plantas com metabolismo C4 podem se tornar mais abundantes em sistemas dependentes do fogo, pois possuem maior eficiência no uso da água e nutrientes após eventos de fogo, onde o ambiente está exposto

a altas temperaturas e incidência de luz (Forrestel et al., 2014; Keeley & Rundel, 2005; Sage, 2004). A herbivoria é outro fator que pode tanto influenciar a disponibilidade de biomassa como também pode ser afetada pela ocorrência do fogo, onde este último influencia na palatabilidade das espécies consumidas (Bond & Keeley, 2005; Tomas et al., 2024).

Análises de dados

Todas as análises foram realizadas por tratamento de fogo nos dois níveis de inundação. Para elaboração dos gráficos utilizamos o pacote ggplot2 (Wickham, 2016) e ambos foram desenvolvidos utilizando-se do ambiente R versão 4.4.0 (R Core Team, 2023).

Diversidade taxonômica

As métricas de diversidade taxonômicas foram performadas utilizando a função diversity do pacote vegan R (Oksanen et al., 2019). A análise de rarefação tem como objetivo comparar diferentes tratamentos equiparando os esforços amostrais entre eles além de verificar se os esforços foram suficientes. Elas foram construídas usando a abundância das espécies amostradas por tratamento de fogo nos dois diferentes níveis de inundação e para esta análise, usamos o pacote iNEXT (Chao et al., 2014). Para verificar como as espécies estão distribuídas entre os tratamentos e identificar quais os que apresentam maior registros exclusivos e intersecções, utilizamos o pacote UpSetR (Conway & Gehlenborg 2017). Para visualizar a distribuição relativa de abundância de espécies nos diferentes tratamentos e níveis de inundação, realizamos a construção de gráficos de Whittaker com a função rankabundance do pacote BiodiversityR (Kindt, 2024). Nestas análises, os tratamentos de fogo, níveis de inundação e biomassa foram incluídos como fatores fixos, e incluímos parcelas como fator aleatório. Para diagnósticos de resíduos dos modelos testados utilizamos a função simulationOutput do pacote DHARMA (Hartig et al., 2024)

Para analisar os efeitos dos diferentes tratamentos de fogo em ambos os níveis de inundação na diversidade taxonômica no nível da paisagem (diversidade beta - β), as mudanças na composição de espécies entre as diferentes comunidades foram analisadas por meio do índice de Sørensen (β_{sor}), que mede a dissimilaridade das espécies. Seguindo a abordagem proposta por Baselga (2010), particionamos as mudanças potenciais em β_{sor} em dois componentes: substituição de espécies (β_{sim}) e aninhamento (β_{nes}). Um valor de aninhamento maior (β_{nes}) indica que as diferenças na composição de espécies entre os locais surgem principalmente da presença de subgrupos de espécies contidas (aninhadas) no local com maior riqueza de espécies, enquanto um maior número de substituições (β_{sim}) indica que as diferenças na composição de espécies entre os locais decorrem principalmente da rotatividade de diferentes espécies (Baselga, 2010). Para o cálculo dos três índices, utilizamos o pacote betapart (Baselga et al., 2021)

Diversidade funcional

As métricas de diversidade funcional foram determinadas utilizando o pacote FD (Functional Diversity) (Laliberté et al., 2022). Usamos os índices de diversidade funcional, dispersão funcional, riqueza funcional, uniformidade funcional e divergência funcional (FDiv) propostos por Laliberté & Legendre (2010). Estas métricas permitem o cálculo da diversidade funcional para comunidades que incluem um mínimo de duas espécies a partir de índices multitraços multidimensionais que levam em conta a abundância de indivíduos. Da mesma forma que para a diversidade taxonômica, utilizamos modelos linear generalizado de efeitos mistos (GLMM), estruturados com os mesmos fatores fixos e aleatórios para avaliar os efeitos dos diferentes tratamentos de fogo nos dois níveis de inundação.

A diversidade funcional beta – β também seguiu os mesmos procedimentos descritos acima para a diversidade taxonômica beta. Analisamos as dissimilaridades

funcionais dos diferentes tratamentos, separando os componentes resultantes da substituição e do aninhamento da diversidade funcional, seguindo Baselga (2010). Nesta análise, primeiro performamos uma matriz de distância de Gower (Podani, 1999) e após, realizamos uma análise de ordenamento, retendo as primeiras quatro dimensões. Com estes dados, mais os valores de presença e ausência da comunidade, utilizamos o pacote *functionalbetapart* (Baselga et al., 2021) para obtenção das medidas de diversidade beta funcional (β_{sor} – índice de Sørensen) e suas partições: índice de Substituição (β_{sim}) e índice de Aninhamento (β_{nes}). Complementarmente, performamos uma PCOa através da função *pcoa* do pacote *ape* (Paradis et al., 2004) com os valores médios dos atributos (CWM) com a função *funtcomp* do pacote *FD* (Lavorel et al., 2008).

Resultados:

Famílias botânicas amostradas:

Ao longo das amostragens foram identificadas 287 espécies, divididas em 49 famílias. As cinco famílias com maior número de espécies foram: Fabaceae (49 espécies), Poaceae (43), Malvaceae (29), Cyperaceae (26) e Euphorbiaceae (18) (Figura S1).

Os resultados obtidos demonstram que os esforços amostrais foram suficientes (Figura S2). Podemos observar as curvas dos diferentes tratamentos nos dois níveis de inundação. Os tratamentos estão indicados como Controle (C), precoce (P), modal (M) e Tardio (T). As linhas coloridas representam os tratamentos localizados nas áreas de menor de inundação (A) e as linhas em tons de cinza, as localizadas nas áreas maior nível de inundação (B). Dessa forma, o tratamento controle localizado nas áreas de maior nível de inundação, está indicado pela sigla CB. Com relação aos tratamentos de fogo e níveis de inundação, podemos observar que a riqueza de espécie é maior nas áreas de baixa inundação (linhas coloridas) que foram submetidas aos tratamentos de fogo Modal e Tardio (maior riqueza neste último). O tratamento da parte alta que não foi submetida ao

fogo (CA) apresenta riqueza de espécies semelhante aos tratamentos localizados em ambientes de alta inundação.

Comparando o compartilhamento das espécies entre os diferentes tratamentos, podemos constatar que 24 das 287 espécies são comuns a todos os tratamentos. O tratamento sujeito a baixa inundação e tratado com fogo Tardio (TA) é o que apresenta maior número de espécies exclusivas (22), seguido pelo tratamento PA (11), PB, CA e MA com 10 espécies exclusivas. Os tratamentos MB, CB e TB são os que apresentam menor número de espécies exclusivas com nove, sete e quatro, respectivamente (Figura S3).

Com relação a abundância e dominância das espécies nos diferentes tratamentos, podemos observar, através das curvas de dominância, tendências distintas entre os tratamentos de fogo e os níveis de inundação. As áreas tratadas com fogo localizadas em regiões de menor inundação apresentam demonstram maior equitabilidade da abundância relativa quando comparadas às áreas de maior inundação tratadas com fogo (Figura 2). Por exemplo, o tratamento PA as cinco espécies mais abundantes acumulam 27,8% da abundância total (*Melochia parvifolia* – 8,0, *Melochia arenosa* – 5,5, *Steinchisma laxum* – 4,9, *Mimosa pigra* – 4,7 e *Sesbania virgata* – 4,6%). Por outro lado, o tratamento MB as cinco espécies mais abundantes acumulam 51,6% da abundância total (*Paspalum wrightii* – 19,5, *Lippia alba* – 10,3, *Cyperus esculentus* – 8,7, *Melochia villosa* – 6,7 e *Cyperus lanceolatus* – 6,3%) (Tabela 1).

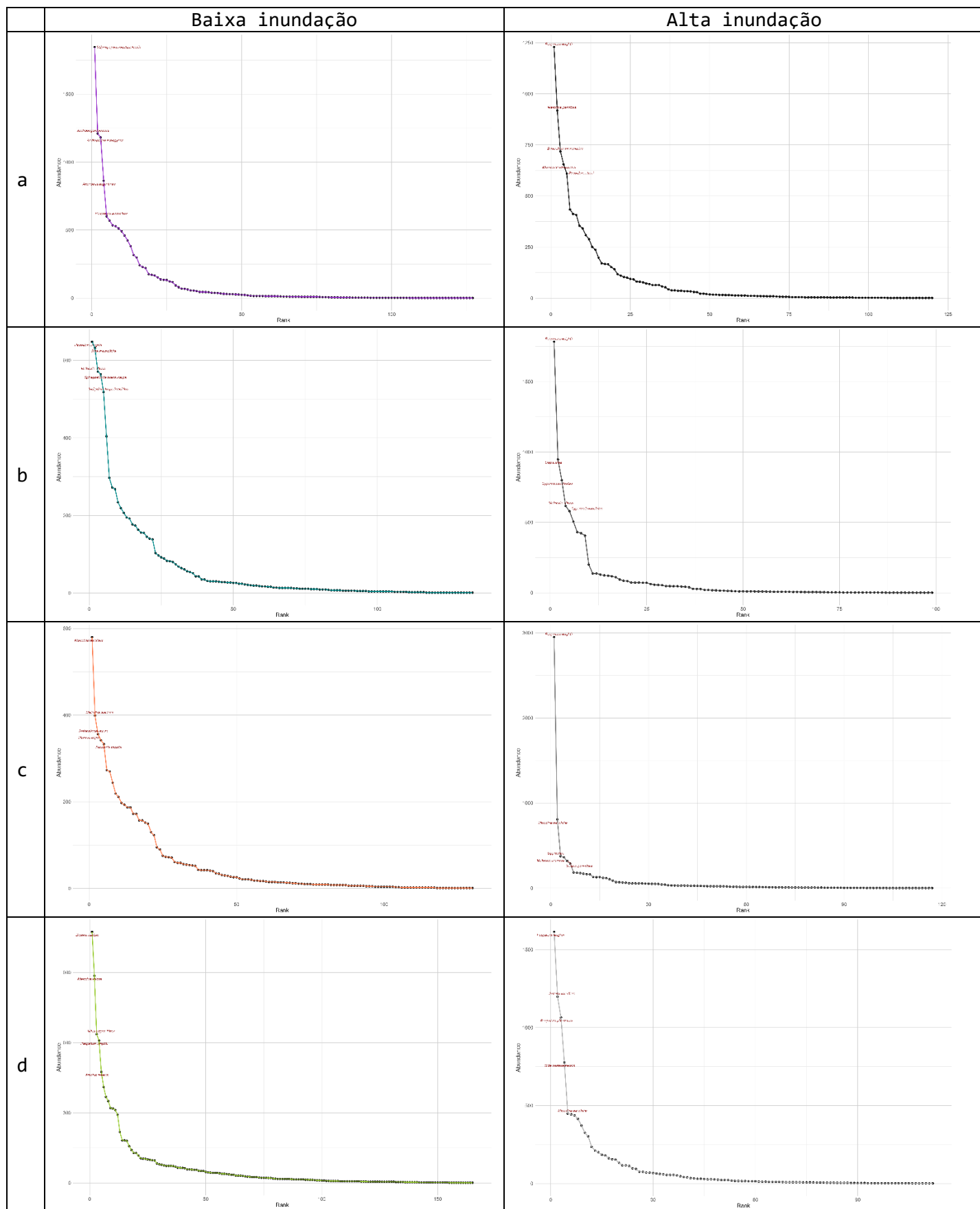


Figura 2: Curvas de distribuição da abundância relativa das espécies. Do lado esquerdo estão as curvas referente ao nível baixa inundação e a esquerda alta inundação. Nas linhas estão os tratamentos de fogo: a) Controle; b) Modal; c) Precoce e; d) Tardio.

Tabela 1: Ranking das dez espécies mais abundantes em cada tratamento e níveis de inundação. CA: tratamento Controle, baixo nível de inundação; MA: Modal, PA: Precoce; e TA: Tardio, baixo nível de inundação. CB: Controle, alto nível de MB: Modal; PB: Precoce; TB: Tardio, alto nível de inundação.

CA n=127							
family	species	rank	abundance	proportion	accumfreq	logabun	rankfreq
Asteraceae	<i>Stilpnopappus pantanalensis</i>	1	1846	13,5	13,5	3,3	0,8
Poaceae	<i>Andropogon bicornis</i>	2	1210	8,8	22,3	3,1	1,6
Poaceae	<i>Andropogon hypogynus</i>	3	1182	8,6	30,9	3,1	2,4
Poaceae	<i>Axonopus argentinus</i>	4	863	6,3	37,2	2,9	3,1
Poaceae	<i>Paspalum plicatulum</i>	5	601	4,4	41,6	2,8	3,9
Poaceae	<i>Schizachyrium microstachyum</i>	6	569	4,1	45,7	2,8	4,7
Poaceae	<i>Axonopus purpusii</i>	7	535	3,9	49,6	2,7	5,5
Poaceae	<i>Axonopus leptostachyus</i>	8	528	3,9	53,5	2,7	6,3
Verbenaceae	<i>Lippia alba</i>	9	512	3,7	57,2	2,7	7,1
Poaceae	<i>Paspalum wrightii</i>	10	491	3,6	60,8	2,7	7,9
MA n=133							
family	species	rank	abundance	proportion	accumfreq	logabun	rankfreq
Poaceae	<i>Paspalum wrightii</i>	1	648	7,5	7,5	2,8	0,8
Malvaceae	<i>Sida rhombifolia</i>	2	632	7,3	14,9	2,8	1,5
Malvaceae	<i>Melochia villosa</i>	3	571	6,6	21,5	2,8	2,3
Asteraceae	<i>Sphagneticola brachycarpa</i>	4	564	6,6	28,1	2,8	3
Fabaceae	<i>Indigofera lespedezioides</i>	5	518	6	34,1	2,7	3,8
Poaceae	<i>Andropogon hypogynus</i>	6	404	4,7	38,8	2,6	4,5
Poaceae	<i>Schizachyrium microstachyum</i>	7	297	3,5	42,2	2,5	5,3
Euphorbiaceae	<i>Microstachys hispida</i>	8	272	3,2	45,4	2,4	6
Poaceae	<i>Paspalum plicatulum</i>	9	268	3,1	48,5	2,4	6,8
Convolvulaceae	<i>Ipomoea cordatotriloba</i>	10	234	2,7	51,2	2,4	7,5
PA n = 130							
family	species	rank	abundance	proportion	accumfreq	logabun	rankfreq
Malvaceae	<i>Melochia parvifolia</i>	1	580	8	8	2,8	0,8
Malvaceae	<i>Melochia arenosa</i>	2	399	5,5	13,6	2,6	1,5
Poaceae	<i>Steinchisma laxum</i>	3	356	4,9	18,5	2,6	2,3
Fabaceae	<i>Mimosa pigra</i>	4	342	4,7	23,2	2,5	3,1
Fabaceae	<i>Sesbania virgata</i>	5	333	4,6	27,8	2,5	3,8
Malvaceae	<i>Sida santaremensis</i>	6	273	3,8	31,6	2,4	4,6
Fabaceae	<i>Senna alata</i>	7	270	3,7	35,4	2,4	5,4
Poaceae	<i>Andropogon bicornis</i>	8	244	3,4	38,7	2,4	6,2
Poaceae	<i>Paspalum plicatulum</i>	9	219	3	41,8	2,3	6,9
Rubiaceae	<i>Diodea kuntzei</i>	10	211	2,9	44,7	2,3	7,7
TA n=165							
family	species	rank	abundance	proportion	accumfreq	logabun	rankfreq
Rubiaceae	<i>Diodea kuntzei</i>	1	1074	9,7	9,7	3	0,6
Malvaceae	<i>Melochia villosa</i>	2	886	8	17,7	2,9	1,2
Rubiaceae	<i>Mitracarpus hirtus</i>	3	636	5,7	23,4	2,8	1,8
Poaceae	<i>Paspalum wrightii</i>	4	609	5,5	28,9	2,8	2,4
Fabaceae	<i>Arachis repens</i>	5	475	4,3	33,2	2,7	3
Poaceae	<i>Axonopus purpusii</i>	6	410	3,7	36,9	2,6	3,6
Fabaceae	<i>Arachis guaranitica</i>	7	368	3,3	40,2	2,6	4,2
Malvaceae	<i>Sida santaremensis</i>	8	350	3,2	43,3	2,5	4,8
Fabaceae	<i>Senna aculeata</i>	9	320	2,9	46,2	2,5	5,5
Malvaceae	<i>Sida rhombifolia</i>	10	318	2,9	49,1	2,5	6,1
CB n=120							
family	species	rank	abundance	proportion	accumfreq	logabun	rankfreq
Poaceae	<i>Paspalum wrightii</i>	1	1229	12	12	3,1	0,8
Malvaceae	<i>Melochia parvifolia</i>	2	919	8,9	20,9	3	1,7

Convolvulaceae	<i>Evolvulus nummularius</i>	3	718	7	27,9	2,9	2,5
Fabaceae	<i>Mimosa xanthocentra</i>	4	655	6,4	34,2	2,8	3,3
Poaceae	<i>Paspalum oteroi</i>	5	609	5,9	40,2	2,8	4,2
Malvaceae	<i>Melochia arenosa</i>	6	434	4,2	44,4	2,6	5
Poaceae	<i>Paspalum plicatulum</i>	7	412	4	48,4	2,6	5,8
Fabaceae	<i>Indigofera lespedezioides</i>	8	407	4	52,3	2,6	6,7
Verbenaceae	<i>Lippia alba</i>	9	354	3,4	55,8	2,5	7,5
Poaceae	<i>Andropogon bicornis</i>	10	341	3,3	59,1	2,5	8,3
MB n=99							
family	species	rank	abundance	proportion	accumfreq	logabun	rankfreq
Poaceae	<i>Paspalum wrightii</i>	1	1783	19,5	19,5	3,3	1
Verbenaceae	<i>Lippia alba</i>	2	947	10,3	29,8	3	2
Cyperaceae	<i>Cyperus esculentus</i>	3	799	8,7	38,5	2,9	3
Malvaceae	<i>Melochia villosa</i>	4	616	6,7	45,3	2,8	4
Cyperaceae	<i>Cyperus lanceolatus</i>	5	579	6,3	51,6	2,8	5,1
Malvaceae	<i>Melochia arenosa</i>	6	506	5,5	57,1	2,7	6,1
Poaceae	<i>Paspalum plicatulum</i>	7	431	4,7	61,8	2,6	7,1
Poaceae	<i>Setaria parviflora</i>	8	423	4,6	66,4	2,6	8,1
Malvaceae	<i>Melochia parvifolia</i>	9	406	4,4	70,9	2,6	9,1
Malvaceae	<i>Sida santaremensis</i>	10	200	2,2	73,1	2,3	10,1
PB n=117							
family	species	rank	abundance	proportion	accumfreq	logabun	rankfreq
Poaceae	<i>Paspalum wrightii</i>	1	2949	34	34	3,5	0,9
Malvaceae	<i>Melochia parvifolia</i>	2	807	9,3	43,4	2,9	1,7
Verbenaceae	<i>Lippia alba</i>	3	375	4,3	47,7	2,6	2,6
Malvaceae	<i>Melochia arenosa</i>	4	363	4,2	51,9	2,6	3,4
Poaceae	<i>Setaria parviflora</i>	5	320	3,7	55,6	2,5	4,3
Malvaceae	<i>Melochia villosa</i>	6	287	3,3	58,9	2,5	5,1
Poaceae	<i>Steinchisma laxum</i>	7	182	2,1	61	2,3	6
Malvaceae	<i>Sida rhombifolia</i>	8	180	2,1	63,1	2,3	6,8
Convolvulaceae	<i>Ipomoea cordatotriloba</i>	9	176	2	65,1	2,2	7,7
Malpighiaceae	<i>Stigmaphyllon calcaratum</i>	10	169	2	67,1	2,2	8,5
TB n=112							
family	species	rank	abundance	proportion	accumfreq	logabun	rankfreq
Poaceae	<i>Paspalum wrightii</i>	1	1614	14,5	14,5	3,2	0,9
Poaceae	<i>Setaria parviflora</i>	2	1198	10,8	25,3	3,1	1,8
Poaceae	<i>Paspalum plicatulum</i>	3	1064	9,6	34,8	3	2,7
Malvaceae	<i>Sida santaremensis</i>	4	776	7	41,8	2,9	3,6
Malvaceae	<i>Melochia parvifolia</i>	5	448	4	45,9	2,7	4,5
Verbenaceae	<i>Stachytarpheta cayennensis</i>	6	443	4	49,8	2,6	5,4
Malvaceae	<i>Melochia arenosa</i>	7	436	3,9	53,8	2,6	6,2
Cyperaceae	<i>Cyperus lanceolatus</i>	8	414	3,7	57,5	2,6	7,1
Fabaceae	<i>Mimosa weddelliana</i>	9	372	3,3	60,8	2,6	8
Fabaceae	<i>Senna alata</i>	10	326	2,9	63,8	2,5	8,9

Diversidade Alfa taxonômica

As métricas de diversidade alfa taxonômica para os dois níveis de inundação, representados em verde (alta inundação) e em amarelo (baixa inundação e os quatro tratamentos com fogo (C, M, P e T): A) Riqueza de espécie; B) índice de Gini-Simpson (D) e; C) índice de Shannon (H'). Os pontos representam a média e as barras, o erro padrão (Figura 3).

As métricas foram modeladas e para a riqueza de espécies o modelo que melhor se ajustou e com menor AIC foi a interação dos três efeitos fixos testados: fogo, inundação e herbivoria. A interação fogo e inundação tem efeito positivo na riqueza de espécies nas áreas de menor inundação e que recebem fogo no período Precoce e Tardio. Por outro lado, essa mesma área que recebe fogo no período Tardio, quando há a interação com a herbivoria, observa-se uma tendência de redução na riqueza de espécies da comunidade de herbáceas (Tabela S1). Testes a posteriori mostram diferenças significativas entre os tratamentos de fogo Tardio, Modal e Controle. O modelo testado corrobora o observado na análise de rarefação, demonstrando que o tratamento Tardio, localizado nas áreas de baixa inundação é o que apresenta maior riqueza (70.75 ± 7.79). O tratamento de fogo Modal apresentou diferença entre os dois níveis de inundação, sendo o localizado em áreas de alta inundação o que apresenta a menor riqueza de espécies (42.75 ± 5.04) (Figura 3A; Tabela S2).

Com relação aos valores de D a interação entre os três fatores fixos foi o que apresentou menor valor de AIC e melhor ajustou nos modelos testados. A interação fogo e inundação tem efeito positivo nos valores de D nas áreas de menor inundação e que recebem fogo no período Precoce (Tabela S3). Testes a posteriori mostraram diferenças significativas entre os tratamentos Controle e Modal, ambos da baixa inundação (Tabela S4). Por outro lado, podemos observar na Figura 3B menores valores médios de D nas

áreas sujeitas a maior inundação e que foram tratadas com o fogo Precoce (0.81 ± 0.05). Estes valores corroboram a maior dominância observada nas curvas de dominância para o referido tratamento.

Para os valores de H' , o modelo com melhor ajuste e menor AIC foi o aditivo entre os três efeitos fixos testados. O fogo Modal apresenta valores significativos positivos no aumento da diversidade da comunidade de herbáceas (Tabela S5). Apesar dos testes a posteriori mostrarem que não há diferenças entre os valores de H' entre os tratamentos de fogo e níveis de inundação testados (Tabela S6), a Figura 3C mostra valores de H' superiores nas áreas sujeitas a menor inundação. Além disso, o fogo aparenta ter uma resposta deletéria nas áreas de maior inundação, especialmente naquelas submetidas ao fogo Modal (2.43 ± 0.16 ; contra 3.10 ± 0.07 Tardio, baixa inundação, por exemplo).

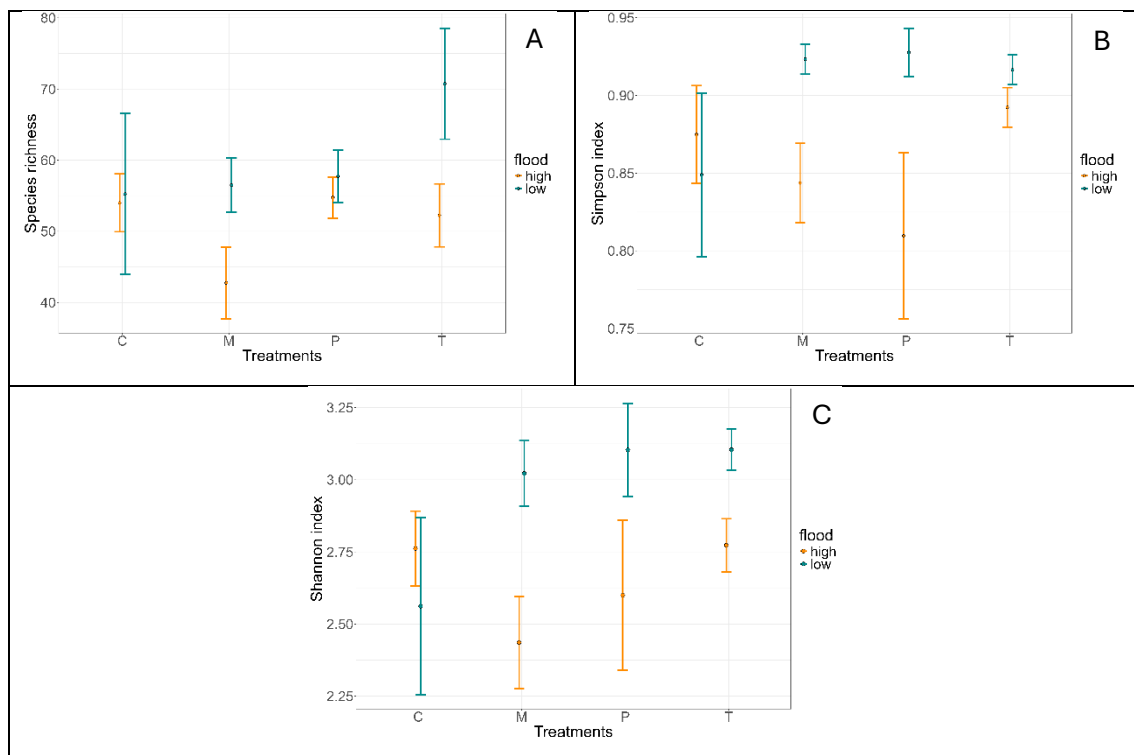


Figura 3: Diversidade α taxonômica. A) Riqueza de espécies; B) Índice de Gini-Simpson e; C) Índice de Shannon. Os pontos representam a média e as barras, o erro padrão

Diversidade Alfa funcional

Da mesma forma que os resultados foram apresentados para as métricas de diversidade alfa taxonômica, os valores para as métricas de diversidade alfa funcional: A) Diversidade funcional; B) Riqueza funcional; C) Divergência funcional e; D) Equitabilidade funcional. Os pontos representam a média e as barras, o erro padrão (Figura 4).

O modelo que melhor se ajustou aos dados de diversidade funcional e que apresentou menor valor de AIC foi o que não considera a interação entre os fatores avaliados. A Figura 4A demonstra que os maiores valores médios de diversidade funcional são observados nas áreas de menor inundação e submetidas aos tratamentos com fogo (4.70 ± 0.36 para o tratamento Tardio, baixa inundação; 3.65 ± 0.28 Modal, alta inundação, por exemplo). Por outro lado, as parcelas localizadas em áreas sujeitas a maior inundação, há uma tendência que o fogo diminua a diversidade funcional da comunidade. Análises do modelo mostram que o fogo aplicado no tratamento Precoce apresenta leve tendência a diminuição da diversidade funcional (Tabela S7). Análises a posteriori não mostraram diferenças significativas entre os diferentes tratamentos de fogo, níveis de inundação e herbivoria (Tabela S8).

A riqueza funcional apresenta comportamento de seus valores semelhantes à métrica anterior contudo, o modelo que melhor ajusta aos dados leva em consideração a interação do fogo e a inundação e adicionado ao fator herbivoria (Tabela S9). O fogo tem efeitos positivos em ambos os níveis de inundação, mas com uma tendência um pouco mais acentuada àquelas sujeitas a baixa inundação (Figura 4B). A interação entre inundação e fogo nos três diferentes tratamentos resultam em aumento da riqueza funcional. Em menor intensidade, o aumento do pastejo também contribui com o aumento da riqueza funcional. Análise a posteriori mostram diferença significativa entre o

tratamento Controle das áreas de baixa inundação e os tratamentos Precoce (baixa inundação) e o Tardio (ambos os níveis) (Tabela S10).

Para os valores de divergência funcional, o modelo que melhor se ajustou aos dados foi o que considera a interação entre os fatores fixos avaliados (fogo, inundação e herbivoria). O fogo aplicado no tratamento Modal e Precoce apresentam influência positiva sobre a divergência funcional principalmente nas áreas de baixa inundação. Quando há interação com a herbivoria nesses tratamentos, observa-se uma tendência negativa nos valores de divergência funcional (Tabela S11). Conforme a Figura 4C, os menores valores médios de divergência funcional observado foram para os tratamentos Controle (C) (alta inundação – 0.86 ± 0.05), Precoce (P) (para ambos os níveis de inundação – 0.86 ± 0.05 ; 0.86 ± 0.02 , alta e baixa respectivamente) e Tardio (T) (baixo nível de inundação – 0.86 ± 0.03). Contudo, testes a posteriori demonstram não haver diferenças significativas entre os diferentes tratamentos de fogo e níveis de inundação (Tabela S12).

A regularidade funcional leva em consideração, como a métrica anterior, a distribuição da abundância dos valores dos atributos funcionais no espaço funcional. Dessa forma, os valores observados na Figura 4D mostram um padrão inverso ao da diversidade funcional. De forma geral, os menores valores médios são das parcelas localizadas em áreas sujeitas a baixa inundação, com destaque ao Controle (0.28 ± 0.01) e ao tratamento Tardio (0.29 ± 0.03). O modelo que melhor se ajustou aos dados foi o aditivo entre os três efeitos fixos testados. O fogo tem efeito positivo nos três tratamentos, mas quando aplicado nas áreas de baixa inundação, essa tendência se inverte (Tabela S13). O teste a posteriori considerou diferença significativa entre os tratamentos Controle; Modal localizados nas áreas sujeitas a alta inundação e Controle, na baixa inundação; entre os tratamentos Modal; Precoce, alta inundação e Controle, na baixa inundação; entre os

Precoce; Tardio, na alta inundação e Controle, na baixa inundação; e entre os tratamentos Tardio (Tabela S14).

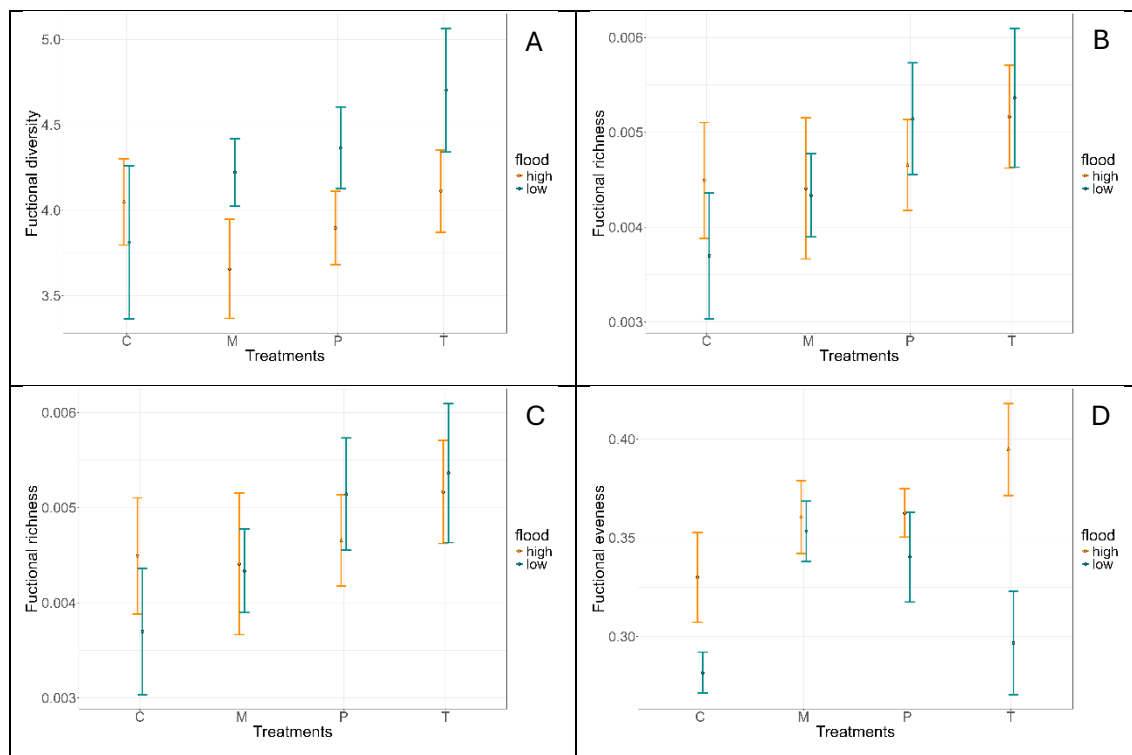


Figura 4: Diversidade α funcional. A) Diversidade funcional; B) Riqueza funcional; C) Divergência funcional e; D) Equitabilidade funcional. Os pontos representam a média e as barras, o erro padrão

Diversidade Beta taxonômica

Os resultados para diversidade beta taxonômica (β_{tax}) mostram que ela é fortemente influenciada pelos diferentes tratamentos de fogo e pelos níveis de inundação (Tabela 2). Fatores como herbivoria e a interação entre todos os fatores testados não apresentaram significância para os resultados de β_{tax} .

Testes a posteriori realizados através da função *betadisper* conjugado com *permutest*, mostram que os valores da probabilidade para o fator fogo e inundação foram maiores que 0.05 ($Pr(>F) = 0.4341$ e 0.1222 , respectivamente), demonstrando que não há diferenças na dispersão entre grupos, sugerindo que a diferença encontrada se deve, de fato, à influência do fogo e da inundação (Tabela S15).

Podemos observar que os maiores valores de β_{tax} , ou seja, os tratamentos que apresentam maiores dissimilaridades entre si, são aqueles que foram tratados com fogo. A dissimilaridade entre pares é ainda mais destacada quando as comparações são feitas entre áreas localizadas nos diferentes níveis de inundação (Figura 5A). Análises a posteriori (PERMANOVA) demonstram que os diferentes níveis de inundação são significativamente importantes na dissimilaridade entre todos os tratamentos de fogo e controle. Da mesma forma, o fogo, com exceção da comparação entre os tratamentos Modal e Tardio, também são significativamente importantes. O fator herbivoria também influencia a β_{tax} no tratamento Precoce quando comparado com o Modal e o Tardio. Além disso, as interações entre os fatores também apresentam influências significativas na comparação entre alguns tratamentos. A interação entre fogo e inundação são significativas entre os tratamentos Modal e Precoce, bem como a interação entre fogo e herbivoria. Essa interação também é significativa entre os tratamentos Controle e Precoce. O fator herbivoria apresenta interação significativa com a inundação para a

comparação entre Precoce e Tardio. A interação entre os três fatores analisados apresenta significância na comparação entre os tratamentos Controle e Precoce (Tabela S16).

A beta diversidade pode ser decomposta em turnover e nestedness, no intuito de compreender quais os principais processos responsáveis pela composição e estrutura da comunidade. O turnover é o processo preponderante quando avaliamos a β_{tax} , sendo a maior responsável pela dissimilaridade total entre as comunidades. O componente nestedness tem baixa contribuição na dissimilaridade total entre as diferentes comunidades (Figura 5A).

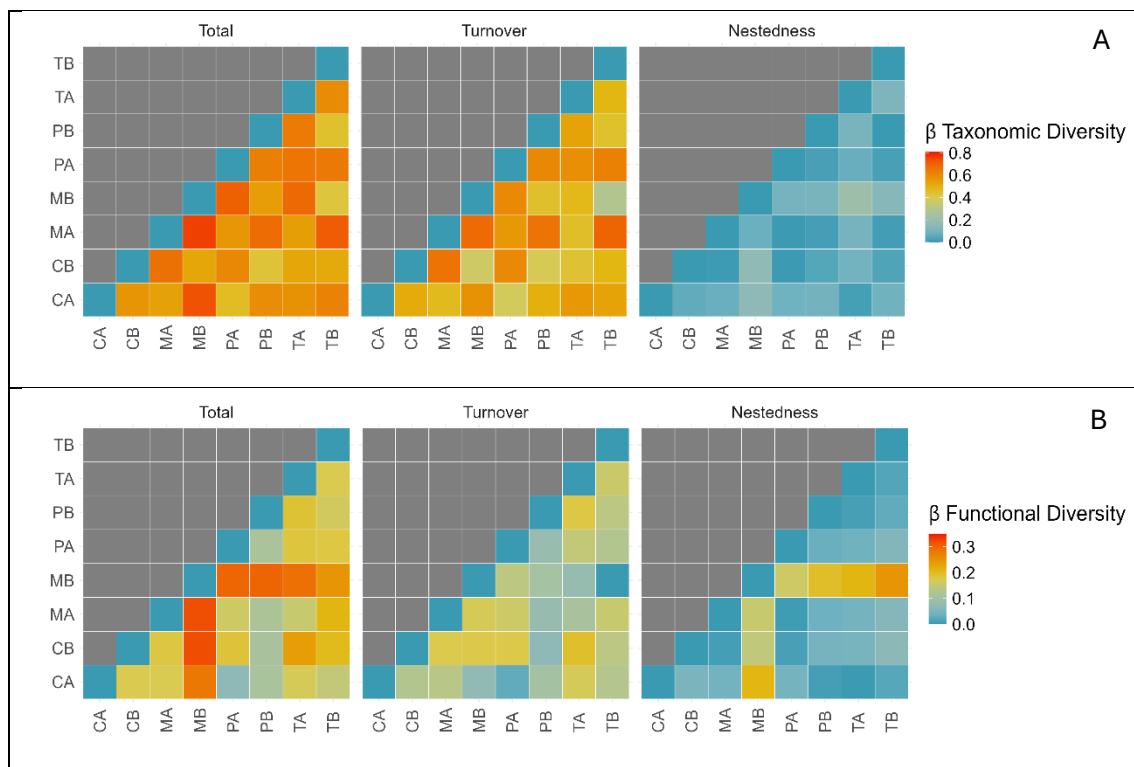


Figura 5: Diversidade β taxonômica (A) e funcional (B) e suas repartições entre os diferentes tratamentos de fogo e níveis de inundação. A primeira letra refere-se ao tratamento do fogo e a segunda ao nível de inundação. “C” (controle), “M” (modal), “P” (precoce) e “T” (tardio). “A” (baixo nível de inundação) e “B” (alto nível de inundação).

Tabela 1: Sumário da análise de Diversidade β taxonômica e funcional. Para ambas foi utilizado a função: $\beta\text{div} \sim \text{fire} * \text{flood} * \text{biomass}$, method = "sorensen", test = "pillai", n.perm = 999).

β Diversidade taxonômica					
	Df	SumOfSqs	R2	F	Pr(>F)
fire	3	0.8090	0.13421	1.7151	0.005**
flood	1	0.8577	0.14229	5.4550	0.001***
biomass	1	0.1865	0.03094	1.1863	0.256
fire:flood	3	0.4900	0.08129	1.0388	0.379
fire:biomass	3	0.5121	0.08496	1.0857	0.274
flood:biomass	1	0.1695	0.02812	1.0782	0.320
fire:flood:biomass	3	0.4873	0.08085	1.0332	0.415
Residual	16	2.5157	0.41734		
Total	31	6.0279	1.00000		
β Diversidade funcional					
fire	3	0.20153	0.15731	1.8270	0.026*
flood	1	0.10010	0.07814	2.7224	0.015*
biomass	1	0.03340	0.02607	0.9083	0.479
fire:flood	3	0.16001	0.12490	1.4506	0.126
fire:biomass	3	0.11035	0.08614	1.0004	0.467
flood:biomass	1	0.02706	0.02112	0.7360	0.631
fire:flood:biomass	3	0.06034	0.04710	0.5470	0.910
Residual	16	0.58830	0.45922		
Total	31	1.28109	1.00000		

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Diversidade Beta funcional

Os resultados obtidos através dos atributos médios ponderados (CWM) demonstram que a composição funcional das parcelas é afetada ($P < 0.05$) pela inundação e herbivoria, e fortemente afetada pela interação entre fogo, inundação e herbivoria. A PCoA (Figura 6) mostra a dispersão das parcelas de acordo com a composição funcional da comunidade. Cada cor representa um tratamento; os triângulos representam as parcelas localizadas em áreas de baixa inundação; e os círculos, alta inundação. As elipses correspondem ao centroide do espaço funcional de cada tratamento em cada nível de inundação. As elipses tracejadas correspondem a baixa inundação e as de linha contínua, à alta inundação. Os dois principais eixos capturam 53,8% da variação total. Os valores da probabilidade para o fator fogo, inundação e herbivoria foram maiores que 0.05 ($\text{Pr}(> F) = 0.218, 0.596 \text{ e } 0.429$, respectivamente), demonstrando que não há diferenças na dispersão entre grupos, sugerindo que a diferença encontrada se deve, de fato, à influência do herbivoria, da inundação e interação entre fogo, inundação e herbivoria.

Além disso, podemos observar na Figura 6 os vetores dos traços funcionais significativos ($P < 0.05$) (Tabela S17) e como eles influenciam na composição do espaço funcional de cada tratamento de fogo e inundação. As áreas sujeitas a menores inundações e tratadas com fogo apresentam um espaço funcional orientado no sentido vertical, com amplo espectro de ciclos de vida, tanto perenes quanto de ciclo anual, com exceção a do tratamento Controle (C), que tem seu espaço funcional orientado no sentido horizontal. Destaca-se neste nível de inundação o espaço funcional do tratamento Precoce (P) e Tardio (T), onde a estratégia de regeneração por raízes, forma de vida herbácea e hidrocoria são os principais vetores de orientação. Por outro lado, o espaço funcional das áreas sujeitas a maiores níveis de inundação tende a se orientar no sentido horizontal. Nesse nível de inundação, as áreas que foram tratadas com fogo Precoce (P) e Tardio (T)

tiveram seus espaços funcionais ampliados influenciados principalmente pelos traços: formas de vida graminosa, metabolismo C4, formas de dispersão por zoocoria e regeneração por sementes, rizomas e colmos.

O espaço funcional do tratamento Modal (M) apresenta comportamento semelhante com relação ao nível de inundação: baixa inundação, orientado verticalmente e alta inundação, orientada horizontalmente. Contudo, podemos observar que o espaço funcional de ambas é reduzido quando comparado aos outros tratamentos.

Nesse sentido e de forma complementar a análise anterior, os resultados para a diversidade beta funcional (β_{fun}) mostram o quão dissimilar são os atributos funcionais entre duas comunidades e como os processos de turnover e nestedness estão atuando.

Os maiores valores de β_{fun} estão atribuídos a diferenças entre o tratamento de fogo Modal, localizados em áreas de maior inundação com os demais (Figura 5B). Testes a posteriori (Tabela S18) mostram a influência significativa nos valores de β_{fun} da interação entre fogo e inundação entre os tratamentos Precoces e Controle. Fogo e inundação são dois fatores significativos que foram observados influenciando os valores de β_{fun} entre o tratamento Controle e Tardio. Este último tratamento se diferencia do Precoces principalmente influenciado pelo fator inundação. Por fim, a comparação dos valores de β_{fun} entre tratamento Modal e Precoces são influenciados pelo fator fogo e a interação entre fogo e inundação (Tabela 2).

Diferentemente do observado para β_{tax} , os processos de nestedness e turnover se combinam para explicar β_{fun} nas diferentes comunidades. O processo de nestedness mostrou-se mais importante para a comunidade localizada em áreas sujeitas a maior inundação e tratada com fogo Modal. Por outro lado, o turnover apresenta ser o processo que mais contribui para a β_{fun} nos outros tratamentos.

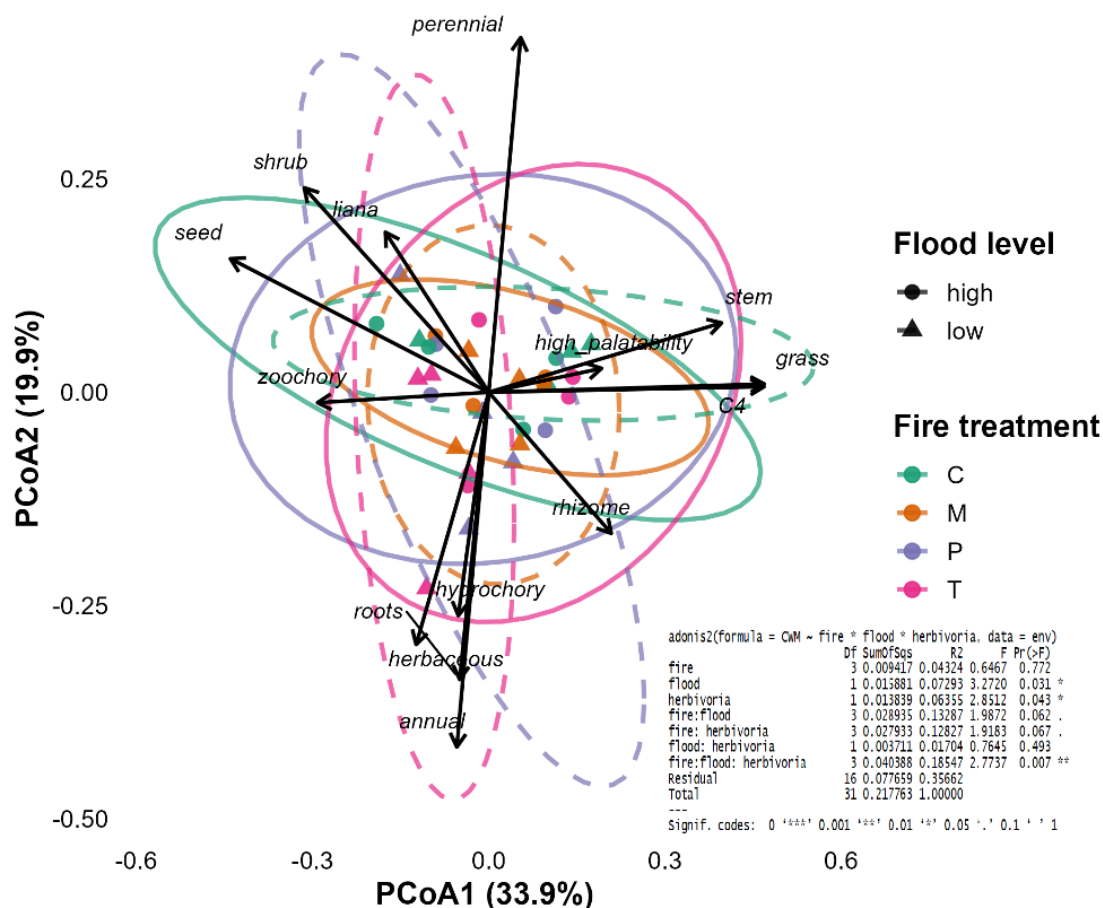


Figura 6. Análise de Coordenadas Principais (PCoA) da composição funcional da comunidade herbácea. Cada cor denota um tratamento: C = controle; M = modal; P = precoce; e T = tardio. Triângulos representam parcelas localizadas em áreas de baixa inundação, enquanto círculos indicam parcelas em áreas de alta inundação. Elipses tracejadas correspondem a zonas de baixa inundação e elipses de linha sólida a zonas de alta inundação. O modelo destaca a significância da interação entre os fatores avaliados.

Discussão:

Diversos ambientes propensos ao fogo apresentam alterações em suas composições de riqueza e diversidade taxonômica e funcional, em diferentes escalas, conforme a sazonalidade e a frequência em que os eventos de fogo acontecem (Abedi et al., 2022; Archibald et al., 2019; García-Llamas et al., 2024; Ripley et al., 2015). Os nossos resultados demonstram que, além da sazonalidade de que o fogo ocorre, diferentes níveis de inundação e também a herbivoria afetam a diversidade de espécies da comunidade herbáceas em planícies alagáveis propensas ao fogo.

De modo geral, dentro das planícies alagáveis, as áreas sujeitas a menor inundação apresentam maiores valores de diversidade taxonômica. Por outro lado, regiões sujeitas a maior nível de inundação e ou que permanecem por mais tempo inundada exige maior adaptabilidade para que as espécies possam germinar, permanecer no ambiente e se reproduzir e desse modo, restringindo a ocorrência de espécies (Gaberščik et al., 2018; Lou et al., 2016). O regime de fogo também é responsável pela composição e distribuição das espécies vegetais. Fogos de maior intensidade podem levar a diminuição da diversidade α taxonômica (Abedi et al., 2022; Richter et al., 2019), por outro lado regimes de fogo variado podem sustentar maior diversidade de ambientes e consequentemente maior diversidade de espécies (Kelly & Brotons, 2017; Pausas & Ribeiro, 2017).

Contudo, quando falamos de planícies alagáveis propensas ao fogo, como a deste estudo, a pressão seletiva do sistema sobre as espécies aumenta. A interação destes dois fatores em diferentes níveis de intensidade e frequência podem ser responsáveis pela formação de diversos povoamentos monodominantes no Pantanal (Damasceno-Junior, Pereira, et al., 2021a; Ebert et al., 2024; Manrique-Pineda et al., 2021). Somado a estes dois, a pressão exercida pelo pastejo também é um fator importante para moldar a paisagem (Boughton et al., 2016; Ferreira et al., 2020; Sonnier et al., 2023). De acordo

com os nossos resultados, a interação entre fogo, inundação e herbivoria influencia na composição e estrutura da comunidade de herbáceas. Os fogos considerados de menor intensidade (tratamento Precoce (P) e Tardio (T)) apresentaram efeitos positivos na riqueza de espécies quando realizados nas áreas de baixa inundação. Contudo, quando incluído a herbivoria nessa interação, a tendência é de diminuição da riqueza de espécies. A combinação de fogo e herbivoria parece criar efeito sinérgico semelhante a áreas intensamente manejadas onde também se observa diminuição da riqueza de espécies (Boughton et al., 2016; Sonnier et al., 2023).

A interação entre fogo e inundação apresenta efeitos positivos no índice de Gini-Simpson nas áreas de menor inundação, mas por outro lado, o fogo Precoce em áreas de maior inundação tende a aumentar a dominância de determinadas espécies. Esta dominância pode ser atribuída ao fato de que o fogo Precoce, apesar de ser considerado de baixa intensidade, foi suficiente para eliminar espécies que apresentam características adaptáveis para ambientes de maior inundação, mas não o suficiente para eliminar o *Paspalum wrightii*, por exemplo, a favorecendo a dominar o nicho disponível. De fato, alguns regimes de fogo podem favorecer certas gramíneas com base em suas estratégias regenerativas (Fontenele & Miranda, 2024).

Nesse sentido, as métricas de diversidade funcional nos auxiliam a compreender como está a saúde e a capacidade de resiliência dos ecossistemas, pois diferentes espécies podem contribuir de maneiras únicas para processos de serviços ecossistêmicos (Rao et al., 2024). De forma semelhante aos resultados obtidos nas análises de diversidade α taxonômica, os nossos resultados demonstram que tanto o fogo, a inundação, quanto a herbivoria alteram a diversidade α funcional em planícies alagáveis dependentes do fogo.

Estudos desenvolvidos em uma planície de inundação subtropical de um lago na China mostram que a diversidade funcional apresenta maiores valores em áreas

intermediárias do gradiente (Fu et al., 2015). Quando estes ambientes são atingidos por um evento de fogo, independentemente da intensidade, observa-se diminuição da diversidade taxonômica e funcional (Abedi et al., 2022; Meza et al., 2023). Por outro lado, o fogo atuando como um filtro ambiental em ambientes propensos a ele, pode induzir maior diversidade funcional (Teixeira et al., 2022). Contudo, dependendo da sua intensidade e/ou frequência, mesmo em ambientes propensos podem ter suas métricas de diversidade funcional afetadas negativamente (Makumbe et al., 2020). Os nossos resultados mostram que a interação fogo e inundação promove aumento da diversidade funcional. Apesar de observarmos uma tendência de maior diversidade funcional nas áreas de menor inundação, maiores valores de divergência e regularidade funcional para as áreas de maior inundação demonstram que o espaço funcional é altamente resiliente a estes dois filtros. Padrões semelhantes foram observados em estudos neste bioma para a regeneração de florestas ripárias que foram afetadas por incêndios (de Oliveira et al., 2014) e como heterogeneidade espacial do fogo e da inundação favorecem a diversidade funcional (dos Santos Ferreira et al., 2024).

Tanto na diversidade taxonômica quanto na funcional, a herbivoria apresentou-se como um fator importante na variação de algumas métricas em nossos modelos. A pressão exercida pela herbivoria pode ser comparada ao fogo (Archibald et al., 2019; Bond & Keeley, 2005), podendo promover a diversidade, principalmente em áreas com baixa frequência de fogo, impedindo o domínio de determinadas espécies e dessa forma, abrindo nichos (Bishop et al., 2020) contudo, de acordo com os nossos resultados, diferentemente do fogo, a herbivoria resultou em diminuição da riqueza taxonômica e na divergência funcional. Além disso, os fogos do tratamento Modal (considerados de maior intensidade) resultaram em uma diminuição do espaço funcional da comunidade de herbáceas em ambos os níveis de inundação.

Nesse sentido, os nossos resultados para β diversidade taxonômica e funcional explicam os principais processos para a montagem da comunidade de herbáceas a nível de paisagem. Para a diversidade taxonômica o processo de substituição de espécies é o preponderante em todos os tratamentos de fogo e níveis de inundação. Por outro lado, o processo de substituição também é preponderante na β diversidade funcional total contudo, o aninhamento se destaca na dissimilaridade do tratamento de fogo Modal nas áreas de maior inundação em relação aos outros tratamentos. Os processos de substituição em áreas afetadas por fogo são reportados em diversos outros trabalhos (Freeman et al., 2019; Meza et al., 2023). Além disso, tanto a nível local quanto a nível de paisagem, o fogo afeta a diversidade taxonômica e funcional de formas diferentes, evidenciando a interação deste fator com a inundação (dos Santos Ferreira et al., 2024).

Portanto, observamos que diferentes intensidades de fogo resultam em padrões de diversidades distintos conforme o nível de inundação. Para as áreas de menor inundação os resultados observados nos levam a aceitar a hipótese de que os fogos menos intensos promovem o aumento das diversidades taxonômica e funcional (Oyun & Isah, 2009; Teixeira et al., 2022). Por outro lado, nas áreas de maior inundação, fogos de baixa intensidade (tratamento Precoce) resultaram em aumento da dominância em escala local, mas mantendo a diversidade taxonômica e funcional. Além disso, os fogos de alta intensidade (tratamento Modal) apresentam efeitos negativos mais pronunciados nas áreas de maior inundação tanto na riqueza de espécies, em escala local, quanto na homogeneização da diversidade funcional em escala de paisagem (Abedi et al., 2022; Meza et al., 2023).

Conclusão:

O fogo, a inundação e a herbivoria apresentam interações complexas e sinérgicas que atuam para a composição da comunidade de herbáceas dessa área úmida tropical

propensa ao fogo. A diversidade de espécies é moldada pela interação entre fogo, inundação e herbivoria, com efeitos que variam conforme a intensidade e frequência desses fatores. Fogos de menor intensidade podem aumentar a riqueza de espécies em áreas de menor inundação, mas esse efeito é reduzido quando há herbivoria. Quando há herbivoria, um efeito sinérgico negativo é observado, semelhante ao observado em áreas intensamente manejadas, com redução da riqueza de espécies, semelhante ao efeito do fogo de alta intensidade, observado nos tratamentos de fogo Modal.

Com relação a diversidade funcional a interação entre fogo e inundação tem efeito positivo na diversidade funcional, principalmente nas áreas menos inundáveis. Por outro lado, as áreas sujeitas a maior nível de inundação mostram maior divergência e regularidade funcional, indicando resiliência do espaço funcional.

Em escala de comunidade os processos de substituição (turnover) são predominantes quando tratamos da diversidade taxonômica. Por outro lado, as áreas sujeitas a maior inundação, principalmente quando expostas a fogos de maior intensidade, apresentam diminuição do espaço funcional e o processo predominante na composição dos traços é o aninhamento (nestedness).

O uso do fogo como ferramenta de manejo da pastagem e a presença do gado bovino pode ser uma estratégia para manejar a quantidade de biomassa e, dessa forma, reduzir a quantidade de combustível disponível para eventos de fogo maior intensidade contudo, deve-se levar em consideração qual nível de inundação a pastagem nativa está localizada e como a comunidade de herbácea está estruturada após o uso do fogo (tempo de regeneração). A combinação de fogo e herbivoria, dependendo da intensidade do fogo e/ou do pastejo, pode apresentar efeitos deletérios na comunidade de herbáceas, reduzindo a riqueza de espécies e de divergência funcional, principalmente em áreas sujeitas a maior inundação.

Portanto, o uso do fogo como ferramenta de manejo em planícies alagáveis propensas ao fogo deve levar em consideração a comunidade de herbáceas ali estabelecida, a época de aplicação do fogo, a região onde o fogo é aplicado e de como o gado bovino será manejado nessas áreas.

Material suplementar:

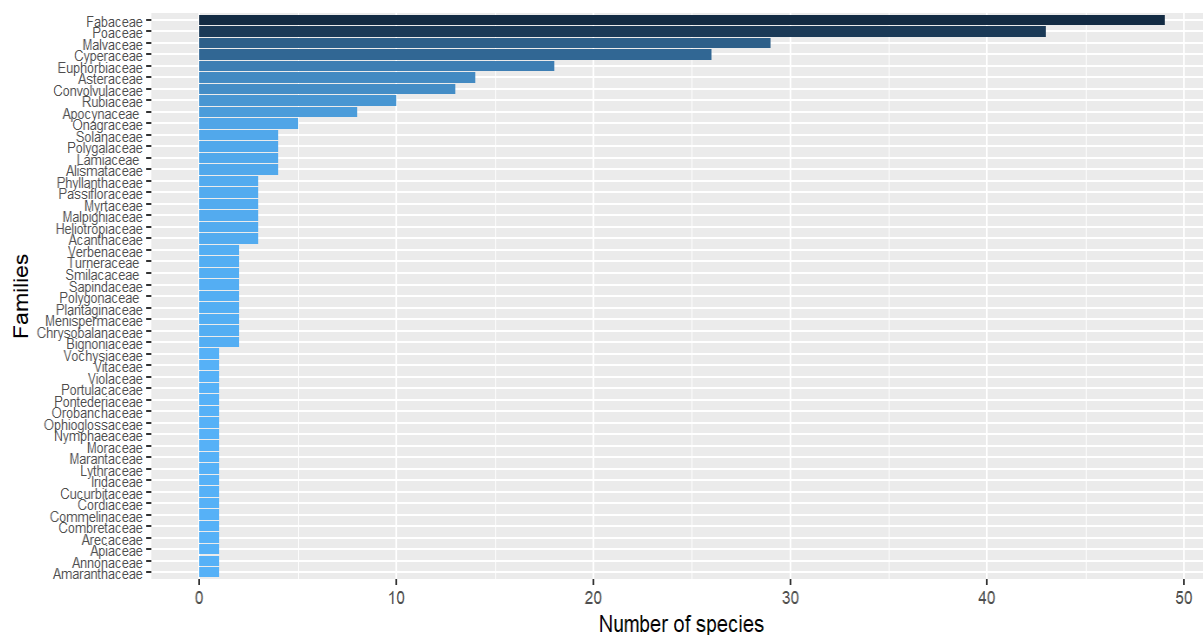


Figura S1: Número de espécies por família.

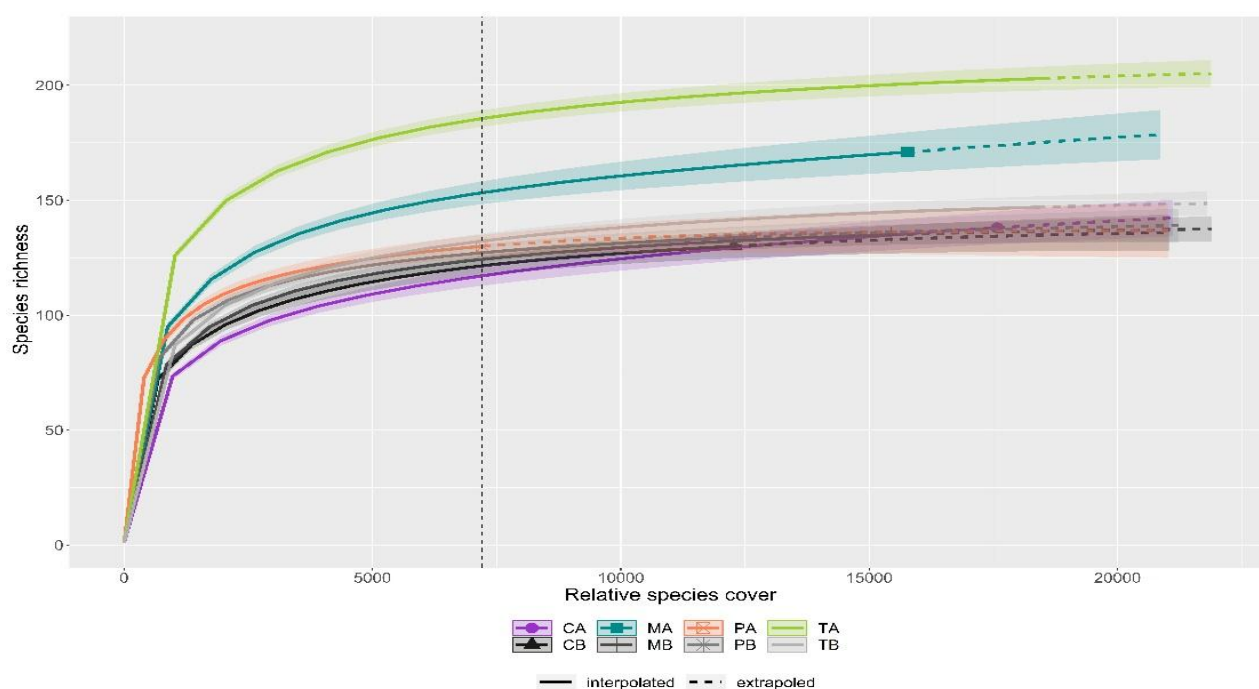


Figura S2: Cobertura relativa de espécies baseada na curva de rarefação taxonômica sob tratamentos de fogo em diferentes níveis de inundação. A primeira letra refere-se ao tratamento do fogo e a segunda ao nível de inundação. “C” (controle), “M” (modal), “P” (precoce) e “T” (tardio). “A” (baixo nível de inundação) e “B” (alto nível de inundação).

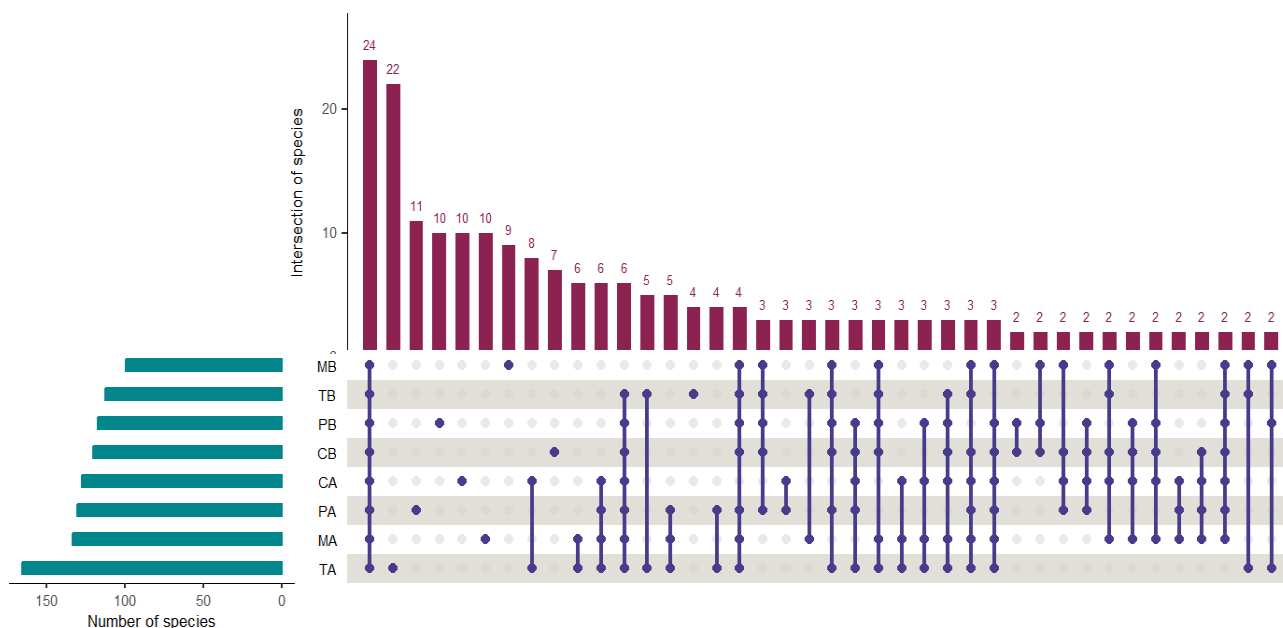


Figura S3: Intersecção de espécies sob tratamentos de fogo e inundação. A primeira letra refere-se ao tratamento do fogo e a segunda ao nível de inundação. “C” (controle), “M” (modal), “P” (precoce) e “T” (tardio). “A” (baixo nível de inundação) e “B” (alto nível de inundação). As barras verdes indicam a riqueza de espécies observadas em cada tratamento. As barras magentas indicam o número de espécies que se intersectam entre os tratamentos. Se as espécies foram observadas em todos os tratamentos, um círculo azul aparecerá em todas as linhas referente ao tratamento.

Tabela S1: Resultados para a modelagem para os valores de riqueza de espécies que levou em consideração a interação entre os três fatores: fogo, inundação e biomassa.

AIC	BIC	logLik	deviance	df.resid
251.4	279.2	-106.7	213.4	13
Scaled residuals:				
Min	1Q	Median	3Q	Max
-1.38126	-0.48208	0.03751	0.48146	1.68702
Random effects:				
Groups	Name	Variance	Std.Dev.	Corr
tratamento	(Intercept)	2.196e-02	0.148200	
	parcela	7.777e-05	0.008819	-1.00
Number of obs: 32, groups: tratamento, 4				
Fixed effects:				
	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)
(Intercept)	3.459419	0.480086	7.206	5.77e-13 ***
tratamentoM	-0.059361	0.535151	-0.111	0.91168
tratamentoP	0.390345	0.549617	0.710	0.47757
tratamentoT	0.158876	0.574421	0.277	0.78210
floodlow	-0.816650	0.583174	-1.400	0.16141
biomassa	0.052620	0.050428	1.043	0.29673
tratamentoM:floodlow	0.846733	0.930721	0.910	0.36295
tratamentoP:floodlow	1.416683	0.796916	1.778	0.07545 .
tratamentoT:floodlow	2.008259	0.725381	2.769	0.00563 **
tratamentoM:biomassa	-0.007833	0.057409	-0.136	0.89148
tratamentoP:biomassa	-0.037357	0.057355	-0.651	0.51483
tratamentoT:biomassa	-0.017011	0.062379	-0.273	0.78508
floodlow:biomassa	0.055197	0.055058	1.003	0.31609
tratamentoM:floodlow:biomassa	-0.009213	0.114060	-0.081	0.93562
tratamentoP:floodlow:biomassa	-0.160915	0.128286	-1.254	0.20971
tratamentoT:floodlow:biomassa	-0.167365	0.077919	-2.148	0.03172 *

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Tabela S2: Teste *a posteriori* de comparação da modelagem para os valores de riqueza de espécies entre os tratamentos de fogo e níveis de inundação. “C” (controle), “M” (modal), “P” (precoce) e “T” (tardio). Alta inundação (“high”) e baixa inundação (“low”).

contrast	estimate	SE	df	z.ratio	p.value
C high - M high	0.1225	0.130	Inf	0.942	0.9820
C high - P high	-0.0894	0.130	Inf	-0.688	0.9973
C high - T high	-0.0218	0.125	Inf	-0.175	1.0000
C high - C low	0.3720	0.195	Inf	1.911	0.5432
C high - M low	-0.2781	0.161	Inf	-1.730	0.6674
C high - P low	0.1622	0.452	Inf	0.358	1.0000
C high - T low	-0.3099	0.129	Inf	-2.410	0.2362
M high - P high	-0.2119	0.113	Inf	-1.882	0.5634
M high - T high	-0.1443	0.122	Inf	-1.183	0.9370
M high - C low	0.2495	0.192	Inf	1.299	0.8998
M high - M low	-0.4005	0.138	Inf	-2.899	0.0727 .
M high - P low	0.0397	0.448	Inf	0.089	1.0000
M high - T low	-0.4323	0.127	Inf	-3.408	0.0151 **
P high - T high	0.0676	0.121	Inf	0.558	0.9993
P high - C low	0.4614	0.192	Inf	2.399	0.2415
P high - M low	-0.1886	0.147	Inf	-1.287	0.9041
P high - P low	0.2516	0.455	Inf	0.553	0.9993
P high - T low	-0.2205	0.126	Inf	-1.749	0.6551
T high - C low	0.3938	0.190	Inf	2.071	0.4342
T high - M low	-0.2562	0.153	Inf	-1.670	0.7068
T high - P low	0.1840	0.451	Inf	0.408	0.9999
T high - T low	-0.2880	0.109	Inf	-2.636	0.1429
C low - M low	-0.6501	0.215	Inf	-3.025	0.0508 *
C low - P low	-0.2098	0.473	Inf	-0.444	0.9998
C low - T low	-0.6819	0.191	Inf	-3.574	0.0084 **
M low - P low	0.4402	0.458	Inf	0.961	0.9797
M low - T low	-0.0318	0.158	Inf	-0.202	1.0000
P low - T low	-0.4721	0.452	Inf	-1.045	0.9674

Signif. codes: 0 ‘***’ 0.001 ‘**’ 0.01 ‘*’ 0.05 ‘.’ 0.1 ‘ ’ 1

Tabela S3: Resultados para a modelagem para os valores de índice de Shannon que levou em consideração a adição entre os três fatores: fogo, inundação e biomassa.

REML criterion at convergence:			39.4		
Scaled residuals:					
Min	1Q	Median	3Q	Max	
-3.0017	-0.3956	0.1595	0.6008	1.5954	
Random effects:					
Groups	Name	Variance	Std.Dev.	Corr	
tratamento	(Intercept)	1.458e-01	3.819e-01		
	parcela	3.221e-29	5.675e-15	-1.00	
	Residual	1.458e-01	3.819e-01		
Number of obs: 32, groups: tratamento, 4					
Fixed effects:					
	Estimate	Std. Error	t value		
(Intercept)	2.65188	0.51517	5.148		
tratamentoM	0.01953	0.58215	0.034 *		
tratamentoP	0.13822	0.58391	0.237		
tratamentoT	0.23134	0.58131	0.398		
floodlow	0.29212	0.13796	2.117		
biomassa -	0.01242	0.02705	-0.459		
Correlation of Fixed Effects:					
	(Intr)	trtmnM	trtmnP	trtmnT	flodlw
tratamentoM	-0.655				
tratamentoP	-0.663	0.517			
tratamentoT	-0.651	0.515	0.516		
floodlow	-0.252	0.037	0.040	0.035	
biomassa	-0.604	0.178	0.194	0.170	0.206

Tabela S4: Teste *a posteriori* de comparação da modelagem para os valores do índice de Shannon entre os tratamentos de fogo e níveis de inundação. “C” (controle), “M” (modal), “P” (precoce) e “T” (tardio). Alta inundação (“high”) e baixa inundação (“low”).

contrast	estimate	SE	df	t.ratio	p.value
C high - M high	-0.0195	0.701	30.7	-0.028	1.0000
C high - P high	-0.1382	0.706	26.8	-0.196	1.0000
C high - T high	-0.2313	0.697	30.1	-0.332	1.0000
C high - C low	-0.2921	0.150	25.8	-1.946	0.5340
C high - M low	-0.3117	0.722	34.1	-0.432	0.9998
C high - P low	-0.4303	0.729	29.4	-0.590	0.9988
C high - T low	-0.5235	0.718	34.3	-0.729	0.9954
M high - P high	-0.1187	0.695	24.5	-0.171	1.0000
M high - T high	-0.2118	0.689	27.4	-0.307	1.0000
M high - C low	-0.2726	0.712	32.3	-0.383	0.9999
M high - M low	-0.2921	0.150	25.8	-1.946	0.5340
M high - P low	-0.4108	0.714	26.4	-0.576	0.9989
M high - T low	-0.5039	0.705	30.7	-0.715	0.9959
P high - T high	-0.0931	0.691	24.5	-0.135	1.0000
P high - C low	-0.1539	0.715	28.7	-0.215	1.0000
P high - M low	-0.1734	0.709	27.2	-0.245	1.0000
P high - P low	-0.2921	0.150	25.8	-1.946	0.5340
P high - T low	-0.3852	0.705	27.9	-0.547	0.9992
T high - C low	-0.0608	0.708	30.9	-0.086	1.0000
T high - M low	-0.0803	0.705	29.2	-0.114	1.0000
T high - P low	-0.1990	0.710	25.8	-0.280	1.0000
T high - T low	-0.2921	0.150	25.8	-1.946	0.5340
C low - M low	-0.0195	0.701	30.7	-0.028	1.0000
C low - P low	-0.1382	0.706	26.8	-0.196	1.0000
C low - T low	-0.2313	0.697	30.1	-0.332	1.0000
M low - P low	-0.1187	0.695	24.5	-0.171	1.0000
M low - T low	-0.2118	0.689	27.4	-0.307	1.0000
P low - T low	-0.0931	0.691	24.5	-0.135	1.0000

Tabela S5: Resultados para a modelagem para os valores de índice de Gini-Simpson que levou em consideração a interação entre os três fatores: fogo, inundação e biomassa.

AIC	BIC	logLik	deviance	df.resid
-83.2	-58.3	58.6	-117.2	15
Dispersion parameter			60.9	
Conditional model:				
	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)
(Intercept)	2.113204	1.113109	1.899	0.0576 .
tratamentoM	-1.263481	1.233596	-1.024	0.3057
tratamentoP	0.754975	1.327919	0.569	0.5697
tratamentoT	0.010188	1.370646	0.007	0.9941
floodlow	-2.174391	1.443497	-1.506	0.1320
biomassa	-0.016279	0.116726	-0.140	0.8891
tratamentoM:floodlow	2.575514	2.077876	1.240	0.2152
tratamentoP:floodlow	4.079290	2.221007	1.837	0.0663 .
tratamentoT:floodlow	2.501732	1.823493	1.372	0.1701
tratamentoM:biomassa	0.125812	0.136655	0.921	0.3572
tratamentoP:biomassa	-0.122523	0.136677	-0.896	0.3700
tratamentoT:biomassa	0.009519	0.151139	0.063	0.9498
floodlow:biomassa	0.168829	0.139752	1.208	0.2270
tratamentoM:floodlow:biomassa	-0.103135	0.263105	-0.392	0.6951
tratamentoP:floodlow:biomassa	-0.558300	0.372262	-1.500	0.1337
tratamentoT:floodlow:biomassa	-0.180505	0.203399	-0.887	0.3748

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Tabela S6: Teste *a posteriori* de comparação da modelagem para os valores do índice de Gini-Simpson entre os tratamentos de fogo e níveis de inundação. “C” (controle), “M” (modal), “P” (precoce) e “T” (tardio). Alta inundação (“high”) e baixa inundação (“low”).

contrast	estimate	SE	df	z.ratio	p.value
C high - M high	0.2500	0.307	Inf	0.814	0.9924
C high - P high	0.2320	0.324	Inf	0.715	0.9966
C high - T high	-0.0869	0.314	Inf	-0.276	1.0000
C high - C low	0.8144	0.415	Inf	1.961	0.5083
C high - M low	-0.6803	0.463	Inf	-1.470	0.8237
C high - P low	1.4645	1.258	Inf	1.164	0.9420
C high - T low	-0.3202	0.364	Inf	-0.879	0.9879
M high - P high	-0.0180	0.281	Inf	-0.064	1.0000
M high - T high	-0.3369	0.270	Inf	-1.249	0.9170
M high - C low	0.5644	0.382	Inf	1.476	0.8205
M high - M low	-0.9303	0.434	Inf	-2.144	0.3861
M high - P low	1.2145	1.247	Inf	0.974	0.9781
M high - T low	-0.5702	0.326	Inf	-1.747	0.6560
P high - T high	-0.3189	0.289	Inf	-1.103	0.9565
P high - C low	0.5824	0.396	Inf	1.469	0.8241
P high - M low	-0.9123	0.446	Inf	-2.045	0.4515
P high - P low	1.2325	1.252	Inf	0.985	0.9767
P high - T low	-0.5522	0.343	Inf	-1.612	0.7435
T high - C low	0.9013	0.388	Inf	2.321	0.2818
T high - M low	-0.5935	0.439	Inf	-1.352	0.8785
T high - P low	1.5514	1.249	Inf	1.242	0.9194
T high - T low	-0.2333	0.333	Inf	-0.701	0.9970
C low - M low	-1.4947	0.516	Inf	-2.895	0.0735
C low - P low	0.6501	1.278	Inf	0.509	0.9996
C low - T low	-1.1345	0.430	Inf	-2.641	0.1415
M low - P low	2.1448	1.295	Inf	1.656	0.7155
M low - T low	0.3602	0.476	Inf	0.757	0.9951
P low - T low	-1.7847	1.263	Inf	-1.413	0.8515

Tabela S7: Resultados para a modelagem para os valores de Diversidade funcional que levou em consideração a adição entre os três fatores: fogo, inundação e biomassa.

REML criterion at convergence:			52.7		
Scaled residuals:					
Min	1Q	Median	3Q	Max	
-1.94058	-0.45275	-0.02712	0.70139	1.59076	
Random effects:					
Groups	Name	Variance	Std.Dev.	Corr	
tratamento	(Intercept)	0.7989946	0.89386		
	parcela	0.0006297	0.02509	-0.33	
Residual	0.2810061	0.53010			
Number of obs: 32, groups: tratamento, 4					
Fixed effects:					
	Estimate	Std. Error	t value		
(Intercept)	3.29194	0.97377	3.381		
tratamentoM	0.20422	1.23336	0.166		
tratamentoP	0.50488	1.23630	0.408		
tratamentoT	0.65638	1.23279	0.532		
floodlow	0.46507	0.20262	2.295		
biomassa	0.02416	0.03759	0.643		
Correlation of Fixed Effects:					
	(Intr)	trtmnM	trtmnP	trtmnT	flodlw
tratamentoM	-0.676				
tratamentoP	-0.680	0.507			
tratamentoT	-0.674	0.506	0.507		
floodlow	-0.194	0.022	0.023	0.019	
biomassa	-0.443	0.118	0.130	0.113	0.184

Tabela S8: Teste *a posteriori* de comparação da modelagem para os valores de Diversidade funcional entre os tratamentos de fogo e níveis de inundação. “C” (controle), “M” (modal), “P” (precoce) e “T” (tardio). Alta inundação (“high”) e baixa inundação (“low”).

contrast	estimate	SE	df	t.ratio	p.value
C high - M high	-0.2042	1.395	60.0	-0.146	1.0000
C high - P high	-0.5049	1.402	55.8	-0.360	1.0000
C high - T high	-0.6564	1.393	58.8	-0.471	0.9997
C high - C low	-0.4651	0.211	25.0	-2.199	0.3852
C high - M low	-0.6693	1.415	62.9	-0.473	0.9997
C high - P low	-0.9700	1.423	58.2	-0.682	0.9972
C high - T low	-1.1214	1.412	62.9	-0.794	0.9928
M high - P high	-0.3007	1.392	53.8	-0.216	1.0000
M high - T high	-0.4522	1.387	56.5	-0.326	1.0000
M high - C low	-0.2609	1.406	62.0	-0.185	1.0000
M high - M low	-0.4651	0.211	25.0	-2.199	0.3852
M high - P low	-0.7657	1.409	55.8	-0.543	0.9993
M high - T low	-0.9172	1.401	60.2	-0.655	0.9978
P high - T high	-0.1515	1.391	53.2	-0.109	1.0000
P high - C low	0.0398	1.412	58.1	0.028	1.0000
P high - M low	-0.1644	1.407	56.5	-0.117	1.0000
P high - P low	-0.4651	0.211	25.0	-2.199	0.3852
P high - T low	-0.6166	1.404	57.0	-0.439	0.9998
T high - C low	0.1913	1.406	59.5	0.136	1.0000
T high - M low	-0.0129	1.404	57.8	-0.009	1.0000
T high - P low	-0.3136	1.409	54.1	-0.222	1.0000
T high - T low	-0.4651	0.211	25.0	-2.199	0.3852
C low - M low	-0.2042	1.395	60.0	-0.146	1.0000
C low - P low	-0.5049	1.402	55.8	-0.360	1.0000
C low - T low	-0.6564	1.393	58.8	-0.471	0.9997
M low - P low	-0.3007	1.392	53.8	-0.216	1.0000
M low - T low	-0.4522	1.387	56.5	-0.326	1.0000
P low - T low	-0.1515	1.391	53.2	-0.109	1.0000

Tabela S9: Resultados para a modelagem para os valores de Riqueza funcional que levou em consideração a interação entre fogo e inundação, adicionado a biomassa.

AIC	BIC	logLik	deviance	df.resid
-331.9	-317.2	175.9	-351.9	22
Dispersion parameter:		4.52e+03		
Conditional model:				
	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)
(Intercept)	-5.78953	0.20701	-27.967	<2e-16 ***
tratamentoM	0.05051	0.15966	0.316	0.7517
tratamentoP	0.06239	0.15382	0.406	0.6850
tratamentoT	0.20229	0.15218	1.329	0.1838
floodlow	-0.31291	0.17220	-1.817	0.0692 .
biomassa	0.04021	0.01843	2.182	0.0291 *
tratamentoM:floodlow	0.36194	0.23947	1.511	0.1307
tratamentoP:floodlow	0.60430	0.26618	2.270	0.0232 *
tratamentoT:floodlow	0.39073	0.23153	1.688	0.0915 .

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Tabela S10: Teste *a posteriori* de comparação da modelagem para os valores de Riqueza funcional entre os tratamentos de fogo e níveis de inundação. “C” (controle), “M” (modal), “P” (precoce) e “T” (tardio). Alta inundação (“high”) e baixa inundação (“low”).

contrast	estimate	SE	df	z.ratio	p.value
C high - M high	-0.0505	0.160	Inf	-0.316	1.0000
C high - P high	-0.0624	0.154	Inf	-0.406	0.9999
C high - T high	-0.2023	0.152	Inf	-1.329	0.8879
C high - C low	0.3129	0.172	Inf	1.817	0.6083
C high - M low	-0.0995	0.165	Inf	-0.602	0.9989
C high - P low	-0.3538	0.178	Inf	-1.985	0.4921
C high - T low	-0.2801	0.157	Inf	-1.790	0.6272
M high - P high	-0.0119	0.157	Inf	-0.076	1.0000
M high - T high	-0.1518	0.152	Inf	-1.001	0.9744
M high - C low	0.3634	0.185	Inf	1.968	0.5039
M high - M low	-0.0490	0.159	Inf	-0.309	1.0000
M high - P low	-0.3033	0.165	Inf	-1.843	0.5904
M high - T low	-0.2296	0.151	Inf	-1.517	0.7986
P high - T high	-0.1399	0.150	Inf	-0.934	0.9828
P high - C low	0.3753	0.170	Inf	2.203	0.3498
P high - M low	-0.0371	0.163	Inf	-0.228	1.0000
P high - P low	-0.2914	0.176	Inf	-1.657	0.7150
P high - T low	-0.2177	0.154	Inf	-1.414	0.8514
T high - C low	0.5152	0.175	Inf	2.938	0.0652
T high - M low	0.1028	0.155	Inf	0.665	0.9978
T high - P low	-0.1515	0.163	Inf	-0.930	0.9833
T high - T low	-0.0778	0.146	Inf	-0.532	0.9995
C low - M low	-0.4124	0.196	Inf	-2.103	0.4128
C low - P low	-0.6667	0.218	Inf	-3.062	0.0457
C low - T low	-0.5930	0.186	Inf	-3.188	0.0311
M low - P low	-0.2542	0.157	Inf	-1.621	0.7375
M low - T low	-0.1806	0.151	Inf	-1.197	0.9329
P low - T low	0.0737	0.153	Inf	0.481	0.9997

Tabela S11: Resultados para a modelagem para os valores de Divergência funcional que levou em consideração a interação entre os três fatores: fogo, inundação e biomassa.

AIC	BIC	logLik	deviance	df.resid
-74.9	-50.0	54.4	-108.9	15
Dispersion parameter:		44.2		
Conditional model:				
	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)
(Intercept)	2.52016	1.41321	1.783	0.0745 .
tratamentoM	0.08919	1.56102	0.057	0.9544
tratamentoP	-1.54819	1.57656	-0.982	0.3261
tratamentoT	0.18197	1.70182	0.107	0.9148
floodlow	-2.88529	1.75478	-1.644	0.1001
biomassa	-0.06158	0.14751	-0.417	0.6764
tratamentoM:floodlow	5.67778	2.55338	2.224	0.0262 *
tratamentoP:floodlow	5.05832	2.34000	2.162	0.0306 *
tratamentoT:floodlow	2.26175	2.11567	1.069	0.2850
tratamentoM:biomassa	0.01267	0.16711	0.076	0.9396
tratamentoP:biomassa	0.16538	0.16527	1.001	0.3170
tratamentoT:biomassa	-0.01169	0.18478	-0.063	0.9496
floodlow:biomassa	0.27391	0.17175	1.595	0.1107
tratamentoM:floodlow:biomassa	-0.69159	0.31037	-2.228	0.0259 *
tratamentoP:floodlow:biomassa	-0.69697	0.36360	-1.917	0.0553 .
tratamentoT:floodlow:biomassa	-0.23178	0.22832	-1.015	0.3100

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Tabela S12: Teste *a posteriori* de comparação da modelagem para os valores de Divergência funcional entre os tratamentos de fogo e níveis de inundação. “C” (controle), “M” (modal), “P” (precoce) e “T” (tardio). Alta inundação (“high”) e baixa inundação (“low”).

Contrast	estimate	SE	df	z.ratio	p.value
C high - M high	-0.1913	0.386	Inf	-0.496	0.9997
C high - P high	0.2160	0.376	Inf	0.574	0.9992
C high - T high	-0.0878	0.380	Inf	-0.231	1.0000
C high - C low	0.6788	0.490	Inf	1.385	0.8646
C high - M low	0.3809	0.470	Inf	0.811	0.9926
C high - P low	1.4510	1.202	Inf	1.207	0.9302
C high - T low	0.1963	0.395	Inf	0.496	0.9997
M high - P high	0.4073	0.331	Inf	1.232	0.9225
M high - T high	0.1034	0.334	Inf	0.309	1.0000
M high - C low	0.8701	0.456	Inf	1.908	0.5454
M high - M low	0.5722	0.434	Inf	1.318	0.8923
M high - P low	1.6422	1.189	Inf	1.381	0.8660
M high - T low	0.3876	0.352	Inf	1.101	0.9568
P high - T high	-0.3038	0.324	Inf	-0.939	0.9823
P high - C low	0.4628	0.448	Inf	1.033	0.9695
P high - M low	0.1649	0.426	Inf	0.387	0.9999
P high - P low	1.2350	1.186	Inf	1.042	0.9681
P high - T low	-0.0197	0.342	Inf	-0.058	1.0000
T high - C low	0.7666	0.451	Inf	1.700	0.6875
T high - M low	0.4687	0.429	Inf	1.093	0.9585
T high - P low	1.5388	1.187	Inf	1.297	0.9005
T high - T low	0.2841	0.346	Inf	0.822	0.9919
C low - M low	-0.2979	0.529	Inf	-0.563	0.9993
C low - P low	0.7722	1.226	Inf	0.630	0.9985

C low - T low	-0.4825	0.464	Inf	-1.040	0.9684
M low - P low	1.0701	1.218	Inf	0.878	0.9880
M low - T low	-0.1846	0.443	Inf	-0.417	0.9999
P low - T low	-1.2547	1.192	Inf	-1.053	0.9662

Tabela S13: Resultados para a modelagem para os valores de Equitabilidade funcional que levou em consideração a adição entre os três fatores: fogo, inundação e biomassa.

AIC	BIC	logLik	deviance	df.resid
-104.5	-94.3	59.3	-118.5	25
Dispersion parameter:		153		
Conditional model:				
	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)
(Intercept)	-0.785820	0.153720	-5.112	3.19e-07 ***
tratamentoM	0.251678	0.097191	2.590	0.00961 **
tratamentoP	0.229094	0.098617	2.323	0.02018 *
tratamentoT	0.196883	0.096052	2.050	0.04039 *
floodlow	-0.190376	0.061522	-3.094	0.00197 **
biomassa	0.005627	0.012016	0.468	0.63961

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Tabela S14: Teste *a posteriori* de comparação da modelagem para os valores de Equitabilidade funcional entre os tratamentos de fogo e níveis de inundação. “C” (controle), “M” (modal), “P” (precoce) e “T” (tardio). Alta inundação (“high”) e baixa inundação (“low”).

contrast	estimate	SE	df	z.ratio	p.value
C high - M high	-0.25168	0.0972	Inf	-2.590	0.1596
C high - P high	-0.22909	0.0986	Inf	-2.323	0.2808
C high - T high	-0.19688	0.0961	Inf	-2.050	0.4481
C high - C low	0.19038	0.0615	Inf	3.094	0.0414
C high - M low	-0.06130	0.1204	Inf	-0.509	0.9996
C high - P low	-0.03872	0.1219	Inf	-0.318	1.0000
C high - T low	-0.00651	0.1183	Inf	-0.055	1.0000
M high - P high	0.02258	0.0843	Inf	0.268	1.0000
M high - T high	0.05479	0.0844	Inf	0.650	0.9981
M high - C low	0.44205	0.1093	Inf	4.043	0.0014
M high - M low	0.19038	0.0615	Inf	3.094	0.0414
M high - P low	0.21296	0.1047	Inf	2.034	0.4585
M high - T low	0.24517	0.1031	Inf	2.379	0.2516
P high - T high	0.03221	0.0846	Inf	0.381	0.9999
P high - C low	0.41947	0.1103	Inf	3.802	0.0036
P high - M low	0.16779	0.1041	Inf	1.612	0.7433
P high - P low	0.19038	0.0615	Inf	3.094	0.0414
P high - T low	0.22259	0.1030	Inf	2.161	0.3754
T high - C low	0.38726	0.1096	Inf	3.533	0.0098
T high - M low	0.13558	0.1058	Inf	1.282	0.9058
T high - P low	0.15817	0.1063	Inf	1.488	0.8140
T high - T low	0.19038	0.0615	Inf	3.094	0.0414
C low - M low	-0.25168	0.0972	Inf	-2.590	0.1596
C low - P low	-0.22909	0.0986	Inf	-2.323	0.2808
C low - T low	-0.19688	0.0961	Inf	-2.050	0.4481
M low - P low	0.02258	0.0843	Inf	0.268	1.0000
M low - T low	0.05479	0.0844	Inf	0.650	0.9981
P low - T low	0.03221	0.0846	Inf	0.381	0.9999

Tabela S15: Análise de variância para avaliar dispersão entre grupos para os valores de Diversidade β taxonômica e funcional em relação aos fatores fogo e inundação.

Response: Distances to fire β tax					
	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
Groups	3	0.007466	0.0024887	0.9409	0.4341
Residuals	28	0.074061	0.0026450		
Response: Distances to flood β tax					
	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
Groups	1	0.006275	0.0062748	2.53	0.1222
Residuals	30	0.074404	0.0024801		
Response: Distances to fire β fun					
	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
Groups	3	0.024764	0.0082548	1.3877	0.267
Residuals	28	0.166553	0.0059483		
Response: Distances to flood β fun					
	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
Groups	1	0.005352	0.0053517	0.8627	0.3604
Residuals	30	0.186113	0.0062038		

Tabela S16: Teste *a posteriori* de comparação da Diversidade β taxonômica entre os tratamentos de fogo. “C” (controle), “M” (modal), “P” (precoce) e “T” (tardio).

\$C_vs_M	Df	SumOfSqs	R2	F	Pr(>F)
fire	1	0.25978	0.08656	1.5616	0.087 .
flood	1	0.58607	0.19528	3.5230	0.001 ***
biomass	1	0.16360	0.05451	0.9834	0.421
fire:flood	1	0.17705	0.05899	1.0643	0.375
fire:biomass	1	0.22711	0.07567	1.3652	0.155
flood:biomass	1	0.12434	0.04143	0.7474	0.766
fire:flood:biomass	1	0.13240	0.04412	0.7959	0.710
Residual	8	1.33084	0.44344		
Total	15	3.00119	1.00000		
\$C_vs_P	Df	SumOfSqs	R2	F	Pr(>F)
fire	1	0.20187	0.07496	1.3626	0.120
flood	1	0.43069	0.15994	2.9072	0.001 ***
biomass	1	0.12339	0.04582	0.8329	0.679
fire:flood	1	0.16749	0.06220	1.1306	0.304
fire:biomass	1	0.23209	0.08619	1.5666	0.064 .
flood:biomass	1	0.06483	0.02407	0.4376	0.993
fire:flood:biomass	1	0.28729	0.10669	1.9392	0.012 *
Residual	8	1.18518	0.44012		
Total	15	2.69284	1.00000		
\$C_vs_T	Df	SumOfSqs	R2	F	Pr(>F)
fire	1	0.35685	0.12396	2.2102	0.007 **
flood	1	0.44853	0.15580	2.7779	0.002 **
biomass	1	0.12636	0.04389	0.7826	0.756
fire:flood	1	0.15487	0.05380	0.9592	0.502
fire:biomass	1	0.22427	0.07790	1.3890	0.101
flood:biomass	1	0.13634	0.04736	0.8444	0.681
fire:flood:biomass	1	0.13992	0.04860	0.8666	0.631
Residual	8	1.29169	0.44869		
Total	15	2.87883	1.00000		
\$M_vs_P	Df	SumOfSqs	R2	F	Pr(>F)
fire	1	0.30392	0.10128	1.9864	0.020 *
flood	1	0.55085	0.18356	3.6002	0.001 ***
biomass	1	0.23170	0.07721	1.5143	0.086 .
fire:flood	1	0.22559	0.07517	1.4744	0.092 .
fire:biomass	1	0.08419	0.02805	0.5502	0.962
flood:biomass	1	0.18361	0.06118	1.2000	0.257
fire:flood:biomass	1	0.19701	0.06565	1.2876	0.174
Residual	8	1.22403	0.40789		
Total	15	3.00089	1.00000		
\$M_vs_T	Df	SumOfSqs	R2	F	Pr(>F)
fire	1	0.21245	0.07225	1.2774	0.193
flood	1	0.60247	0.20489	3.6224	0.001 ***
biomass	1	0.19512	0.06636	1.1732	0.235
fire:flood	1	0.14429	0.04907	0.8676	0.615
fire:biomass	1	0.15080	0.05129	0.9067	0.538
flood:biomass	1	0.20539	0.06985	1.2349	0.219
fire:flood:biomass	1	0.09937	0.03379	0.5975	0.916
Residual	8	1.33054	0.45250		
Total	15	2.94043	1.00000		
\$P_vs_T	Df	SumOfSqs	R2	F	Pr(>F)
fire	1	0.28313	0.10256	1.9116	0.011 *
flood	1	0.41803	0.15143	2.8225	0.001 ***
biomass	1	0.23943	0.08673	1.6166	0.055 .

fire:flood	1	0.15093	0.05467	1.0191	0.417
fire:biomass	1	0.08412	0.03047	0.5679	0.961
flood:biomass	1	0.21914	0.07938	1.4796	0.079 .
fire:flood:biomass	1	0.18099	0.06556	1.2220	0.208
Residual	8	1.18488	0.42920		
Total	15	2.76066	1.00000		

Tabela S17: Teste *a posteriori* de comparação da Diversidade β funcional entre os tratamentos de fogo. “C” (controle), “M” (modal), “P” (precoce) e “T” (tardio).

\$C_vs_M	Df	SumOfSqs	R2	F	Pr(>F)
fire	1	0.08119	0.10876	1.7204	0.117
flood	1	0.07446	0.09974	1.5777	0.166
biomass	1	0.03433	0.04599	0.7274	0.644
fire:flood	1	0.08755	0.11727	1.8550	0.093 .
fire:biomass	1	0.03287	0.04403	0.6965	0.658
flood:biomass	1	0.04002	0.05361	0.8479	0.517
fire:flood:biomass	1	0.01856	0.02486	0.3932	0.900
Residual	8	0.37755	0.50575		
Total	15	0.74652	1.00000		
\$C_vs_P	Df	SumOfSqs	R2	F	Pr(>F)
fire	1	0.05588	0.08604	1.4688	0.217
flood	1	0.06537	0.10065	1.7182	0.139
biomass	1	0.01781	0.02743	0.4682	0.798
fire:flood	1	0.11505	0.17715	3.0241	0.022 *
fire:biomass	1	0.04632	0.07132	1.2175	0.314
flood:biomass	1	0.01541	0.02373	0.4051	0.798
fire:flood:biomass	1	0.02925	0.04503	0.7688	0.539
Residual	8	0.30435	0.46864		
Total	15	0.64942	1.00000		
\$C_vs_T	Df	SumOfSqs	R2	F	Pr(>F)
fire	1	0.09991	0.14308	2.3871	0.053 .
flood	1	0.11815	0.16918	2.8226	0.022 *
biomass	1	0.02448	0.03505	0.5848	0.737
fire:flood	1	0.01814	0.02598	0.4334	0.861
fire:biomass	1	0.05463	0.07823	1.3052	0.264
flood:biomass	1	0.02424	0.03472	0.5792	0.761
fire:flood:biomass	1	0.02393	0.03426	0.5716	0.728
Residual	8	0.33485	0.47950		
Total	15	0.69833	1.00000		
\$M_vs_P	Df	SumOfSqs	R2	F	Pr(>F)
fire	1	0.08442	0.14926	2.6647	0.018 *
flood	1	0.05157	0.09118	1.6278	0.153
biomass	1	0.04507	0.07970	1.4227	0.217
fire:flood	1	0.06530	0.11546	2.0612	0.093 .
fire:biomass	1	0.02653	0.04691	0.8374	0.520
flood:biomass	1	0.01644	0.02906	0.5188	0.761
fire:flood:biomass	1	0.02279	0.04030	0.7194	0.598
Residual	8	0.25345	0.44813		
Total	15	0.56557	1.00000		
\$M_vs_T	Df	SumOfSqs	R2	F	Pr(>F)
fire	1	0.03882	0.07397	1.0938	0.439
flood	1	0.05257	0.10015	1.4810	0.192
biomass	1	0.03044	0.05800	0.8577	0.557
fire:flood	1	0.05055	0.09631	1.4241	0.211
fire:biomass	1	0.02577	0.04910	0.7260	0.652
flood:biomass	1	0.02407	0.04587	0.6782	0.692
fire:flood:biomass	1	0.01867	0.03557	0.5259	0.830
Residual	8	0.28395	0.54103		
Total	15	0.52484	1.00000		
\$P_vs_T	Df	SumOfSqs	R2	F	Pr(>F)
fire	1	0.04283	0.09370	1.6257	0.176
flood	1	0.06035	0.13204	2.2909	0.053 .
biomass	1	0.04197	0.09183	1.5932	0.173

fire:flood	1	0.03882	0.08494	1.4737	0.204
fire:biomass	1	0.03352	0.07333	1.2723	0.282
flood:biomass	1	0.02075	0.04539	0.7875	0.573
fire:flood:biomass	1	0.00808	0.01767	0.3066	0.916
Residual	8	0.21075	0.46110		
Total	15	0.45707	1.00000		

Capítulo 4

Estratégias de manejo tradicional do fogo no Pantanal, Brasil

Resumo:

O fogo possui papel ecológico fundamental no Pantanal, atuando em conjunto com o pulso de inundação para moldar a heterogeneidade da paisagem. No entanto, políticas de supressão total e mudanças climáticas recentes intensificaram a severidade dos incêndios florestais, revelando a necessidade de integrar o uso estratégico do fogo às práticas de manejo. Nesse contexto, o estudo investiga o conhecimento tradicional pantaneiro sobre o uso do fogo, identificando seus objetivos, critérios, técnicas e vínculos com a criação bovina extensiva baseada em pastagens nativas. Foram realizadas 24 entrevistas semiestruturadas com proprietários e funcionários de fazendas nos municípios de Corumbá e Miranda (MS). A partir das respostas, criamos o Índice de Conhecimento do Manejo do Fogo (IdxCMF), que sintetiza objetivos, critérios, técnica e valência do fogo. Complementarmente, aplicaram-se análises estatísticas e lexicais (CHD e similitude) no IRaMuTeQ, além de uma classificação das espécies vegetais consideradas boas ou ruins para o gado. Os resultados mostram que o conhecimento do manejo do fogo está positivamente associado ao tempo de residência no bioma, independentemente da ocupação (proprietário ou funcionário). O IdxCMF indica que a vivência acumulada no ambiente — e não a posição hierárquica — é o principal fator que estrutura a compreensão sobre quando, onde e como queimar. A CHD revelou dois grandes eixos discursivos: (i) fogo como ameaça, associado principalmente a pessoas com menos tempo de Pantanal; e (ii) fogo como ferramenta de manejo, relacionado a entrevistados mais velhos e com longa vivência no bioma. A análise de similitude reforça que o uso do fogo é intrinsecamente articulado ao ciclo hidrológico, especialmente à técnica tradicional da queima de bola, realizada durante a vazante e condicionada à presença de água como aceiro natural. Ao todo, 40 espécies vegetais foram citadas, sendo as boas

majoritariamente Poaceae — como *Axonopus purpusii*, *Paspalum wrightii* e *Elionurus muticus* — e as ruínas pertencentes a diversas famílias, como Euphorbiaceae, Fabaceae e Malpighiaceae. O estudo demonstra que o conhecimento tradicional pantaneiro é detalhado, adaptativo e coerente com preceitos contemporâneos do manejo integrado do fogo. Contudo, alterações fundiárias e restrições legais podem ameaçar sua continuidade, indicando a necessidade de políticas que favoreçam sua manutenção e transmissão entre gerações.

Palavras-chave: Conhecimento local, Criação de gado, Incêndios florestais, Manejo Integrado do Fogo, Regime de inundações.

Traditional fire management strategies in the Pantanal, Brazil

Abstract:

Fire plays a fundamental ecological role in the Pantanal, acting together with the flood pulse to shape the region's landscape heterogeneity. However, recent fire-suppression policies and climate-change-driven extremes have intensified wildfire severity, highlighting the need to reintegrate the strategic use of fire into management practices. In this context, this study investigates traditional Pantaneiro knowledge regarding fire use, identifying its objectives, decision criteria, techniques, and links to extensive cattle ranching based on native grasslands. We conducted 24 semi-structured interviews with farm owners and workers in the municipalities of Corumbá and Miranda (MS). From their responses, we developed the Fire Management Knowledge Index (IdxCMF), which synthesizes information on objectives, criteria, technique, and the perceived valence of fire. Complementary statistical and lexical analyses were performed, including Hierarchical Descending Classification (HDC) and similarity analysis using IRaMuTeQ, as well as a classification of plant species considered good or harmful for cattle. Results show that fire-management knowledge is positively associated with the length of residence in the Pantanal, regardless of occupational role (owner or worker). The IdxCMF indicates that accumulated experience in the ecosystem—not hierarchical position—is the primary factor shaping understanding of when, where, and how to burn. The HDC revealed two overarching semantic axes: (i) fire as a threat, predominantly associated with individuals with fewer years living in the Pantanal; and (ii) fire as a management tool, strongly linked to older participants with long-term experiential knowledge. The similarity analysis further demonstrated that fire use is intrinsically tied to the hydrological cycle, particularly the traditional *queima de bola* technique, carried out during the receding-water phase when surrounding water acts as a natural firebreak. A

total of 40 plant species were cited, with desirable forage species belonging mostly to Poaceae—such as *Axonopus purpusii*, *Paspalum wrightii*, and *Elionurus muticus*—while undesirable species spanned several families, including Euphorbiaceae, Fabaceae, and Malpighiaceae. Overall, the study shows that traditional Pantaneiro fire knowledge is detailed, adaptive, and aligned with contemporary principles of Integrated Fire Management. However, ongoing land-tenure changes and legal restrictions may jeopardize its continuity, underscoring the need for policies that support its maintenance and intergenerational transmission.

Keywords: Cattle ranching, Flood regime, Integrated fire management, Traditional knowledge, Wildfires

Introdução:

O fogo natural, causado por erupções vulcânicas e descargas elétricas atmosféricas é um fenômeno natural essencial para a vida na Terra (Pyne, 2020b). Além das ignições naturais, os seres humanos são outra fonte causadora de fogo nos ambientes naturais e a sua relação com o fogo também é responsável por moldar, tanto os ambientes quanto a nossa própria história. O domínio do fogo nos permitiu cozinhar, proteger-se, modificar paisagens e criar modos de vida baseados em seu manejo (Pyne, 2020a).

Contudo, ao longo do século XX, o entendimento de que o fogo é algo ruim, negativo, atrasado, gerou um distanciamento das práticas ancestrais do uso do fogo. A substituição de práticas tradicionais por estratégias de supressão total, conhecidas como políticas de “fogo zero”, difundiu-se em diversos países sob influência das escolas norte-americanas de manejo florestal (Pyne, 2020b; Smith et al., 2024). Esse distanciamento e a proibição das práticas ancestrais do uso do fogo têm resultado em desequilíbrios ecológicos, tais como acúmulo de combustíveis vegetais, que ocasionam o aumento da severidade dos incêndios, impactos ecológicos significativos na fauna e flora, e perda de conhecimentos tradicionais sobre o manejo seguro e adaptativo das paisagens (Durigan & Ratter, 2016; Mariani et al., 2022; Moura et al., 2019; Pivello, 2017; Barradas et al., 2020, Pivello et al., 2021). Essas constatações demonstra-nos a necessidade de reintegrar o fogo como parte vital dos sistemas socioecológicos (Pyne, 2020b).

Sinergicamente a esses efeitos, as mudanças climáticas têm contribuído para o aumento da frequência, intensidade e severidade dos incêndios florestais. (Pivello et al., 2021b; UNEP, 2022). Períodos prolongados de seca, aumento da frequência e duração de dias com temperaturas mais altas do que média histórica (ondas de calor) são algumas das consequências das mudanças climáticas que contribuem para o aumento de eventos catastróficos provocados por incêndios (Greenler et al., 2024; Libonati et al., 2022).

Nos últimos anos, o Pantanal umas das maiores planícies alagáveis continentais do mundo, tem nos permitindo constatar de como as mudanças climáticas, as políticas de proibição ao uso do fogo e o seu uso indiscriminado tem causado grandes incêndios florestais e grandes impactos à fauna e saúde humana (Libonati, et al., 2020; Lorenz et al., 2023; Tomas et al., 2021). O Pantanal tem se tornado mais quente e mais seco, tornando os incêndios florestais até 40% mais intensos (Barnes et al., 2024) e as previsões são que ondas de calor sejam mais frequentes e duradouras, refletindo em um comportamento semelhante para os grandes eventos de incêndios florestais (Marengo et al., 2022; Silva et al., 2022).

Com o objetivo de reduzir a ocorrência dos grandes incêndios florestais, mitigar seus efeitos negativos, instituições governamentais, de pesquisa e comunidades têm buscado implementar estratégias de manejo adaptativo através dos conceitos do manejo integrado do fogo (Myers, 2006; Pivello et al., 2021; Tomas et al., 2019). Este conceito leva em consideração: (i) o reconhecimento do papel ecológico do fogo em ambientes considerados dependentes do fogo como as savanas tropicais, o Cerrado e o Pantanal, exercendo seu papel na manutenção da pirodiversidade, no controle do acúmulo de biomassa e favorecendo espécies adaptadas ao fogo (Mistry; Bilbao; Berardi, 2016; Pivello, 2011); (ii) ações de gestão, monitoramento, prevenção e resposta aos incêndios florestais envolvendo a integração de órgãos ambientais e de proteção civil e militar, sistemas de alerta e monitoramento, campanhas de prevenção e planos de contingência para uma rápida resposta (FAO, 2006; Pereira et al., 2025); e (iii) aspectos relacionados às necessidades sociais, culturais e econômicas do uso do fogo e nesse sentido, as queimas culturais ou tradicionais, conduzidas por comunidades locais, reconhecendo saberes tradicionais e suas técnicas de segurança, envolvendo-as em todo o processo são bastante

relevantes para uma efetiva implementação do manejo integrado do fogo (Falleiro, 2011; Myers, 2006; Oliveira et al., 2022; Santos et al., 2021).

Quando abordamos a necessidade do uso do fogo e sua relação com o conhecimento tradicional associado, é importante investigarmos quem detém esse conhecimento, como ele é estruturado e transmitido, quais mecanismos podem favorecer ou prejudicar a sua manutenção/transmissão dentro de uma determinada comunidade. A transferência de conhecimento é um processo complexo que envolve diversas variáveis e atores tais como, tempo de residência no local, posição social e hierarquia dentro da comunidade, idade, relações de trabalho e até mesmo influência de pessoas externas (Fache & Moizo, 2015; McKemey et al., 2020; Sánchez Riaño & Mora, 2019; Welch, 2015).

Considerando que uma das principais atividades econômicas no Pantanal é pecuária extensiva desenvolvida sobre os campos nativos (IBGE, 2023) e que o fogo é uma das principais ferramentas utilizadas para manejar esses campos (Santos et al., 2020), a implementação do manejo integrado do fogo no bioma passa, obrigatoriamente, pela reintegração do *Pantaneiro* (Arts et al., 2018) no processo do manejo participativo e adaptativo. Nesse sentido, o conhecimento e a identificação de espécies de plantas consideradas boas e ruins para esta atividade é essencial para propor estratégias de manejo que visem aprimorar as boas e controlar as ruins (Carnielo et al., 2011).

No intuito de contribuir para a implementação dessas estratégias no Pantanal, este estudo busca preencher lacunas do conhecimento identificadas por Pereira et al. (2024). Nesse estudo, os autores fizeram um trabalho cienciométrico onde compararam a produção científica antes e depois do mega incêndio que atingiu o bioma em 2020 (Libonati et al., 2020) e constataram que há uma carência de trabalhos que envolvam o tema fogo, Pantanal, pessoas e conhecimento local. Após o evento de 2020, poucos

estudos ainda abordam a relação fogo, a percepção das pessoas sobre o uso do fogo, seus impactos e conhecimentos associados. Existe uma percepção negativa do fogo no bioma, relacionando-o com os impactos dos incêndios florestais e dificuldades para compreender os regramentos legais para o uso em suas atividades (Catapani et al. 2024). O histórico de ocupação e uso do fogo no Pantanal e alterações recentes nas legislações e formas de uso do solo têm trazido ameaças à conservação do bioma, incluindo os grandes incêndios florestais (Botelho et al. 2025). O conhecimento local dos efeitos do fogo e inundação sobre a ecologia de *Byrsonima cydoniifolia*, demonstrando que a espécie é altamente adaptada ao Pantanal, resistindo à inundação e com capacidade de rebrota após eventos de fogo (Souza et al. 2025).

Nesse sentido, esse estudo tem como objetivos: (1) identificar quais espécies vegetais são consideradas boas e ruins para a atividade de criação bovina extensiva; (2) compreender o conhecimento do uso do fogo tradicional, como ele é transmitido, quais os principais aspectos utilizados pelos *Pantaneiros* para decidir quando, onde, como e com que frequência usar o fogo em um ambiente dinâmico sujeito a inundação e ao fogo.

Material e Métodos:

Área de estudo:

O Pantanal é a maior planície tropical contínua alagável do mundo, com cerca de 160.000 Km² de área, incluindo Brasil, Bolívia e Paraguai. Dois terços localizam-se em território brasileiro que se subdivide entre os estados de Mato Grosso (35%) e Mato Grosso do Sul (65%). O alagamento das planícies se dá através de pulso de inundação monomodal do principal curso d'água da bacia, o rio Paraguai e que é considerado uma das principais forças controladoras dos processos ecológicos no bioma. (Junk; Nunes De Cunha, 2005; Tomas et al., 2019).

O tempo em que as áreas permanecem inundadas também varia de acordo com a sua localização como por exemplo, as áreas que são inundadas pelo extravasamento direto do rio Paraguai podem permanecer inundadas por até quatro meses e essa onda de inundação segue em um sentido Norte-Sul (Thielen et al., 2020). A interação entre os rios e suas planícies (Bravo et al., 2012; Nascimento; Melo; Paz, 2023), a variação espacial das chuvas e consequentemente o extravasamento do rio Paraguai e seus afluentes (Hamilton et al., 1996), influenciam o regime de inundação.

Além do pulso de inundação, outro grande fator que molda a paisagem do bioma é o fogo. Ele está presente no bioma há mais de doze mil anos (Power et al., 2016) antes mesmo dos primeiros registros de ocupação humana no Pantanal (Peixoto; Garcia da Silva, 2017). A sua recorrência está relacionada a longos períodos de inundação que proporcionam o acúmulo de matéria orgânica e que, seguidos de períodos de seca transformam-se em combustível para o fogo (Damasceno-Junior et al., 2021; Tomas et al., 2009). Portanto, os regimes naturais de inundação e fogo são responsáveis pela formação de ambientes heterogêneos, tais como lagoas, corixos, campos inundáveis e cordilheiras (áreas mais elevadas), diferentes fitofisionomias, que vão desde florestas estacionais a áreas extensas de campos nativos (Oliveira et al., 2014; Rivaben et al., 2021), espécies aquáticas (Pott; Pott, 2000) e formações de espécies monodominantes (Manrique-Pineda et al., 2021).

A economia pantaneira está baseada na pecuária bovina, tendo o município de Corumbá-MS um dos municípios de maior expressividade, sendo o segundo maior rebanho bovino do país (IBGE, 2023). A pecuária é baseada na produção extensiva, com baixa densidade de ocupação e se utilizando dos campos nativos, onde as forrageiras ocupam as áreas de campos limpos e baixos que são fortemente influenciadas pelos pulsos de inundação do rio Paraguai que regulam cheias e vazantes da planície.

Uma das principais formas de manejo destas pastagens nativas é a utilização do fogo para eliminar a macega não consumida pelo gado, que não é mais palatável. Após a passagem do fogo há a renovação da pastagem nativa eliminando parte da macega não mais palatável ao gado, proporcionando o rebrote vigoroso destas espécies gramíneas ricas em proteína. (Junk; Da Cunha, 2012; Tomas et al., 2009).

Coleta de dados

Para a obtenção dos dados, realizamos vinte e quatro entrevistas semiestruturadas com proprietários e funcionários de fazendas pantaneiras. Consideramos como Pantaneiros toda pessoa que vive no Pantanal ou se considera e declara como tal (Arts et al., 2018) e cuja principal atividade econômica está relacionada à criação bovina sobre pastagens. Consideramos como funcionários todos aquelas pessoas que, de alguma forma, têm ou tiveram alguma atividade relacionada à prática da atividade pecuária bovina no Pantanal, podendo ser capataz, gerente, peão, campeiro e outros nos municípios de Corumbá e Miranda, ambos no Pantanal de Mato Grosso do Sul.

Elaboramos entrevistas com perguntas abertas e fechadas para investigar o conhecimento local sobre o uso do fogo pelos pantaneiros abordando, seus objetivos, critérios de decisão, temporalidade, técnicas empregadas e percepção sobre riscos e benefícios (Tabela 1S). A sequência de entrevistados foi feita através da técnica bola de neve (Naderifar; Goli; Ghaljaie, 2017).

Cada entrevista teve duração média de 45 minutos e gravamos em áudio, quando permitido pelo entrevistado, posteriormente transcrita integralmente em formato textual. Durante a transcrição, realizamos a revisão ortográfica, remoção de vícios de linguagem e padronização lexical, preservando o conteúdo semântico original.

Conduzimos as entrevistas entre 2024 e 2025 e todos os procedimentos seguiram rigorosamente as normas de ética em pesquisa com seres humanos. O projeto foi

submetido e aprovado pela Comissão de Ética da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul (UFMS), sob os processos 88582025.9.0000.002 e 66967123.9.0000.0021 e cada participante assinou o termo de consentimento antes da realização da entrevista.

Análise de dados

Com base nas respostas quantitativas obtidas a partir de variáveis elencadas do formulário, construímos o Índice de Conhecimento do Manejo do Fogo (IdxCMF), sintetizando informações sobre os objetivos, critérios, e técnicas do uso do fogo e percepção de valência. O índice foi comparado entre categorias de relação de trabalho (proprietário ou funcionário), faixa etária e tempo de residência no Pantanal.

O índice varia de 0 a 10 (0 – menor conhecimento e 10 maior conhecimento sobre o manejo do fogo). Os objetivos do uso do fogo (Obj) foi decomposto em cinco itens e foi atribuído valor 2 dentro do índice. Se o entrevistado usa o fogo para três ou mais objetivos, atribui-se o valor 2, mais de um e menos que três, valor 1, não usa o fogo, zero. Com relação aos critérios (Crt), ele foi decomposto em oito itens, e atribuído o valor de 4 pontos no índice. Citando cinco ou mais critérios, o entrevistado recebe a pontuação máxima; quatro critérios, valor 3; três critérios, valor 2; um critério, valor 1, não faz uso do fogo ou não citou qualquer critério, zero. A técnica (Tec) refere-se a um “jeito certo” ou técnica de se usar o fogo e quando o entrevistado responde que há uma técnica envolvida ele recebe valor 2, caso contrário, não pontua. Por fim, a valência do fogo (Val), que pode ser positiva (2 pontos), mista (1 ponto), ou negativa (zero). Assim, temos que o IdxCMF é a soma de Objetivos + Critérios + Técnica + Valência = 10

As análises foram realizadas em ambiente R (R Core Team, 2023). Comparamos o índice de conhecimento do manejo do fogo (IdxCMF) com as diferentes categorias criadas: por ocupação, por idade e por tempo que reside no Pantanal. No intuito de avaliar se as categorias relacionadas a idade e tempo de residência de Pantanal melhor explicam

a variação do IdxCfM, performamos uma regressão múltipla acrescentadas da variável ocupação.

Inicialmente, aplicamos testes Kruskal-Wallis para comparação não paramétrica entre grupos, quando necessário, seguidos por ANOVA e regressão linear múltipla para avaliar a influência das variáveis independentes sobre o IdxCfM (Tabelas 2S e 3S). A normalidade dos resíduos foi verificada pelo teste de Shapiro–Wilk ($p > 0,05$), e a ausência de multicolinearidade foi assegurada por meio dos fatores de inflação da variância ($VIF < 3$) (Kutner et al., 2004). Elaboramos os gráficos de boxplots utilizando o pacote `ggplot2` (Wickham, 2016), e os gráficos de regressão foram ajustados com intervalos de confiança de 95%.

Para avaliar as espécies de plantas consideradas “boas” e “ruins” para o gado, construímos uma nuvem de palavras em ambiente R de acordo com a classificação feita pelos entrevistados. Essa visualização foi realizada com o pacote `ggwordcloud` (Le Pennec & Slowikowski 2024). Sempre que possível, chegamos ao nome científico das espécies citadas. Para isso utilizamos as seguintes referências: Pott A & Pott V J (1994) e Santos et al. (2020).

Realizamos as análises qualitativas através do software IRaMuTeQ (Interface de R pour les Analyses Multidimensionnelles de Textes et de Questionnaires) — uma interface que opera no ambiente R, permitindo análises estatísticas textuais baseadas na lógica do Alceste (Ratinaud, 2009). As transcrições foram convertidas em um corpus compatível com o software, compreendendo vinte e quatro textos (um por entrevistado). Essa etapa envolveu a aplicação de técnicas de lematização, exclusão de *stopwords* e transformação de expressões recorrentes em multitermos (por exemplo: `queima_de_bola`, `parte_baixa`, `capim_mimoso`), seguindo recomendações de Camargo & Justo (2013).

Utilizamos três abordagens disponíveis dentro do software no intuito de identificar diferentes campos semânticos ou discursos temáticos presentes nos discursos dos entrevistados. Inicialmente realizamos uma análise estatística textual como forma de análise exploratória do corpus de entrada. Após, aplicamos a Classificação Hierárquica Descendente (CHD), método que agrupa segmentos de texto com base em semelhanças léxicas e coocorrências, resultando em classes temáticas que representam campos semânticos homogêneos (Reinert, 1990). Por fim, de forma complementar a CHD, performamos uma análise de similitude com o intuito de representar graficamente as conexões entre os vocábulos e verificar a coesão semântica entre as classes (Marchand & Ratinaud, 2012).

Resultados:

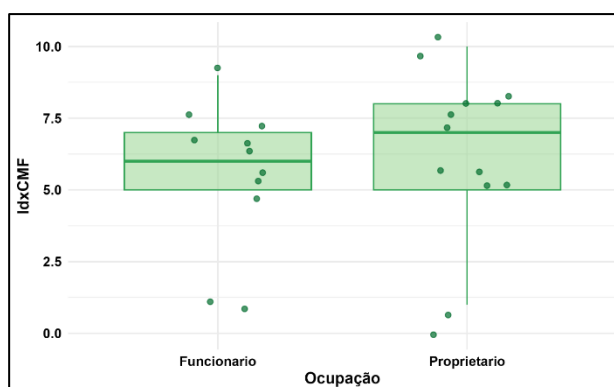
O perfil etário dos entrevistados varia de idade mínima de 28 anos e máxima de 90 anos (média 59 anos). Com relação a tempo em que vivem no Pantanal, o entrevistado com menor tempo de Pantanal é de seis anos, máximo de 90, média de 52 anos. (Tabela 1).

Nas categorias por ocupação, onze entrevistados são classificados como funcionários e treze como proprietários. Por faixa etária, cada uma das três categorias estabelecidas é composta por oito entrevistados. Quando divididos de acordo com o tempo em que residem no Pantanal, há onze entrevistados na primeira categoria, seis na segunda e sete na terceira categoria (Tabela 1).

Não observamos diferença no conhecimento do manejo do fogo entre funcionários e proprietários rurais ($p > 0,05$) (Figura 1). No modelo de regressão múltipla podemos constatar que o tempo de residência no Pantanal é diferente significativamente ($p < 0,05$) e apresenta uma relação positiva com o IdxCFM (Figura 2).

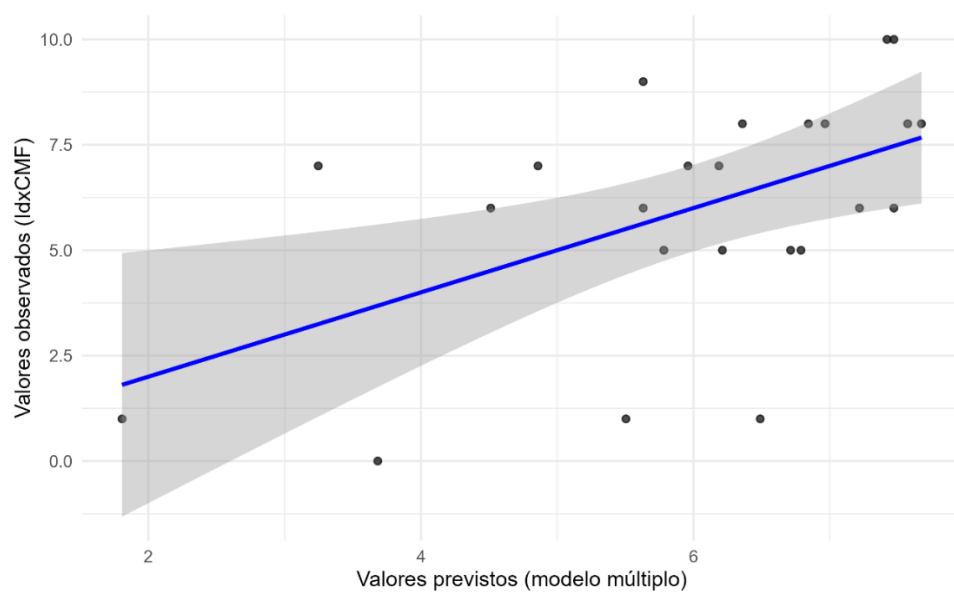
Tabela 1: Perfis dos entrevistados de acordo com a idade, anos que residem no Pantanal, quantidade de entrevistados de acordo com as categorias por ocupação, por idade e por tempo de residência no Pantanal.

Idade	Anos de Pantanal	Ocupação	Categorias por idade	Categorias por tempo de Pantanal
Min:28.00	Min: 6.00	Funcionário:11	<=50 :8	<=50 :11
1st Qu.:44.25	1st Qu.:41.00	Proprietário:13	51-65:8	51-65: 6
Median :62.50	Median:53.50		65+:8	65+: 7
Mean:59.21	Mean :52.38			
3rd Qu.:72.00	3rd Qu.:70.50			
Max:90.00	Max.:90.00			



kruskal-wallis chi-squared = 0.58117, df = 1,
p-value = 0.4459

Figura 1: Relação do Índice do Conhecimento do Manejo do Fogo (IdxCFM) por ocupação dos entrevistados



Coefficients:

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	4.57004	2.08030	2.197	0.0400 *
Idade	-0.07011	0.04841	-1.448	0.1630
AnosMoraPantanal	0.09538	0.03604	2.646	0.0155 *
OcupacaoProprietario	1.08185	1.05785	1.023	0.3187

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

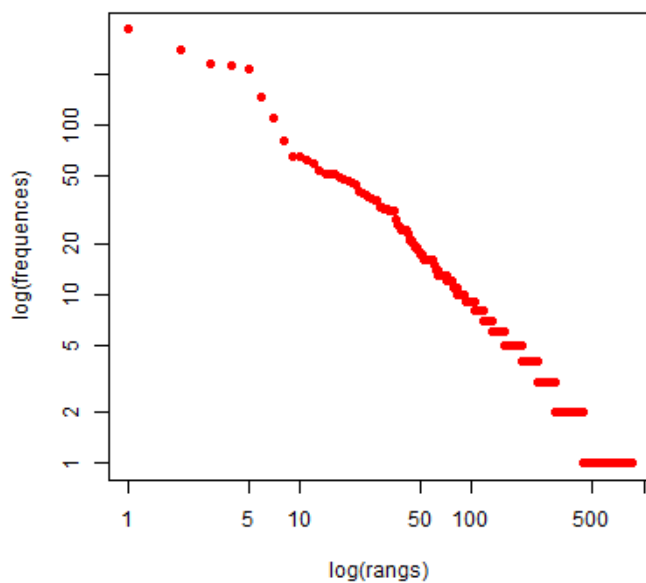
Residual standard error: 2.54 on 20 degrees of freedom

Multiple R-squared: 0.2829, Adjusted R-squared: 0.1754

F-statistic: 2.631 on 3 and 20 DF, p-value: 0.0782

Figura 2: Regressão múltipla entre os valores observados do Índice do Conhecimento do Manejo do Fogo (IdxCMF) e os valores previstos pelo modelo.

Foram totalizadas 5.427 (cinco mil e quatrocentos e vinte e sete) ocorrências (palavras) lematizadas no corpus elaborado. O total de palavras lematizadas consideradas na análise como ativas e suplementares totalizaram 853 (oitocentos e cinquenta e três). O número de palavras com registros únicos em todo o corpus (hápx) foi de 405, representando 7,46% do total de ocorrências. A Figura 3 apresenta essas informações através do logaritmo da posição das frequências das palavras por ordem decrescente pelo logaritmo da frequência das formas.



Resumo:

Número de textos: 24

Número de ocorrências: 5427

Número de formas: 853

Número de hápax: 405 (7,46% De
ocorrências – 47,48% de formas)

Média de ocorrências por texto: 226,12

Figura 3: Análise estatística textual do corpus dos vinte e quatro entrevistados. À esquerda o gráfico de Zipf onde temos o logaritmo dos “pesos” (frequências das palavras por ordem decrescente) no eixo das abcissas e nas ordenadas o logaritmo das frequências das formas. À direita o resumo da estatística textual.

A Classificação Hierárquica Descendente (CHD) do corpus resultou em quatro classes lexicais, com 61,02% dos 154 segmentos de texto classificados (Tabela 2). Embora o percentual de aproveitamento seja moderado, ele é considerado adequado para análises de entrevistas semiestruturadas que permite o entrevistado a apresentar novas questões não previstas no formulário elaborado pelo pesquisador, causando maior variabilidade discursiva, o que tende a reduzir a homogeneidade lexical.

As classes estão organizadas em dois grandes grupos: o primeiro relacionado às percepções de que o fogo é uma ameaça ao ambiente por provocar incêndios, que necessita ser combatido e que medidas preventivas devem ser tomadas para evitar a sua ocorrência; o segundo grande grupo traz uma percepção do fogo mais como uma ferramenta de manejo, trazendo objetivos, critérios e técnicas relacionadas ao seu uso.

A Classe 1 (“Fogo como ameaça”), composta por 28,72% dos segmentos, reúne os termos como prevenção, defender, incêndio, combate, indicando um discurso voltado às ameaças que o fogo mal-empregado pode causar ao ambiente e medidas necessárias para evitá-lo (Figura 4). Dentre as variáveis significativas ($p < 0,05$) dentro dessa classe estão os entrevistados categorizados com menor tempo de residência no Pantanal (≤ 50 anos) (Tabela 3S).

Já a Classe 2, 3 (mais próximos) e 4 formam o tema “Objetivos, critérios e técnica do uso do fogo” agregam 71,28% dos segmentos, com vocábulos como queimar, vazante, água, baixar, pasto, renovar, macega, limpeza, indicam discursos que descrevem a relação do uso do fogo como uma ferramenta de manejo para a renovação das pastagens nativas, eliminando o excesso de biomassa (macega) e proporcionando o rebrote para o pastejo. Além disso, o agrupamento dos vocábulos nos mostra que há uma relação do uso do fogo com a dinâmica de cheia, vazante e seca das águas na planície pantaneira (Figura 4). As variáveis que se destacam nas Classes 2 e 3 ($p < 0,05$) são a categoria etária dos

mais velhos e da categoria de pessoas que residem mais tempo no Pantanal (66 a 90 anos), respectivamente (Tabela 4S).

Tabela 2: Resumo estatístico da análise de Classificação Hierárquica Descendente (CHD)

Número de textos	24
Número de ST	154
Número de formas	1113
Número de ocorrências	5427
Número de lemas	853
Número de formas ativas	764
Número de formas suplementares	56
Número de formas ativas com a frequência ≥ 3	253
Média das formas por segmento	35.240260
Número de classes	4
94 Segmentos classificados em 154 (61.04%)	

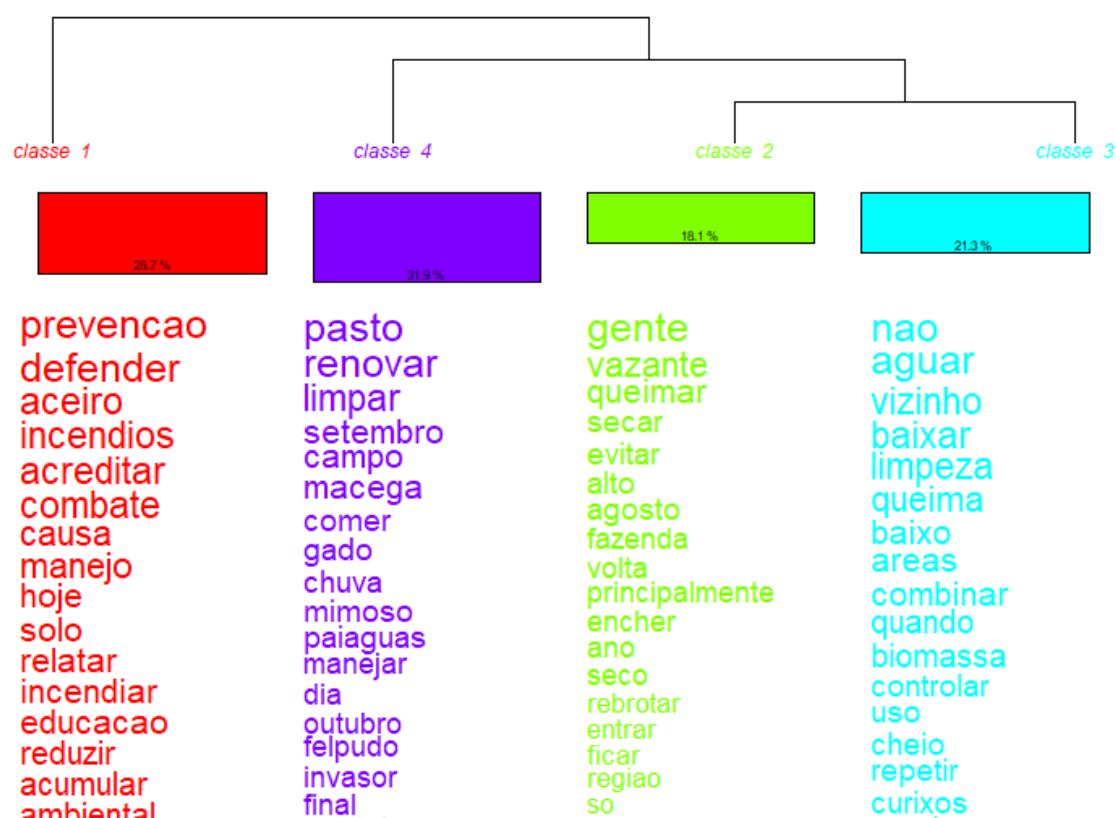


Figura 4: Dendrograma da Classificação Hierárquica Descendente (CHD) do corpus de entrevistas. A análise classificou 61,04% dos segmentos, identificando quatro classes lexicais distribuídas em dois eixos semânticos principais: fogo como ameaça (Classe 1) e objetivos, critérios e técnica do uso do fogo (Classes 2, 3 e 4).

De forma complementar a CHD, a análise de similitude nos permite aprimorar a compreensão da estrutura lexical das falas dos entrevistados e verificar a consistência dos agrupamentos temáticos identificados. A Figura 5 mostra os núcleos centrais e suas ramificações, indicando palavras chaves que desempenham papel articulador entre diferentes campos temáticos identificados na análise anterior.

Na análise de similitude também ficou evidente a formação de um grupo bastante distinto onde o tema principal é a preocupação do fogo como uma ameaça a ser evitada (dois grupos sobrepostos à direita da Figura 5). Onde o uso do fogo gera incêndios, que gera a necessidade de controle através de aceiros preventivos, ações em conjunto com vizinhos, vigilância constante e observação da direção do vento – o que nos remete um conhecimento sobre a dinâmica destes eventos, onde o vento é o principal propulsor e direcionador das chamas.

Por outro lado, podemos inferir que o outro grande grupo identificado na CHD, objetivos, critérios e técnicas para o uso do fogo estão ligados pelo núcleo “gado”. Desse núcleo, ramificações para pasto e queimar nos traz a ideia do uso do fogo como ferramenta de manejo do pasto nativo para a atividade pecuária. A queima é a realizada de forma setorial, em pequenas áreas, dentro das invernadas, com o intuito de promover a rebrota do capim (núcleo central, em verde). O pasto macegado e duro necessita ser renovado e para isso se usa o fogo (núcleo à esquerda, em amarelo). As queimas são realizadas de acordo com a dinâmica das águas no Pantanal. Conforme águas vão baixando, as áreas mais altas ficam expostas primeiro e com isso, a biomassa vai secando e então é o momento de realizar a queima de bola, onde essas pequenas áreas mais altas ficam rodeadas por água e com a vegetação seca ao centro, são queimadas de forma fracionada e segura, geralmente antes de agosto para evitar o escape do fogo (núcleo superior, em azul) (Figura 5).

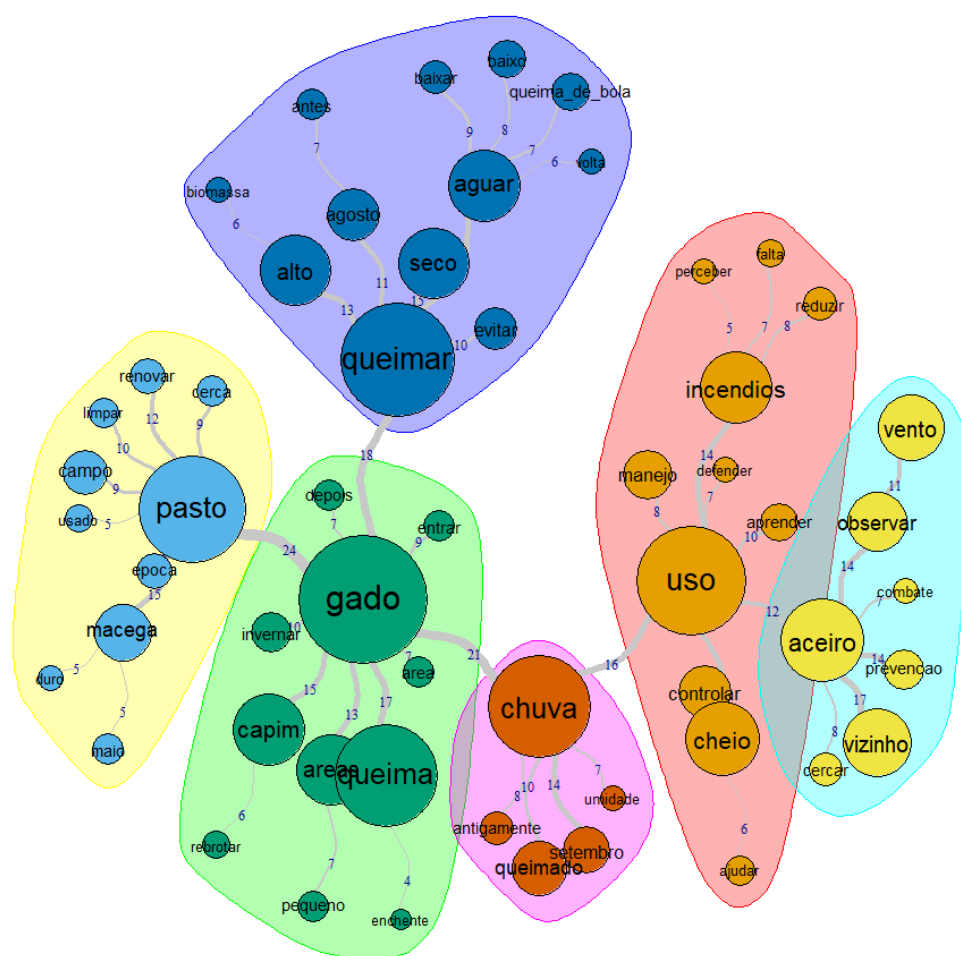


Figura 5: Análise de similitude dos discursos dos entrevistados. As conexões indicam a força das coocorrências entre termos, permitindo visualizar a estrutura semântica interna do discurso. As espessuras das linhas representam a intensidade das associações lexicais, e as cores distinguem subconjuntos semânticos inter-relacionados.

Com relação as espécies citadas pelos entrevistados quando perguntados sobre quais são boas ou ruins para o gado bovino, foram citadas no total 40 espécies, de 15 famílias botânicas distintas, sendo 22 consideradas boas, 19 ruins e uma espécie citada em ambas as categorias (carona, *Elionurus muticus*). Como boas para o gado bovino, destacam-se as seguintes espécies: capim mimoso (*Axonopus purpusii*), felpudo (*Paspalum wrightii*), carona (*Elionurus muticus*) e rabo de burro (*Andropogon bicornis*) (representadas em verde na Figura 6); as consideradas ruins, destacam-se o espinheiro (*Mimosa sp.*), ximbuva (*Enterolobium contortisiliquum*), mercúrio (*Microstachys hispida*) (representadas em vermelho na Figura 6). Outras espécies citadas e classificadas pelos entrevistados como boas ou ruins para o gado bovino estão elencadas na Tabela 3. Todas as espécies citadas como boas pertencem a família Poaceae. As classificadas como ruins pertencem a uma diversidade maior de famílias botânicas, tais como Fabaceae, Euphorbiaceae, Malpighiaceae, entre outras (Tabela 3).

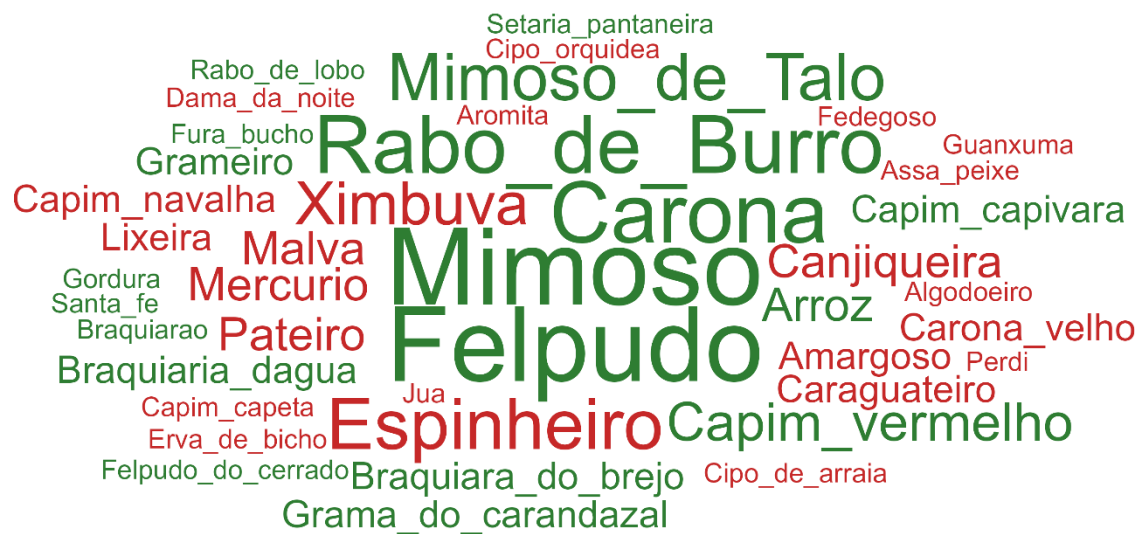


Figura 6: Nuvem de palavras de espécies consideradas boas (em verde) ou ruins (em vermelho) para o gado bovino, de acordo com os discursos dos entrevistados. O tamanho das palavras representa a frequência de citações.

Tabela 3: Relação das espécies com os seus respectivos nomes científicos e família botânica consideradas boas ou ruins para o gado bovino, de acordo com os discursos dos entrevistados.

Nome local	Nome científico	Família
Boas		
Rabo de burro	<i>Andropogon bicornis</i>	Poaceae
Capim vermelho	<i>Andropogon hypogynus</i>	Poaceae
Mimoso	<i>Axonopus purpusii</i>	Poaceae
Santa fe	<i>Coleataenia prionitis</i>	Poaceae
Carona	<i>Elionurus muticus</i>	Poaceae
Capim capivara	<i>Hymenachne amplexicaulis</i>	Poaceae
Grameiro	<i>Leersia hexandra</i>	Poaceae
Gordura	<i>Melinis minutiflora</i>	Poaceae
Arroz	<i>Oryza latifolia</i>	Poaceae
Mimoso de talo	<i>Paspalidium geminatum</i>	Poaceae
Felpudo do cerrado	<i>Paspalum plicatulum</i>	Poaceae
Fura bucho	<i>Paspalum stellatum</i>	Poaceae
Felpudo	<i>Paspalum wrightii</i>	Poaceae
Rabo de lobo	<i>Schizachyrium microstachyum</i>	Poaceae
Setaria pantaneira	<i>Setaria parviflora</i>	Poaceae
Gramma do carandazal	<i>Steinchisma laxum</i>	Poaceae
Braquiaria dagua	<i>Urochloa arrecta</i>	Poaceae
Braquiaraço	<i>Urochloa brizantha</i>	Poaceae
Braquiara do brejo	<i>Urochloa decumbens</i>	Poaceae
Ruins		
Caraguatheiro	<i>Aechmea distichantha</i>	Bromeliaceae
Canjiqueira	<i>Byrsonima cydoniifolia</i>	Malpighiaceae
Dama da noite	<i>Cestrum</i> spp.	Solanaceae
Cipo de arraia	<i>Cissus</i> spp.	Vitaceae
Pateiro	<i>Couepia uiti</i>	Chrysobalanaceae
Lixeira	<i>Curatella americana</i>	Dilleniaceae
Amargoso	<i>Digitaria insularis</i>	Poaceae
Carona velho	<i>Elionurus muticus</i>	Poaceae
Ximbuva	<i>Enterolobium contortisiliquum</i>	Fabaceae
Algodoeiro	<i>Ipomoea carnea</i>	Convolvulaceae
Malva	Malvaceae	Malvaceae
Guanxuma	Malvaceae	Malvaceae
Mercurio	<i>Microstachys hispida</i>	Euphorbiaceae
Espinheiro	<i>Mimosa</i> spp.	Fabaceae
Erva de bicho	<i>Polygonum acuminatum</i>	Polygonaceae
Capim navalha	<i>Scleria gaertneri</i>	Cyperaceae
Fedegoso	<i>Senna occidentalis</i>	Fabaceae

Nome local	Nome científico	Família
Perdiz	<i>Simarouba versicolor.</i>	Simaroubaceae
Jua	<i>Solanum viarum</i>	Solanaceae
Capim capeta	<i>Sporobolus indicus</i>	Poaceae
Aromita	<i>Vachellia farnesiana</i>	Fabaceae
Assa peixe	<i>Vernonanthura brasiliiana</i>	Asteraceae

Discussão:

Nossos resultados demonstram que os maiores detentores do conhecimento do manejo do fogo no Pantanal, considerando os aspectos de objetivos, observação de critérios e técnicas para o seu uso, são as pessoas que residem a mais tempo no bioma. Outro aspecto importante observado é que o conhecimento independe de categoria de trabalho, não havendo diferenças entre proprietários e funcionários. Além disso, ficou evidenciado que há uma relação intrínseca entre o uso do fogo e o ciclo hidrológico do pulso de inundação da planície pantaneira. Com relação às espécies indicadas como boas ou ruins para o gado, destacam-se as gramíneas da família Poaceae e Fabaceae, respectivamente.

As Poaceae são reconhecidamente, em sua maioria, excelentes forrageiras (Santos et al., 2020). O capim mimoso (*Axonopus purpusii*) e o felpudo (*Paspalum wrightii*), os mais citados como bons para o gado, são, de fato, capins com alto valor nutricional, com valor de proteína bruta (Santos et al., 2020). Interessante destacar que o capim carona (*Elionurus muticus*) aparece citado como bom (com maior frequência), mas também é citado como ruim para gado bovino na condição de “carona velho”. Espécies de capins nativos do Pantanal quando se tornam “velhos” ou “duros” eles perdem a palatabilidade e podem ser considerados ruins para o gado bovino. E é justamente nessas vegetações que se acumulam por serem consumidas (macegadas) é que se usa o fogo para promover o rebrote dessas espécies e essas, sim, palatáveis para o gado bovino (Abreu et al., 2010; Embrapa, 2005).

As espécies consideradas ruins pertencem a várias famílias botânicas citadas pelos entrevistados. Dentre estas estão o pateiro (*Couepia uiti*), fedegoso (*Senna occidentalis*) e canjiqueira (*Byrsonima cydoniifolia*) que, apesar de serem citadas como tal, elas são plantas alimentícias para as pessoas e têm sido incentivadas o seu aproveitamento econômico como estratégia para a conservação do bioma (Bortolotto et al., 2017). Os

aspectos negativos estão relacionados são os relacionados ao impedimento ou dificuldade da criação acessar determinadas áreas e dificultar/impedir o crescimento de espécies de forrageiras boas para a criação pelo sombreamento, por exemplo. Essas dificuldades impostas podem ser químicas, como o caso do mercúrio (*Microstachys hispida*) ou físicas, os espinheiros (*Mimosa sp.*), canjiqueira e pateiro, por exemplo (Pott & Pott, 1994; Souza et al., 2025). Outro aspecto negativo está relacionado a intoxicação, como é o caso da ximbuva (*Enterolobium contortisiliquum*), a mais frequentemente citada, que pode causar lesões hepáticas e na pele quando os animais ingerem seus frutos (Leal et al., 2017). Outra espécie tóxica citada é a perdiz (*Simarouba versicolor*) que, quando a criação ingere as folhas pode causar fraqueza, tremores e até a morte, alguns casos (Carvalho et al., 2013).

Em relação a avaliação do conhecimento entre proprietários e funcionários, a ausência de diferença demonstra que há certa horizontalidade na transmissão desse conhecimento e que ele ocorre durante prática diária no campo por observação e oralmente. Diferentemente de comunidades tradicionais indígenas, onde a transmissão do conhecimento é mais verticalizada, com uma hierarquia bem definida, onde os anciãos que possuem papéis de liderança na comunidade, são responsáveis pelos ensinamentos por práticas orais e experienciais (Mistry et al., 2005; Welch, 2015), no Pantanal a hierarquia estabelecida por relações de trabalho (funcionário e proprietário) não parece ser determinante para a transmissão do conhecimento. Por outro lado, a transmissão intergeracional e as práticas orais e experienciais também são bastante comuns.

“Eu aprendi com o meu pai e com os nossos funcionários. O capataz do meu pai, o mais antigo, aprendi muita coisa com esse velho capataz do meu pai.” Entrevistado 21.

Apesar de observarmos uma tendência de que quanto mais velhas são as pessoas, maior o conhecimento sobre o manejo do fogo elas possuem, o tempo de vivência no

bioma é o fator mais importante para a maior compreensão do uso do fogo como ferramenta de manejo. A vivência, a prática diária da lida no campo, a observação do comportamento dos animais de cria e a interpretação ambiental de um ambiente tão dinâmico como Pantanal (Miranda et al., 2018; Oliveira et al., 2025; Tomas et al., 2019) parecem ser bastante importantes para o reconhecimento de quando, como, onde e com que frequência usar o fogo para atingir o objetivo desejado.

“O gado que te avisa. Onde ele não está entrando, é ali que precisa usar o fogo. Então, o gado nos mostra, você entendeu? Você conversa com o gado, só que ele fala pelas suas fezes.”

Entrevistado 3.

“Dependendo do “avançamento” da natureza a gente colocava fogo, né? Que nem todos os lugares, ela já cria como criava antes. Onde a criação já bate mais um pouco, ela já nasce mais falhada, mais fraca, né?” Entrevistado 17.

O dinamismo ambiental do Pantanal é um fator importante a ser observado para o uso do fogo como ferramenta de manejo. Biomas como Cerrado e outras savanas não alagáveis as queimas são determinadas pela periodicidade das chuvas, sendo executadas no final de período chuvoso e início da estação seca – conhecidas como queima precoce – ou após o período seco, com a chegada das primeiras chuvas – as queimas tardias (Laris et al., 2017; Schmidt et al., 2017). No Pantanal, além das chuvas, a dinâmica hidrológica regida pelo pulso de inundação, são aspectos determinantes para a identificação das janelas de queima (Oliveira et al., 2025).

Dentro desse aspecto, podemos observar que há uma estreita relação do uso do fogo pelo pantaneiro com a dinâmica do ciclo hidrológico, respeitando as épocas de cheia,

vazante e seca. O fogo tradicional praticado no Pantanal jamais é usado em anos em que ele não enche e é o pulso de inundação que determina a frequência do uso do fogo. Além da vegetação ficar demasiadamente seca e inflamável, dificultando o controle e facilitando o espalhamento queimando áreas de não interesse (capões e cordilheiras, por exemplo), a falta de água nos campos nativos impossibilita a realização da principal técnica do uso do fogo pelo pantaneiro, a queima de bola.

“Ia de acordo com o ano. No ano que pudesse fazer, a gente fazia.

No ano mais seco, não fazia. Vai depender da enchente. Se não tivesse enchente, eu não queimava.” Entrevistado 4.

A técnica da queima de bola consiste em usar o fogo na época em que o Pantanal começa a vazar. As partes mais altas e com acúmulo de vegetação impalatável para o gado (Abreu et al., 2010) secam, mas ainda circundadas com água, são queimadas. Conforme o nível das águas no campo vão abaixando novas áreas surgindo e, dessa forma, novas “bolas” são queimadas. Dessa forma, as queimas de bola são executadas de forma segura, pois a água circundante funciona como aceiros naturais, limitando o avanço do fogo. Com a queima, o combustível acumulado é consumido e a nova vegetação, palatável ao gado, será pastejada, resultando no controle da biomassa que poderia estar disponível na época mais seca e ser queimada com maior intensidade provocando incêndios. Além disso, as pequenas manchas com acúmulo de combustíveis queimadas (as bolas), no fim da janela de queima disponível para o Pantanal, resultam em um mosaico de área queimadas e não queimadas.

“Mas antes queimavam de bolinha. Sim! De bolinha em bolinha e queimava nas partes altas pra dar o pasto pro gado. Eu lembro que era feito dessa forma.” Entrevistado 2

“Começava a baixar. Até a terra estava molhada. Então, a gente fazia aquele fogo. Queimava pedacinho por pedacinho. Essa era a época que usava fogo. Na época da baixada da água. Quando apontava o barranco do rio. Pra cá, o pasto já começou a sair agora, então, o pasto daqui está verde, ali já está seco. O gado já comeu o que tinha de comer aqui. Então é ali que é queimado, é controlado.” Entrevistado 8.

Apesar de não se tratar de áreas inundáveis, queimas prescritas conduzidas em unidades de conservação no Cerrado de Tocantins e Maranhão foram realizadas abordando critérios semelhantes e objetivos comuns ao observado neste trabalho. A escolha do local leva em consideração a identificação de pequenas áreas de vegetação seca e onde o fogo não se propagaria facilmente pois há vegetação mais úmida ao redor. E tem como objetivo o de criar mosaicos de pequenas cicatrizes de áreas queimadas, o que reduziria a biomassa combustível, prevenindo incêndios florestais maiores e destrutivos (Mistry et al., 2016).

Os preceitos do uso do fogo como uma ferramenta de manejo através das queimas prescritas têm como objetivos evitar ou diminuir a ocorrência de grandes incêndios (Fernandes & Botelho, 2003; Pivello et al., 2021), criar diversificação de habitats em uma paisagem mosaico de áreas queimadas e não queimadas (Cardoso et al., 2018; Gomes et al., 2018; Parr & Andersen, 2006), promover a pirodiversidade dos ambientes (Ferreira et al., 2024; Greenwood et al., 2024; Jones & Tingley, 2022) e possibilitar que comunidades tenham ganhos sociais, culturais e econômicos com essa prática (Eloy et al., 2019; Falleiro et al., 2024; Falleiro et al., 2025). Nesse sentido, a queima de bola realizada pelo pantaneiro vai de encontro com os preceitos de uma boa

queima prescrita, seja nos aspectos sociais, culturais e econômicos, como também na prevenção e para evitar grandes incêndios, e nos aspectos ecológicos.

Embora seja uma prática secularmente utilizada no Pantanal, as queimas tradicionais, de forma geral, têm passado por restrições devido a determinações de políticas de proibição do uso do fogo em um passado recente. Outras populações no próprio Pantanal e em outros biomas, e até mesmo unidades de conservação localizados em ambientes pirofíticos também reduziram ou até mesmo deixaram de usar o fogo devido às restrições legais criadas no Brasil (Catapani et al., 2024; Durigan & Ratter, 2016; Moura et al., 2019; Pivello, 2017; Barradas et al., 2020; Smith et al., 2024).

Nos últimos anos as políticas públicas voltadas ao manejo integrado do fogo ganharam impulso, onde novos regramentos legais entendem a necessidade e a importância do uso do fogo, e criam mecanismos que incentivam o retorno das práticas tradicionais (Eloy et al., 2019; Falleiro et al., 2016; Schmidt et al., 2018). A Política Nacional do Manejo Integrado do Fogo (Brasil, 2024) reconhece o uso tradicional e adaptativo do fogo como prática de povos indígenas, comunidades quilombolas e outras comunidades tradicionais e esse uso independe de autorizações específicas dos órgãos ambientais.

Nesse sentido, unidades de conservação, territórios indígenas e quilombolas brasileiros o retorno da prática do uso do fogo tradicional tem trazido resultados positivos. Unidades de Conservação localizadas no bioma Cerrado que usam o fogo como ferramenta de manejo têm conseguido reduzir expressivamente a ocorrência de grandes incêndios florestais (Rodrigues et al., 2025). A implementação dos conceitos de manejo integrado do fogo, como o resgate e o estímulo do uso do fogo tradicional nos territórios indígenas na região central do Brasil e na transição dos biomas Cerrado e Pantanal, resultou na redução no tamanho e da intensidade dos incêndios, diminuição das emissões

de gases de efeito estufa e alteração dos padrões de regimes de fogo (Oliveira et al., 2022; Santos et al., 2021). Além desses resultados, a retomada das queimas tradicionais garante que os detentores do conhecimento consigam transmiti-lo às pessoas mais novas e estes podem, também, aprender com a observação e a prática.

Por outro lado, o uso do fogo em propriedades rurais particulares fica condicionada as exigências legais que impõem a necessidade de projetos técnicos, equipamentos e ferramentas específicos de combate aos incêndios florestais (Mato Grosso do Sul, 2021; Brasil, 2024) que acabam agregando custos ao processo. Além disso, os prazos para solicitação e emissão de autorizações demasiados longos podem causar um descompasso entre o período autorizado e a janela de queima, que no Pantanal é bastante dinâmica (Oliveira et al., 2025). Dessa forma, a compreensão e internalização dos processos necessários para o uso do fogo pelas propriedades rurais no Pantanal ainda não ocorreram totalmente e o retorno do uso do fogo tradicional como ferramenta de manejo no bioma fica prejudicado.

Essas constatações geram um alerta quando, de acordo com os nossos resultados, o conhecimento tradicional do uso do fogo no Pantanal encontra-se, principalmente com as pessoas que vivem há mais tempo no bioma. O não uso do fogo tradicional, além de não colher os benefícios econômicos e ecológicos que ele pode proporcionar, a transmissão do conhecimento das técnicas, dos critérios observáveis em campo podem se perder em um curto espaço de tempo, pois ele ocorre pela observação, pela prática diária da lida no campo das pessoas com mais tempo de bioma para as mais novas. E a perda desse conhecimento pode ser acelerada com o processo de alteração da estrutura fundiária do Pantanal, onde as propriedades que possuem características multigeracionais de pecuaristas tradicionais (“de pai para filho”) estão sendo adquiridas por pessoas externas ao bioma e que podem implementar técnicas de manejo da pecuária inadequadas ao bioma

(Irigaray et al., 2020; Botelho et al., 2025), incluindo a aversão a qualquer tipo de fogo e preocupadas somente em prevenir e combater os incêndios florestais.

Portanto, podemos concluir que há um conhecimento tradicional do uso do fogo pelo Pantaneiro e os detentores são aqueles que vivem o bioma por mais tempo, independentemente da sua função na propriedade rural privada, sendo o conhecimento transmitido de forma horizontal durante a prática diária da lida no campo observando e escutando as pessoas mais experientes. Essa prática tem uma estreita relação com um dos principais fatores de regulação do bioma, o pulso de inundação.

Os objetivos, critérios e técnicas do uso tradicional do fogo seguidos pelo Pantaneiro coadunam com o que é preconizado como “fogo bom” no conceito do manejo integrado do fogo: respondem aos aspectos sociais, culturais e econômicos de seus usuários; auxiliam no controle da biomassa, evitando o acúmulo de combustíveis que podem propiciar o espalhamento sem controle do fogo nas épocas mais críticas e dessa forma contribuindo para a gestão dos incêndios; e contribuindo para a pirodiversidade do sistema, criando uma paisagem heterogênea de áreas queimadas e não queimadas.

As novas políticas públicas têm buscado incentivar o retorno do uso do fogo tradicional nas paisagens pirofíticas contudo, esse uso no Pantanal é realizado, majoritariamente, em áreas privadas, onde as normas apresentam exigências que desestimulam o seu uso. Além disso, a alteração recente da estrutura fundiária no bioma desperta a preocupação quanto à manutenção e à transmissão desse conhecimento tradicional do uso do fogo que pode deixar de ser transmitido e perdido em curto espaço de tempo.

Material Suplementar:

Tabela 1S: Roteiro semiestruturado para as entrevistas realizadas com proprietários e funcionários de propriedades rurais Pantaneiras.

Nome da propriedade

.

Sub-região (ex: Abobral, Nhecolândia)

.

Idade

Há quantos anos você mora no Pantanal? Em qual região? Sua família é pantaneira?

Já morou em outra região? Qual (is)? Por quanto tempo?

.

Ocupação

.

Escolaridade

Qual o objetivo, ou o principal motivo do uso do fogo na propriedade?

() Para reduzir a macega

() Manejo do pasto

() Para prevenir os incêndios

() Para diminuir parasitas

() Eliminar diminuir plantas invasoras

() Queimar o lixo

() Queimar folhas de árvore

() Produção/extração de mel

() Atividade de coleta de isca (fogueira, limpeza para acessar áreas)

() Espantar mosquitos

() Para limpar terreno

() Fazer roça

() Outro:

.

Existe uma ou mais épocas do ano para fazer as queimadas na propriedade?

.

Qual (is) época (s) é (são) essa (s)? Por quais motivos fazem a queimada nessa (s) época (s)?

.

Como vocês escolhem a área em que irão colocar fogo? Quais os critérios para essa escolha? Depois da escolha, quando vai atear o fogo, há algum cuidado que é tomado antes de iniciar o fogo. O que vocês avaliam? Como por exemplo, a altura do capim, o solo, áreas que precisam ser protegidas, condições climáticas (vento, chuva, temperatura) ou outra coisa.

.

Tem um jeito certo de fazer a queimada? Se sim, você pode me explicar como é esse jeito?

.

De quanto em quanto tempo vocês fazem queimadas na propriedade?

.

E vocês esperam um certo tempo para colocar fogo em uma mesma área novamente? Se sim, quanto tempo esperam?

.

A cheia interfere de algum modo na realização das queimas? Como? Qual a relação das cheias com o fogo?

.

Há diferença de uso do fogo na parte mais alta (que inunda menos) para a parte mais baixas (que inunda mais)?

.

E seus vizinhos? Vocês combinam de fazer as queimas em conjunto? Você acha que eles usam essas mesmas práticas ou cada um usa uma prática diferente? Como funciona?

.

Com quem você aprendeu sobre o uso do fogo?

.

Como o pantaneiro de antigamente manejava o fogo? Quais as diferenças para hoje?

.

Quem decide quando e onde vai usar o fogo na propriedade?

Tipos de pastagens. Há o pasto nativo e o pasto formado. Gostaríamos de saber sobre os tipos de pasto que existem na propriedade, onde ocorrem, qual a relação deles com o fogo e com inundação.

.

Quantos hectares de pasto nativo e de pasto formado existem na propriedade?

.

Quais tipos de pasto nativo existem na propriedade?

.

Que tipo de pasto (quais as plantas) é mais nutritivo para o gado? Onde eles ocorrem? Tem como selecionar? O fogo pode ser utilizado para selecionar?

.

Quais as plantas que são ruins para o gado? Por que elas são ruins? Onde elas ocorrem? Tem como eliminar? O fogo é utilizado para eliminá-las? Ou o fogo pode trazê-las para o campo?

.

O fogo é utilizado também nas áreas de pasto formado? Que espécie é utilizada para formar pasto?

.

Depois de quantos dias após o fogo (colocado ou incêndio) o pasto estará disponível para o gado pastar?

Prevenção contra os incêndios florestais

O que você ou vocês fazem na propriedade para evitar os incêndios?

() Aceiros

() Uso de fogo controlado

- () Nada
- () Possuo equipamentos para combate
- () Possuo pessoal devidamente treinado e equipado
- () Outro:

.

Com relação aos vizinhos, vocês fazem alguma ação preventiva em conjunto?

- () Sim
- () Não

.

Caso a resposta anterior tenha sido não, você acharia importante que houvesse alguma ação preventiva por parte deles?

- () Sim
- () Não
- () Outro:

.

Quais são os prejuízos que um incêndio pode causar?

.

Quando foi a última vez que teve um fogo descontrolado/incêndio que atingiu a propriedade?

.

Como esse incêndio começou?

.

Quem controlou esse fogo? Como o controle foi feito?

.

Teve algum prejuízo? Quais os prejuízos que você teve nessa ocasião?

- () Casa
- () Perda de animais
- () Cerca
- () Mangueiro
- () Perda de pasto

() Outro:

.

Na sua percepção, os incêndios têm:

() Aumentado

() Diminuído

() Continuam iguais

.

Na sua avaliação, quais os principais motivos para a ocorrência dos incêndios florestais (fogo descontrolado)

() Falta de boi

() Falta de fogo preventivo

() Aumento de reservas

() Falta de aceiros

() Aumento de fogos criminosos

() Outro:

.

De quanto em quanto tempo tem algum fogo descontrolado/incêndio na propriedade?

.

Como você acha que teria que ser solucionada essa questão do fogo descontrolado/incêndio? O que teria que ser feito para isso não acontecer mais?

.

E na sua opinião quem teria que fazer isso?

.

Quando você pensa ou ouve sobre "Fogo no Pantanal", quais são as primeiras palavras ou expressões (3 a 5) que vem a sua mente

.

O que é fogo para você? O que ele representa na sua vida? Qual a importância

.

Tabela 2S: Testes de normalidade dos resíduos dos modelos comparativos testados entre o Índice de Conhecimento do Manejo do Fogo (IdxCFM) com ocupação, categoria de idade e de tempo de residência no Pantanal dos entrevistados.

==== Kruskal-Wallis (IdxCFM ~ Ocupacao) ====
Shapiro-Wilk normality test
data: residuals(a1)
W = 0.89584, p-value = 0.01759
==== Kruskal-Wallis (IdxCFM ~ categ_idade) ====
Shapiro-Wilk normality test
data: residuals(a3)
W = 0.8854, p-value = 0.01069
==== ANOVA (IdxCFM ~ categ_tempo_pantanal) ====
Shapiro-Wilk normality test
data: residuals(a2)
W = 0.92426, p-value = 0.07259

Tabela 3S: Premissas para realização da regressão múltipla: Teste de normalidade de Shapiro-Wilk ($p>0,05$); ausência de multicolineariedade entre as variáveis testadas ($VIF<3$).

==== REGRESSÃO MÚLTIPLA ====
IdxCFM ~ Idade + AnosMoraPantanal + Ocupacao
Shapiro-Wilk normality test
data: residuals(m2)
W = 0.95776, p-value = 0.3951
-- Fatores de Inflacao da Variancia (VIF) --
Q4_Idade Q5_AnosMoraPantanal Q7_Ocupacao
2.123774 2.121518 1.033177

Tabela 4S: Formas lexicais características de cada classe identificada pela Classificação Hierárquica Descendente (CHD), com suas respectivas frequências e valores de qui-quadrado (χ^2), indicando a força de associação das palavras aos núcleos semânticos de cada classe.

**	classe	1	**		
****	27/94		28.72%	Formas ativas	
eff. s.t	eff. total	porcentagem	chi2	forma	p
10	12	83.33	20,038	prevencao	7.591616e-06
7	7	100.00	18,768	defender	1.476245e-05
14	22	63.64	17,1	aceiro	3.545319e-05
13	20	65.00	16,33	incendios	5.320410e-05
6	6	100.00	15,904	acreditar	6.663631e-05
7	8	87.50	14,755	combate	1.224088e-04
5	5	100.00	13,104	causa	2.945947e-04
10	15	66.67	12,551	manejo	3.959933e-04
10	16	62.50	10,745	hoje	1.045674e-03
4	4	100.00	10,367	solo	1.282824e-03
4	4	100.00	10,367	relatar	1.282824e-03
4	4	100.00	10,367	incendiar	1.282824e-03
4	4	100.00	10,367	educacao	1.282824e-03
7	10	70.00	9,313	reduzir	2.275766e-03
3	3	100.00	7,69	acumular	5.553176e-03
3	3	100.00	7,69	ambiental	5.553176e-03
3	3	100.00	7,69	metro	5.553176e-03
3	3	100.00	7,69	equipamento	5.553176e-03
6	9	66.67	6,999	apenas	8.155385e-03
4	5	80.00	6,782	perceber	9.207717e-03
4	5	80.00	6,782	praticar	9.207717e-03
4	5	80.00	6,782	grande	9.207717e-03
4	5	80.00	6,782	cheia	9.207717e-03
5	7	71.43	6,737	umidade	9.441845e-03
11	23	47.83	5,428	queima	1.982156e-02
6	10	60.00	5,347	antigo	2.075877e-02
4	6	66.67	4,507	cercar	3.375735e-02
3	4	75.00	4,37	cooperacao	3.657616e-02
3	4	75.00	4,37	planejar	3.657616e-02
3	4	75.00	4,37	bombeiro	3.657616e-02
8	16	50.00	4,264	vento	3.893773e-02
13	32	40.62	3,357	uso	6.693171e-02
3	5	60.00	2,523	risco	1.121777e-01
2	3	66.67	2,179	mata	1.398885e-01
2	3	66.67	2,179	manter	1.398885e-01
2	3	66.67	2,179	causar	1.398885e-01
2	3	66.67	2,179	utilizar	1.398885e-01
2	3	66.67	2,179	condicoes	1.398885e-01
*****	*	*	*	*	*
*	*	*	*	Variáveis	*

16	35	45.71	7,863	*anos de pantanal 1a50	0.005045430
4	5	80.00	6,782	*regiao_Miranda	0.009207717
2	2	100.00	5,071	*id_E06	0.024331401
2	2	100.00	5,071	*id_E22	0.024331401
2	2	100.00	5,071	*id_E24	0.024331401
3	4	75.00	4,37	*id_E01	0.036576161
2	3	66.67	2,179	*id_E13	0.139888479
10	25	40.00	2,115	*regiao_Nhecolandia	0.145824211
**	classe	2	**		
****	20/94		21.28%	Formas ativas	
eff. s.t	eff. total	porcentagem	chi2	forma	p
16	41	39.02	13,675	nao	0.0002173603
10	20	50.00	12,514	aguar	0.0004039401
9	18	50.00	10,966	vizinho	0.0009279337
4	5	80.00	10,872	baixar	0.0009760945
4	5	80.00	10,872	limpeza	0.0009760945
10	23	43.48	8,961	queima	0.0027578535
7	14	50.00	8,103	baixo	0.0044198480
10	24	41.67	8	areas	0.0046785663
3	4	75.00	7,199	combinar	0.0072948123
10	26	38.46	6,337	quando	0.0118245921
4	7	57.14	5,809	biomassa	0.0159478179
8	20	40.00	5,317	controlar	0.0211149133
11	32	34.38	4,97	uso	0.0257973841
10	28	35.71	4,963	cheio	0.0258974543
2	3	66.67	3,812	repetir	0.0508945111
2	3	66.67	3,812	curixos	0.0508945111
2	3	66.67	3,812	regular	0.0508945111
2	3	66.67	3,812	raramente	0.0508945111
2	3	66.67	3,812	quase	0.0508945111
4	10	40.00	2,342	pequeno	0.1259167580
3	7	42.86	2,103	ha	0.1470168433
2	4	50.00	2,058	aprender	0.1514248992
2	4	50.00	2,058	controlo	0.1514248992
2	4	50.00	2,058	barreira	0.1514248992
2	4	50.00	2,058	nivel	0.1514248992
2	4	50.00	2,058	passar	0.1514248992
5	14	35.71	2,047	observar	0.1524887452
*****	*	*	*	Formas suplementares	*
5	7	71.43	11,357	haver	0.0007515027
9	26	34.62	3,818	ser	0.0507092099
10	34	29.41	2,105	usar	0.1468506464
*	*	*	*	Variáveis	*
5	5	100.00	19,539	*id_E05	9.854985e-06
6	7	85.71	18,749	*id_E08	1.490933e-05
13	32	40.62	10,844	*idade_51a65	9.914188e-04
7	13	53.85	9,554	*regiao_Paraguai	1.994695e-03
18	59	30.51	8,063	*anos de pantanal 66a90	4.518325e-03

5	11	45.45	4,348	*regiao_Abobral	3.705552e-02
2	3	66.67	3,812	*id_E03	5.089451e-02
2	4	50.00	2,058	*id_E18	1.514249e-01
**	classe	3	**		
****	17/94		18.09%	Formas ativas	
eff. s.t	eff. total	porcentagem	chi2	forma	p
6	6	100.00	29,029	gente	7.128771e-08
4	4	100.00	18,923	vazante	1.361107e-05
14	37	37.84	16,07	queimar	6.103246e-05
4	6	66.67	10,211	secar	1.396284e-03
6	12	50.00	9,458	evitar	2.102332e-03
10	27	37.04	9,184	alto	2.441175e-03
6	13	46.15	8,023	agosto	4.618168e-03
3	5	60.00	6,263	fazenda	1.233071e-02
2	3	66.67	4,937	volta	2.628701e-02
2	3	66.67	4,937	principalmente	2.628701e-02
2	3	66.67	4,937	encher	2.628701e-02
6	16	37.50	4,906	ano	2.676149e-02
7	21	33.33	4,244	seco	3.938843e-02
3	7	42.86	3,133	rebrotar	7.672728e-02
2	4	50.00	2,872	entrar	9.010919e-02
2	4	50.00	2,872	ficar	9.010919e-02
2	4	50.00	2,872	regiao	9.010919e-02
2	4	50.00	2,872	so	9.010919e-02
2	4	50.00	2,872	nivel	9.010919e-02
2	4	50.00	2,872	abril	9.010919e-02
3	8	37.50	2,225	inverno	1.358037e-01
3	8	37.50	2,225	queima_de_bola	1.358037e-01
*****	*	*	*	Formas suplementares	*
11	27	40.74	13,125	parte	0.0002914471
4	8	50.00	6,012	ir	0.0142085482
2	3	66.67	4,937	dois	0.0262870080
2	4	50.00	2,872	outro	0.0901091880
2	4	50.00	2,872	muita	0.0901091880
*	*	*	*	Variáveis	*
6	7	85.71	23,35	*id_E19	1.350282e-06
13	33	39.39	15,586	*idade_66a90	7.881718e-05
3	6	50.00	4,407	*id_E11	3.580105e-02
3	6	50.00	4,407	*regiao_Nabileque	3.580105e-02
14	59	23.73	3,407	*anos_de_pantanal_51a65	6.492510e-02
2	4	50.00	2,872	*id_E21	9.010919e-02
7	25	28.00	2,26	*regiao_Nhecolandia	1.327529e-01
**	classe	4	**		
****	30/94		31.91%	Formas ativas	
eff. s.t	eff. total	porcentagem	chi2	forma	p
21	27	77.78	36,669	pasto	1.400185e-09
14	14	100.00	35,093	renovar	3.142749e-09

11	11	100.00	26,577	limpar	2.532791e-07
9	9	100.00	21,233	setembro	4.067140e-06
13	17	76.47	18,96	campo	1.334614e-05
13	18	72.22	16,646	macega	4.504576e-05
5	5	100.00	11,266	comer	7.894315e-04
15	27	55.56	9,743	gado	1.800116e-03
14	25	56.00	9,092	chuva	2.566978e-03
4	4	100.00	8,913	mimoso	2.832109e-03
4	4	100.00	8,913	paiguas	2.832109e-03
5	6	83.33	7,798	manejar	5.230125e-03
3	3	100.00	6,611	dia	1.013514e-02
3	3	100.00	6,611	outubro	1.013514e-02
3	3	100.00	6,611	felpudo	1.013514e-02
3	3	100.00	6,611	invasor	1.013514e-02
4	5	80.00	5,619	final	1.776358e-02
4	5	80.00	5,619	especie	1.776358e-02
10	19	52.63	4,703	apo	3.010239e-02
6	10	60.00	4,062	pequeno	4.385482e-02
3	4	75.00	3,569	carona	5.886554e-02
3	4	75.00	3,569	pantaneiro	5.886554e-02
3	4	75.00	3,569	eliminar	5.886554e-02
3	4	75.00	3,569	bom	5.886554e-02
3	4	75.00	3,569	espinheiro	5.886554e-02
4	6	66.67	3,562	depois	5.911328e-02
4	6	66.67	3,562	favorecer	5.911328e-02
5	9	55.56	2,56	usado	1.096046e-01
4	7	57.14	2,215	rebrotar	1.366517e-01
*****	*	*	*	Formas suplementares	*
5	8	62.50	3,764	primeiro	0.05235516
4	6	66.67	3,562	estar	0.05911328
6	11	54.55	2,936	iniciar	0.08661358
*	*	*	*	Variáveis	*
19	34	55.88	14,082	*regiao_Paiaguas	0.0001750418
2	2	100.00	4,359	*id_E02	0.0368048278
2	2	100.00	4,359	*id_E23	0.0368048278
3	4	75.00	3,569	*id_E14	0.0588655360
4	6	66.67	3,562	*id_E07	0.0591132789
13	29	44.83	3,218	*idade_20a50	0.0728277673

Conclusões gerais

Os resultados apresentados nesta tese destacam como a integração entre os conhecimentos científicos e tradicionais são essenciais para a implementação efetiva e adaptativa do manejo integrado do fogo. A compreensão da relação entre fogo, inundação e herbivoria é um aspecto ecológico importante para a conservação da biodiversidade em um ambiente dependente do fogo e que tem a pecuária extensiva como a principal atividade econômica. Além disso, evidenciamos que eventos de grande magnitude, como os incêndios florestais que atingiram o Pantanal em 2019-2020, têm o poder de desestabilizar sistemas consolidados e promover mudanças sistêmicas, criando novos arranjos na busca de soluções duradouras.

Nossas pesquisas experimentais e etnoecológicas revelaram que a gestão adaptativa do fogo, quando guiada por critérios ecológicos e por conhecimentos locais, pode auxiliar na redução da severidade dos incêndios e preservar a funcionalidade ecológica do sistema. Queimas precoces e tardias, de baixa intensidade, realizadas em períodos de transição hídrica, especialmente quando as águas começam a baixar, podem limitar a propagação do fogo e estimular o rebrote de gramíneas palatáveis. Essas práticas tradicionais evidenciam que o saber tradicional pantaneiro já contém princípios técnicos fundamentais das queimas prescritas, tais como planejamento, precaução e respeito ao ritmo natural do ambiente.

A conjugação do desenvolvimento e inovações tecnológicas, políticas públicas, participação comunitária e experimentação científica (como o projeto PELD-NEFAU) demonstradas neste trabalho trás para o Pantanal a possibilidade de se tornar um exemplo de integração e adaptabilidade socioecológica. A resiliência ambiental do bioma deve trilhar o caminho da integração entre a diversidade de saberes, dos regimes de fogo e de arranjos institucionais.

Os megaincêndios de 2020 catalisaram também uma transformação epistemológica na comunidade científica. A análise cienciométrica das publicações sobre o Pantanal mostrou um aumento expressivo no número de estudos, na diversidade temática e na articulação entre instituições nacionais e internacionais. Conseguimos demonstrar que as pesquisas científicas necessitam incorporar as dimensões da relação fogo e aspectos humanos, culturais e políticos. Além disso, observamos a necessidade de um deslocamento de uma ciência reativa, voltada apenas ao registro dos desastres, para uma ciência propositiva e integradora e que, de alguma forma, vem acontecendo.

Tentamos demonstrar que, em vez de impor soluções, a nova agenda científica deve reconhecer a pluralidade de perspectivas, propondo políticas co-elaboradas com quem vive e maneja o território. Assim, a ciência do fogo no Pantanal não deve ser apenas ecológica, mas também social, política e cultural. Ela deve se orientar pela escuta, pela discussão e pela aplicação prática do conhecimento produzido. Dessa forma, as redes emergentes devem agregar universidades, órgãos ambientais e comunidades locais, configurando um modelo de coprodução de conhecimento alinhado à abordagem da governança adaptativa.

Apesar dos avanços institucionais e científicos demonstrados, alguns desafios para a efetiva implementação do MIF ainda persistem. Obstáculos ligados à burocracia, à instabilidade política e à escassez de recursos para formação e manutenção de brigadas institucionais e voluntárias, são alguns deles. Além disso, a valorização dos saberes tradicionais, embora reconhecida em lei, ainda precisa ser traduzida em mecanismos de cogestão concretos, que garantam a participação efetiva das comunidades pantaneiras nas decisões sobre o uso do fogo.

Os nossos resultados demonstram que estamos traçando uma nova concepção de convivência com o fogo. O manejo integrado não é apenas uma técnica de prevenção,

mas um projeto de transformação socioecológica, ancorado na coexistência do conhecimento científico e o tradicional, na conservação, na produção local e global. O Pantanal, nesse contexto, representa tanto uma oportunidade de experimentação quanto de aplicação prática. É um bioma onde os efeitos das mudanças climáticas podem ser observados, mas também onde as respostas inovadoras têm sido construídas de forma integrada, guiadas por comunidades que aprenderam a viver com a alternância entre fogo e inundação.

Reintegrar o fogo à paisagem, de forma planejada, participativa e baseada em evidências, é reconhecer que ele faz parte da própria identidade ecológica e cultural dos ambientes e povos que dependem, de alguma forma, do fogo. Mais do que uma política ambiental, o MIF é uma estratégia adaptativa de convivência com a incerteza climática, um instrumento de restauração ecológica e um caminho para o trabalho interagências, ciência e sociedade. Assim, o Pantanal sai de um cenário de incêndios catastróficos para um exemplo prático de implementação de governança integrada do fogo, mostrando que mudanças transformadoras surgem da coesão de todos os atores interessados e que a integração de saberes é uma das formas para que as mudanças sejam, além de transformadoras, duradouras.

Literatura citada

- Abedi, M., Omidipour, R., Hosseini, S. V., Bahalkeh, K., & Gross, N. (2022). Fire disturbance effects on plant taxonomic and functional β -diversity mediated by topographic exposure. *Ecology and Evolution*, 12(1). <https://doi.org/10.1002/ece3.8552>
- Abreu, U. G. P., McManus, C., & Santos, S. A. (2010). Cattle ranching, conservation and transhumance in the Brazilian Pantanal. *Pastoralism*, 1(1), 99–113.
- Alvarado, S. T., Silva, T. S. F., & Archibald, S. (2018). Management impacts on fire occurrence: A comparison of fire regimes of African and South American tropical savannas in different protected areas. *Journal of Environmental Management*, 218, 79–87. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.04.004>
- Amatulli, G., Camia, A., & San-Miguel-Ayanz, J. (2013). Estimating future burned areas under changing climate in the EU-Mediterranean countries. *Science of the Total Environment*, 450, 209–222.
- Archibald, S., Hempson, G. P., & Lehmann, C. (2019). A unified framework for plant life-history strategies shaped by fire and herbivory. *New Phytologist*, 224(4), 1490–1503. <https://doi.org/10.1111/nph.15986>
- Aria, M., & Cuccurullo, C. (2017). bibliometrix: An R-tool for comprehensive science mapping analysis. *Journal of Informetrics*, 11(4), 959–975. <https://doi.org/10.1016/j.joi.2017.08.007>
- ARTS, K.; RABELO, M. T. O.; DE FIGUEIREDO, D. M.; MAFFEY, G.; IORIS, A. A. R.; GIRARD, P. Online and offline representations of biocultural diversity: A political ecology perspective on nature-based tourism and indigenous communities in the Brazilian Pantanal. *Sustainability (Switzerland)*, [s. l.], v. 10, n. 10, p. 1–20, 2018.
- Barbosa, M. L. F., Haddad, I., Silva Nascimento, A. L., Máximo da Silva, G., Veiga, M. R., Hoffmann, T. B., ... & Anderson, O. L. (2022). Compound impact of land use and extreme climate on the 2020 fire record of the Brazilian Pantanal. *Global Ecology and Biogeography*. 31: 1960-1975.

Barboza, R. D. O. (2022). Situação das onças-pintadas resgatadas após incêndio florestal ocorrido no bioma Pantanal em 2020. Monografia. Universidade Federal de Uberlândia. Available in: <https://repositorio.ufu.br/bitstream/123456789/34574/3/Situa%ca7%ca3oOn%ca7asPintadas.pdf>. Access in june 2023.

Barnes, C., Santos, F. L., Libonati, R., Keeping, T., Rodrigues, R., Alves, L. M., Sivanu, S., Vahlberg, M., Alcayna, T., Otto, F., Zachariah, M., Singh, R., Mugge, M., Biehl, J., Petryna, A., Dias, M., Reis, E., & Uzquiano, S. (2024). Hot, dry and windy conditions that drove devastating Pantanal wildfires 40% more intense due to climate change.

Baselga, A. (2010). Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography*, 19(1), 134–143. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2009.00490.x>

Berlinck, C. N., Lima, L. H. A., Pereira, A. M. M., Carvalho, E. A. R., Paula, R. C., Thomas, W. M., & Morato, R. G. (2022). The pantanal is on fire and only a sustainable agenda can save the largest wetland in the world. *Brazilian Journal of Biology*, 82. Instituto Internacional de Ecologia. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.244200>

Berlinck, C. N., Lima, L. H. A., Pereira, A. M. M., Carvalho, E. A. R., Paula, R. C., Thomas, W. M., & Morato, R. G. (2022). The pantanal is on fire and only a sustainable agenda can save the largest wetland in the world. In *Brazilian Journal of Biology* (Vol. 82). Instituto Internacional de Ecologia. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.244200>

Berrang-Ford, L., Siders, A. R., Lesnikowski, A., Fischer, A. P., Callaghan, M. W., Haddaway, N. R., Mach, K. J., Araos, M., Shah, M. A. R., Wannewitz, M., Doshi, D., Leiter, T., Matavel, C., Musah-Surugu, J. I., Wong-Parodi, G., Antwi-Agyei, P., Ajibade, I., Chauhan, N., Kakenmaster, W., & Abu, T. Z. (2021). A systematic global stocktake of evidence on human adaptation to climate change. *Nature Climate Change*, 11(11). <https://doi.org/10.1038/s41558-021-01170-y>

Bishop, T. B. B., Gill, R. A., McMillan, B. R., & St. Clair, S. B. (2020). Fire, rodent herbivory, and plant competition: implications for invasion and altered fire

regimes in the Mojave Desert. *Oecologia*, 192(1), 155–167.
<https://doi.org/10.1007/s00442-019-04562-2>

Boer, M. M., Nolan, R. H., Resco De Dios, V., Clarke, H., Price, O. F., & Bradstock, R. A. (2017). Changing Weather Extremes Call for Early Warning of Potential for Catastrophic Fire. In *Earth's Future* (Vol. 5, Issue 12).
<https://doi.org/10.1002/2017EF000657>

Bond, W. J., & Keeley, J. E. (2005). Fire as a global “herbivore”: The ecology and evolution of flammable ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution*, 20(7), 387–394. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.04.025>

Botelho, M. T. de A., Chiaravalloti, R. M., & Berlinck, C. N. (2025). Brincando com fogo: a influência vital do conhecimento tradicional na sociobiodiversidade do Pantanal. *Biodiversidade Brasileira*, 14(4), 155–168.
<https://doi.org/10.37002/biodiversidadebrasileira.v14i4.2547>

Boughton, E. H., Quintana-Ascencio, P. F., Bohlen, P. J., Fauth, J. E., & Jenkins, D. G. (2016). Interactive effects of pasture management intensity, release from grazing and prescribed fire on forty subtropical wetland plant assemblages. *Journal of Applied Ecology*, 53(1), 159–170. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12536>

Bowman, D. M. J. S., Balch, J., Artaxo, P., Bond, W. J., Cochrane, M. A., D’Antonio, C. M., Defries, R., Johnston, F. H., Keeley, J. E., Krawchuk, M. A., Kull, C. A., Mack, M., Moritz, M. A., Pyne, S., Roos, C. I., Scott, A. C., Sodhi, N. S., & Swetnam, T. W. (2011). The human dimension of fire regimes on Earth. In *Journal of Biogeography* (Vol. 38, Issue 12, pp. 2223–2236).
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2011.02595.x>

Bowman, D. M. J. S., Balch, J. K., Artaxo, P., Bond, W. J., Carlson, J. M., Cochrane, M. A., D’Antonio, C. M., DeFries, R. S., Doyle, J. C., Harrison, S. P., Johnston, F. H., Keeley, J. E., Krawchuk, M. A., Kull, C. A., Marston, J. B., Moritz, M. A., Prentice, I. C., Roos, C. I., Scott, A. C., ... Pyne, S. J. (2009). Fire in the Earth System. *Science*, 324(5926), 481–484.
<https://doi.org/10.1126/science.1163886>

Bowman, D. M. J. S., Perry, G. L. W., Higgins, S. I., Johnson, C. N., Fuhlendorf, S. D., & Murphy, B. P. (2016). Pyrodiversity is the coupling of biodiversity and

fire regimes in food webs. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 371(1696). <https://doi.org/10.1098/RSTB.2015.0169>

BRASIL. Decreto no 12.727, de outubro de 2012. Altera a Lei no 12.651, de 25 de maio de 2012, que dispõe sobre a proteção da vegetação nativa. *Diário Oficial da União*, 18 out. 2012.

BRASIL. Lei nº 14.944 de 31 de julho de 2024. Institui a Política Nacional de Manejo Integrado do Fogo e altera as Leis nº 7.735, de 22 de fevereiro de 1989, 12.651, de 25 de maio de 2012 (Código Florestal), e 9.605, de 12 de fevereiro de 1998 (Lei dos Crimes Ambientais). *Diário Oficial da União* nº 147, 1 de agosto de 2024. Seção I, P. 1. 2024a.

Bravo, J. M., Allasia, D., Paz, A. R., Collischonn, W., & Tucci, C. E. M. (2012). Coupled Hydrologic-Hydraulic Modeling of the Upper Paraguay River Basin. *Journal of Hydrologic Engineering*, 17(5), 635–646. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HE.1943-5584.0000494](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0000494)

CAMARGO, B.V.; JUSTO, A.M. Tutorial para uso do software de análise textual IRAMUTEQ. [Florianópolis]: Universidade Federal de Santa Catarina, 2013b. 18p.

CARNIELO, M. A.; NETO, G. G.; GUARIM, V. L. M. dos S.; FIGUEIREDO, Z. N.; AMOROZO, M. C. M. Traditional use of vegetation for cattle-raising in the Pantanal on the Brazilian-Bolivian border. In: JUNK, W. J.; DA SILVA, C. J.; DA CUNHA, C. N.; WANTZEN, K. M. (Eds.). **The Pantanal: Ecology, biodiversity and sustainable management of a large neotropical seasonal wetland**. Sofia-Moscow: Pensoft Publishers, 2011. p. 775–794.

Cardoso, A. W., Oliveras, I., Abernethy, K. A., Jeffery, K. J., Lehmann, D., Edzang Ndong, J., McGregor, I., Belcher, C. M., Bond, W. J., & Malhi, Y. S. (2018). Grass Species Flammability, Not Biomass, Drives Changes in Fire Behavior at Tropical Forest-Savanna Transitions. *Frontiers in Forests and Global Change*, 1. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2018.00006>

Carvalho, N. M., Bacha, F. B., Santos, A. C., Carvalho, A. Q., Faccin, T. C., Pott, A., & Lemos, R. A. A. (2013). Spontaneous and experimental intoxication of cattle by *Simarouba versicolor* A. St.-Hill (Simaroubaceae). *Toxicon*, 64, 55–59. <https://doi.org/10.1016/j.toxicon.2012.12.021>

- Catapani, M. L., Aguirra, I. R., Araujo, F. A. S., Moss, A., Massocato, G., Oliveira, B., & Desbiez, A. L. J. (2024). Manejo do fogo na pecuária pantaneira: percepções e oportunidades para sua gestão sustentável no bioma. *Biodiversidade Brasileira*, 14(4). <https://doi.org/10.37002/biodiversidadebrasileira.v14i4.2551>
- Chiaravalloti, R. M., & Dyble, M. (2019). Limited open access in socioecological systems: How do communities deal with environmental unpredictability? *Conservation Letters*. 12.
- Chiaravalloti, R. M., Freitas, D. M., de Souza, R. A., Biswas, S., Markos, A., Manfro, M. N., & Dyble, M. (2021). Resilience of social-ecological systems: drastic seasonal change is associated with economic but not social flexibility among fishers in the Brazilian Pantanal. *Ecology and Society*. 26.
- Chuvieco, E., Mouillot, F., van der Werf, G. R., San Miguel, J., Tanasse, M., Koutsias, N., García, M., Yebra, M., Padilla, M., Gitas, I., Heil, A., Hawbaker, T. J., & Giglio, L. (2019). Historical background and current developments for mapping burned area from satellite Earth observation. *Remote Sensing of Environment*, 225, 45–64. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2019.02.013>
- Costa, F. V., Costa, F. R. C., Magnusson, W. E., Franklin, E., Zuanon, J., Cintra, R., Luizão, F., Camargo, J. L. C., Andrade, A., Laurance, W. F., Baccaro, F., Souza, J. L. P., & Espírito-Santo, H. (2015). Synthesis of the first 10 years of long-term ecological research in Amazonian Forest ecosystem – implications for conservation and management. *Natureza & Conservação*, 13(1), 3–14. <https://doi.org/10.1016/j.ncon.2015.03.002>
- Csardi, G., & Nepusz, T. (2006). The igraph software package for complex network research, *InterJournal, Complex Systems*, 1695.
- Damasceno-Junior, G. A., da Silva, R. H., Gris, D., Souza, E. B. D., Rocha, M. da, Manrique Pineda, D. A., & Pott, A. (2021). Monodominant stands in the Pantanal (G. A. Damasceno-Junior & A. Pott, Eds.; Vol. 18). Springer International Publishing. <https://doi.org/10.1007/978-3-030-83375-6>
- Damasceno-Junior, G. A., Pereira, A. de M. M., Oldeland, J., Parolin, P., & Pott, A. (2021a). Fire, Flood and Pantanal Vegetation. In G. A. Damasceno-Junior & A. Pott (Eds.), *Flora and Vegetation of the Pantanal Wetland* (pp. 661–688). https://doi.org/10.1007/978-3-030-83375-6_18

Damasceno-Junior, G. A., Pereira, A. de M. M., Oldeland, J., Parolin, P., & Pott, A. (2021b). Fire, Flood and Pantanal Vegetation (pp. 661–688). https://doi.org/10.1007/978-3-030-83375-6_18 de Almeida Souza, A. H., Batalha, M. A., Casagrande, J. C., Rivaben, R., Assuncao, V. A., Pott, A., & Damasceno-Junior, G. A. (2019). Fire can weaken or trigger functional responses of trees to flooding in wetland forest patches. *JOURNAL OF VEGETATION SCIENCE*, 30(3), 521–532. <https://doi.org/10.1111/jvs.12719> de Oliveira, M. T., Damasceno-Junior, G. A., Pott, A., Paranhos Filho, A. C., & Suarez Yzel Rondon and Parolin, P. (2014). Regeneration of riparian forests of the Brazilian Pantanal under flood and fire influence. *Forest Ecology and Management*, 331, 256–263. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.08.011>

Damasceno-Junior, G. A., Pereira, A. de M. M., Oldeland, J., Parolin, P., & Pott, A. (2021). Fire, Flood and Pantanal Vegetation. In G. A. Damasceno-Junior & A. Pott (Eds.), *Flora and Vegetation of the Pantanal Wetland* (pp. 661–688).

Damasceno-Junior, G. A., Pereira, A. de M. M., Oldeland, J., Parolin, P., & Pott, A. (2021). Fire, Flood and Pantanal Vegetation (pp. 661–688). https://doi.org/10.1007/978-3-030-83375-6_18

Damasceno-Junior, G. A., Pereira, A., de Oldeland, M. M., Parolin, J., P., & Pott, A. (2021). Fire, flood and pantanal vegetation. In G. A. Damasceno-Junior & A. Pott (Eds.), *Flora and Vegetation of the Pantanal Wetland* (pp. 661–688). https://doi.org/10.1007/978-3-030-83375-6_18 dos SILVA, J. S. V., & de ABDON, M. M (1998). Delimitação do pantanal brasileiro e suas sub-regiões. *Pesquisa agropecuária Brasileira*, 33(Número especial), 1703–1711.

de Almeida Souza, A. H., A. Pott, F. Bao, and G. A. Damasceno-Junior. 2025. “Diversity Patterns of Tree Communities Across Multiple Flood Gradients With Separate Fire Histories: Unveiling Patterns in a Wetland Ecosystem.” *Journal of Vegetation Science* 36, no. 3: e70044. <https://doi.org/10.1111/jvs.70044>.

Díaz, S., Lavorel, S., McIntyre, S., Falczuk, V., Casanoves, F., Milchunas, D. G., Skarpe, C., Rusch, G., Sternberg, M., Noy-Meir, I., Landsberg, J., Zhang, W., Clark, H., & Campbell, B. D. (2007). Plant trait responses to grazing – a global synthesis. *Global Change Biology*, 13(2), 313–341. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2006.01288.x> dos Santos Ferreira, B. H., da

- Rosa Oliveira, M., de Souza, E. B., Souza, C. S., Sigrist, M. R., Pott, A., Damasceno Junior, G. A., Ribeiro, D. B., & Garcia, L. C. (2024). Spatial heterogeneity of fire and flooding patterns can support higher diversity of floral functional traits in an indigenous-managed landscape. *Plant Species Biology*, 39(6), 336–350. <https://doi.org/10.1111/1442-1984.12480>
- dos Santos Ferreira, B. H., da Rosa Oliveira, M., Mariano Fernandes, R. A., Fujizawa Nacagava, V. A., Arguelho, B. A., Ribeiro, D. B., Pott, A., Damasceno Junior, G. A., & Garcia, L. C. (2023). Flowering and fruiting show phenological complementarity in both trees and non-trees in mosaic-burnt floodable savanna. *Journal of Environmental Management*, 337, 117665. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.117665>
- Dell, J. E., Salcido, D. M., Lumpkin, W., Richards, L. A., Pokswinski, S. M., Loudermilk, E. L., O'Brien, J. J., & Dyer, L. A. (2019). Interaction diversity maintains resiliency in a frequently disturbed ecosystem. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 7(May). <https://doi.org/10.3389/FEVO.2019.00145>
- Drechsler, M., Lourival, R., & Possingham, H.P. (2009). Conservation planning for successional landscapes. *Ecological Modelling*. 220: 438-450.
- Durigan, G., & Ratter, J. A. (2016). The need for a consistent fire policy for Cerrado conservation. *Journal of Applied Ecology*, 53(1), 11–15. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12559>
- Dyer, R., Jacklyn, P., Partridge, I., Russell-Smith, J., & Williams, D. (2001). Introduction; Savanna landscapes; Savanna fire regimes. In *Savanna Burning: Understanding and using fire in northern Australia*. Tropical Savannas CRC.
- Ebert, A., Berlinck, C., & Nunes da Cunha, C. (2024). Three prescribed fire regimes on the restoration of flooded savannah grasslands under encroachment of *Vochysia divergens* Pohl, Pantanal, Brazil. *IForest - Biogeosciences and Forestry*, 17(3), 165–171. <https://doi.org/10.3832/ifor4483-017>
- Edwards, Andrew et al. Transforming fire management in northern Australia through successful implementation of savanna burning emissions reductions projects. *Journal of Environmental Management*, v. 290, p. 112568, jul. 2021.
- Eldridge, D. J., Delgado-Baquerizo, M., Travers, S. K., Val, J., Oliver, I., Dorrough, J. W., & Soliveres, S. (2018). Livestock activity increases exotic plant richness, but wildlife increases native richness, with stronger effects under low

productivity. *Journal of Applied Ecology*, 55(2), 766–776.
<https://doi.org/10.1111/1365-2664.12995>

Ellis Erle C. (2024). The Anthropocene condition: evolving through social–ecological transformations *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 379: 20220255.

Eloy, L., A. Bilbao, B., Mistry, J., & Schmidt, I. B. (2019). From fire suppression to fire management: Advances and resistances to changes in fire policy in the savannas of Brazil and Venezuela. *The Geographical Journal*, 185(1), 10–22.
<https://doi.org/10.1111/GEOJ.12245>

Eloy, L., Schmidt, I. B., Borges, S. L., Ferreira, M. C., & dos Santos, T. A. (2019). Seasonal fire management by traditional cattle ranchers prevents the spread of wildfire in the Brazilian Cerrado. *Ambio*, 48(8), 890–899.
<https://doi.org/10.1007/s13280-018-1118-8>

Embrapa. (2005). *Contribuições para a Educação Ambiental no Pantanal* (A. D. Roese & F. F. Curado, Eds.).

EROS. (2018). EROS - Earth Resources Observation and Science (EROS) Center.
<https://www.usgs.gov/centers/eros/science/usgs-eros-archive-digital-elevation-shuttle-radar-topography-mission-srtm#overview>.

Fache, E.; Moizo, B. Do Burning Practices Contribute to Caring for Country? Contemporary Uses of Fire for Conservation Purposes in Indigenous Australia. *Journal of Ethnobiology*, [s. l.], v. 35, n. 1, p. 163–182, 2015.

Falleiro, R. de M., Moura, L. C., Xerente, P. P., Pinto, C. P., Santana, M. T., Corrêa, M. A., & Schmidt, I. B. (2024). Using a Cultural Keystone Species in Participatory Monitoring of Fire Management in Indigenous Lands in the Brazilian Savanna. *Fire*, 7(7), 231. <https://doi.org/10.3390/fire7070231>

Falleiro, R. de M., Trindade Santana, M., & Ribas Berni, C. (2016). As contribuições do Manejo Integrado do Fogo para o controle dos incêndios florestais nas Terras Indígenas do Brasil. *Biodiversidade Brasileira*, 6(2), 88–105.
<https://doi.org/10.37002/biodiversidadebrasileira.v6i2.655>

Falleiro, R. M. (2011). Resgate do Manejo Tradicional do Cerrado com Fogo para Proteção das Terras Indígenas do Oeste do Mato Grosso: um Estudo de Caso. *Biodiversidade Brasileira*, 1(2), 86–96.

Falleiro, R. M., Carvalho Moura, L., Trindade Santana, M., Carregosa dos Santos, L., Corrêa, M. A., Itai Marinho Marizê Souza Guajajara, J., & Belloni Schmidt, I. (2025). Efeitos de diferentes épocas de queima prescrita em árvores de *Hancornia speciosa* Gomes. *Biodiversidade Brasileira*, 15(3). <https://doi.org/10.37002/biodiversidadebrasileira.v15i3.2836>

FAO. (2006). Fire management: voluntary guidelines. Principles and strategic actions. (17; Fire Management Working Paper).

Fernandes, P. M., & Botelho, H. S. (2003). A review of prescribed burning effectiveness in fire hazard reduction. *International Journal of Wildland Fire*, 12(2), 117–128. <https://doi.org/10.1071/WF02042>

Ferreira, B. H. dos S., Oliveira, M. da R., Arrua, B. A., Nacagava, V. A. F., Fernandes, R. A. M., Pereira, A. de M. M., Santos, A. de C., Costa, A., Rocha, M., Xavier, S., Ferraz, R. A., Pott, A., Junior, G. A. D., Ribeiro, D. B., & Garcia, L. C. (2024). Flooding and fire frequency promotes beta diversity in tree and non-tree species in tropical wetlands. *Forest Ecology and Management*, 569, 122175. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2024.122175>

Ferreira, P. M. A., Andrade, B. O., Podgaiski, L. R., Dias, A. C., Pillar, V. D., Overbeck, G. E., Mendonça, M. de S., & Boldrini, I. I. (2020). Long-term ecological research in southern Brazil grasslands: Effects of grazing exclusion and deferred grazing on plant and arthropod communities. *PLOS ONE*, 15(1), e0227706. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0227706>

Ferreira Rodrigues, M., Sena Barradas, A. C., & Fidelis, A. (2025). O que os planos de manejo integrado do fogo informam sobre a gestão do fogo no Cerrado? *Biodiversidade Brasileira*, 14(4), 43–55. <https://doi.org/10.37002/biodiversidadebrasileira.v14i4.2359>

Finlayson, C. M., Davies, G. T., Moomaw, W. R., Chmura, G. L., Natali, S. M., Perry, J. E., Roulet, N., & Sutton-Grier, A. E. (2019). The second warning to humanity – providing a context for wetland management and policy. *Wetlands*, 39(1), 1–5. <https://doi.org/10.1007/s13157-018-1064-z>

- Fontenele, H. G. V., & Miranda, H. S. (2024). Fire has contrasting effects on the survival, growth, and reproduction of Cerrado grasses with differing regenerative strategies. *Applied Vegetation Science*, 27(2). <https://doi.org/10.1111/avsc.12775>
- Ford, B., Val Martin, M., Zelasky, S. E., Fischer, E. V., Anenberg, S. C., Heald, C. L., & Pierce, J. R. (2018). Future fire impacts on smoke concentrations, visibility, and health in the contiguous United States. *GeoHealth*, 2, 229–247.
- Forrestel, E. J., Donoghue, M. J., & Smith, M. D. (2014). Convergent phylogenetic and functional responses to altered fire regimes in mesic savanna grasslands of North America and South Africa. *New Phytologist*, 203(3), 1000–1011. <https://doi.org/10.1111/nph.12846>
- Franke, Jonas et al. Fuel load mapping in the Brazilian Cerrado in support of integrated fire management. *Remote Sensing of Environment*, v. 217, p. 221–232, 1 nov. 2018.
- Freeman, J. E., Kobziar, L. N., Leone, E. H., & Williges, K. (2019). Drivers of plant functional group richness and beta diversity in fire-dependent pine savannas. *Diversity and Distributions*, 25(7), 1024–1044. <https://doi.org/10.1111/DDI.12926>
- Fu, H., Zhong, J., Yuan, G., Guo, C., Ding, H., Feng, Q., & Fu, Q. (2015). A functional-trait approach reveals community diversity and assembly processes responses to flood disturbance in a subtropical wetland. *Ecological Research*, 30(1), 57–66. <https://doi.org/10.1007/s11284-014-1207-5>
- Gaberščik, A., Krek, J. L., & Zelnik, I. (2018). Habitat diversity along a hydrological gradient in a complex wetland results in high plant species diversity. *Ecological Engineering*, 118, 84–92. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.04.017>
- Gallagher, R. V., Allen, S., Mackenzie, B. D. E., Yates, C. J., Gosper, C. R., Keith, D. A., Merow, C., White, M. D., Wenk, E., Maitner, B. S., He, K., Adams, V. M., & Auld, T. D. (2021). High fire frequency and the impact of the 2019–2020 megafires on Australian plant diversity. *Diversity and Distributions*, 27(7), 1166–1179. <https://doi.org/10.1111/ddi.13265>

- García-Llamas, P., Taboada, Á., Fernández-Guisuraga, J. M., Suárez-Seoane, S., Baeza, M. J., Reyes, O., & Calvo, L. (2024). Plant fire-adaptive traits mediate long-term fire recurrence impact on the potential supply capacity of ecosystem services and their resilience. *Journal of Environmental Management*, 365, 121662. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.121662>
- Garcia, L. C., Szabo, J. K., Roque Fabio de Oliveira and Pereira, A. de M. M., da Cunha, C. N., Damasceno-Junior, G. A., Morato, R. G., Tomas, W. M., Libonati, R., & Ribeiro, D. B. (2021). Record-breaking wildfires in the world's largest continuous tropical wetland: Integrative fire management is urgently needed for both biodiversity and humans. *Journal of Environmental Management*, 293. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112870>
- Gasper, R., Blohm, A., & Ruth, M. (2011). Social and economic impacts of climate change on the urban environment. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 3(3), 150–157.
- Goldammer, Johann. Thirty years international wildland fire conferences. *Biodiversidade Brasileira*, v. 11, n. 2, p. 6–52, 7 maio 2021.
- Gomes, L., Miranda, H. S., & Bustamante, M. M. da C. (2018). How can we advance the knowledge on the behavior and effects of fire in the Cerrado biome? In *Forest Ecology and Management* (Vol. 417, pp. 281–290). Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.02.032>
- Gonçalves, D. N., Junior, J. M., Carrilho, A. C., Acosta, P. R., Ramos, A. P. M., Gomes, F. D. G., ... & Libonati, R. (2023). Transformers for mapping burned areas in Brazilian Pantanal and Amazon with PlanetScope imagery. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*. 116: 103151.
- Goncalves, T. F., Correa, C. M. A., Audino, L. D., Vaz-de-Mello, F. Z., Fontoura, F. M., & Guedes, N. M. R. (2022). Quantifying the post-fire recovery of taxonomic and functional diversity of dung beetles in the Brazilian Pantanal. *Ecological Entomology*, 47(4), 601–612. <https://doi.org/10.1111/een.13144>
- Govender, Navashni et al. Lessons from a century of evidence-based fire management in grassy ecosystems. *African Journal of Range & Forage Science*, v. 39, n. 1, p. v–vii, 2 jan. 2022.

- Grau-Andrés, R., Moreira, B., & Pausas, J. G. (2024). Global plant responses to intensified fire regimes. *Global Ecology and Biogeography*, 33(8). <https://doi.org/10.1111/geb.13858>
- Greenler, S. M., Lake, F. K., Tripp, W., McCovey, K., Tripp, A., Hillman, L. G., Dunn, C. J., Prichard, S. J., Hessburg, P. F., Harling, W., & Bailey, J. D. (2024). Blending indigenous and western science: Quantifying cultural burning impacts in *Karuk* ancestral territory. *Ecological Applications*, 34(4). <https://doi.org/10.1002/eap.2973>
- Greenwood, L., Bliege Bird, R., McGuire, C., Jadai, N., Price, J., Skroblin, A., van Leeuwen, S., & Nimmo, D. (2024). Indigenous pyrodiversity promotes plant diversity. *Biological Conservation*, 291, 110479. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2024.110479>
- Griggs, G., & Reguero, B. G. (2021). Coastal adaptation to climate change and sea-level rise. *Water*, 13(16), 2151. <https://doi.org/10.3390/w13162151>
- HAMILTON, S. K., SIPPEL, S. J., & MELACK, J. M. (1996). Inundation patterns in the Pantanal wetland of South America determined from passive microwave remote sensing. *Archiv Für Hydrobiologie*, 137(1), 1–23.
- Hashim, J. H., & Hashim, Z. (2016). Climate change, extreme weather events, and human health implications in the Asia Pacific Region. *Asia Pacific Journal of Public Health*, 28(2_suppl), 8S–14S.
- Hedlund, J., Nohrstedt, D., Morrison, T., Moore, M. L., & Bodin, Ö. (2023). Challenges for environmental governance: policy issue interdependencies might not lead to collaboration. *Sustainability Science*. 18: 219-234.
- Heinl, M., Frost, P., Vanderpost, C., & Sliva, J. (2007). Fire activity on drylands and floodplains in the southern Okavango Delta, Botswana. *Journal of Arid Environments*, 68(1), 77–87. <https://doi.org/10.1016/J.JARIDENV.2005.10.023>
- Higa, L., Marcato Junior, J., Rodrigues, T., Zamboni, P., Silva, R., Almeida, L., Liesenberg, V., Roque, F., Libonati, R., Goncalves, W. N., & Silva, J. (2022). Active fire mapping on Brazilian Pantanal based on deep learning and CBERS 04A imagery. *Remote Sensing*, 14(3). <https://doi.org/10.3390/rs14030688>
- IBGE. (2023). Produção da Pecuária Municipal.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. (2019). Produção Da Pecuária Municipal (Vol. 47, pp. 0101–4234). Rio de Janeiro.

Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). Programa Queimadas do INPE. Available in: <http://terrabrasilis.dpi.inpe.br/queimadas/bdqueimadas/>. Access in: september 2023.

IPCC (2022). Climate Change 2022: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.

Irigaray, C. T. J. H., Nunes da Cunha, C., & Junk, W. J. (2020). Pantanal à margem da lei: panorama das ameaças e perspectivas para a conservação. Mupan.

Jenkins, B. (2023). Social Support Networks as An Adaptive Strategy in The Pantanal. Master dissertation. University College London.

Jones, G. M., & Tingley, M. W. (2022). Pyrodiversity and biodiversity: A history, synthesis, and outlook. *Diversity and Distributions*, 28(3), 386–403. <https://doi.org/10.1111/ddi.13280>

Jones, M. W., Abatzoglou, J. T., Veraverbeke, S., Andela, N., Lasslop, G., Forkel, M., et al. (2022). Global and regional trends and drivers of fire under climate change. *Reviews of Geophysics*, 60, e2020RG000726.

Junk, W., Bayley, P. B., & Sparks, R. E. (1989). The Flood Pulse Concept in River-Floodplain Systems. In D. Dodge (Ed.), *Proceedings of the International Large River Symposium* (pp. 110–127). <https://www.researchgate.net/publication/291143833>

Junk, W. J., & da Cunha, C. N. (2012). Pasture clearing from invasive woody plants in the Pantanal: a tool for sustainable management or environmental destruction? *WETLANDS ECOLOGY AND MANAGEMENT*, 20(2), 111–122. <https://doi.org/10.1007/s11273-011-9246-y>

Junk, W. J., Nunes da Cunha, C., da Silva, C., & Wantzen, K. M. (2011). The Pantanal: A large South American wetland and its position in limnological theory. In W. J. Junk, C. Nunes da Cunha, & K. M. Wantzen (Eds.), *The Pantanal: Ecology, biodiversity and sustainable management of a large neotropical seasonal wetland* (pp. 23–44). Pensoft.

Junk, W. J., & Nunes De Cunha, C. (2005). Pantanal: A large South American wetland at a crossroads. *Ecological Engineering*, 24(4 SPEC. ISS.), 391–401. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2004.11.012>

Junk, W. J., Piedade, M. T. F., Lourival, R., Wittmann, F., Kandus, P., Lacerda, L. D., Bozelli, R. L., Esteves, F. A., Nunes da Cunha, C., Maltchik, L., Schöngart, J., Schaeffer-Novelli, Y., & Agostinho, A. A. (2014). Brazilian wetlands: Their definition, delineation, and classification for research, sustainable management, and protection. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 24(1), 5–22. <https://doi.org/10.1002/aqc.2386>

Kalapodis, N., and G. Sakkas. 2024. Integrated Fire Management and Closer to Nature Forest Management at the Landscape Scale as a Holistic Approach to Foster Forest Resilience to Wildfires. *Open Research Europe* 4: 131. <https://doi.org/10.12688/openreseurope.17802.1>.

Keeley, J. E., & Fotheringham, C. J. (2000). Role of fire in regeneration from seed. In *Seeds: the ecology of regeneration in plant communities* (2nd ed., pp. 311–330). CABI Publishing. <https://doi.org/10.1079/9780851994321.0311>

Keeley, J. E., & Rundel, P. W. (2005). Fire and the Miocene expansion of C 4 grasslands. *Ecology Letters*, 8(7), 683–690. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00767.x>

Kelly, L. T., & Brotons, L. (2017). Using fire to promote biodiversity. *Science*, 355(6331), 1264–1265. <https://doi.org/10.1126/SCIENCE.AAM7672>

Kelly, L. T., Haslem, A., Holland, G. J., Leonard, S. W. J., Machunter, J., Bassett, M., Bennett, A. F., Bruce, M. J., Chia, E. K., Christie, F. J., Clarke, M. F., Di Stefano, J., Loyn, R., Mccarthy, M. A., Pung, A., Robinson, N., Sitters, H., Swan, M., York, A., ... York, A. (2017). Fire regimes and environmental gradients shape vertebrate and plant distributions in temperate eucalypt forests. *Ecosphere*, 8(4), e01781. <https://doi.org/10.1002/ECS2.1781>

Kottek, M., Grieser, J., Beck, C., Rudolf, B., & Rubel, F. (2006). World Map of the Köppen-Geiger climate classification updated. *Meteorologische Zeitschrift*, 15(3), 259–263. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2006/0130>

Kutner, M. H., Nachtsheim, C. J., & Neter, J. (2004). *Applied Linear Regression Models*. McGraw-Hill/Irwin.

Laris, P., Koné, M., Dadashi, S., & Dembele, F. (2017). The early/late fire dichotomy: Time for a reassessment of Aubréville's savanna fire experiments. *Progress in Physical Geography*, 41(1), 68–94. <https://doi.org/10.1177/0309133316665570>

Lavorel, S., Grigulis, K., McIntyre, S., Williams, N. S. G., Garden, D., Dorrough, J., Berman, S., Quétier, F., Thébault, A., & Bonis, A. (2008). Assessing functional diversity in the field – methodology matters! *Functional Ecology*, 22(1), 134–147. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2007.01339.x>

Leal, P. V., Pupin, R. C., Lima, S. C., Melo, G. K. A., Araújo, M. A., Gomes, D. C., Barros, C. S. L., & Lemos, R. A. A. (2017). Ingestion of the pods of *Enterolobium contortisiliquum* causes hepatogenous photosensitization in cattle. *Toxicon*, 131, 6–10. <https://doi.org/10.1016/j.toxicon.2017.03.009>

Le Pennec E, Slowikowski K (2024). `_ggwordcloud`: A Word Cloud Geom for 'ggplot2'. R package version 0.6.2, <<https://CRAN.R-project.org/package=ggwordcloud>>.

Libonati, R., DaCamara, C. C., Peres, L. F., de Carvalho, L. A., & Garcia, L. C. (2020). Rescue Brazil's burning Pantanal wetlands. *Nature*, 588(7837), 217–219. <https://doi.org/10.1038/d41586-020-03464-1>

Libonati, R., DaCamara, C. C., Peres, L. F., de Carvalho, L. A., & Garcia, L. C. (2020). Rescue Brazil's burning Pantanal wetlands. *NATURE*, 588(7837), 217–219. <https://doi.org/10.1038/d41586-020-03464-1>

Libonati, R., F. Lemos, J. Rodrigues, et al., 2024. “NOTA TÉCNICA 03/2024: avaliação da situação atual do fogo no Pantanal - Outubro 2024.” <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.16090.56009>.

Libonati, R., Geirinhas, J. L., Silva, P. S., Russo, A., Rodrigues, J. A., Belém, L. B. C., Nogueira, J., Roque, F. O., DaCamara, C. C., Nunes, A. M. B., Marengo, J. A., & Trigo, R. M. (2022). Assessing the role of compound drought and heatwave events on unprecedented 2020 wildfires in the Pantanal. *Environmental Research Letters*, 17(1), 015005. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ac462e>

Linley, G. D., Jolly, C. J., Doherty, T. S., Geary, W. L., Armenteras, D., Belcher, C. M., Bliege Bird, R., Duane, A., Fletcher, M., Giorgis, M. A., Haslem, A., Jones, G. M., Kelly, L. T., Lee, C. K. F., Nolan, R. H., Parr, C. L., Pausas, J. G., Price, J. N., Regos, A., ... Nimmo, D. G. (2022). What do you mean, ‘megafire’? *Global Ecology and Biogeography*, 31(10), 1906–1922. <https://doi.org/10.1111/geb.13499>

Liu, Y., & Ding, A. (2024). Contrasting trends of carbon emission from savanna and boreal forest fires during 1999–2022. *Meteorological Applications*, 31(1), e2177.

Lorenz, C., Libonati, R., Belém, L. B. C., Oliveira, A., Chiaravalloti, R. M., Nunes, A. V., Batista, E. K. L., Fernandes, G. W., Chiaravalloti-Neto, F., Damasceno-Junior, G. A., Berlinck, C. N., & Roque, F. O. (2023). Wildfire and smoke association with COVID-19 cases in the Pantanal wetland, Brazil. *Public Health*, 225, 311–319. <https://doi.org/10.1016/j.puhe.2023.10.032>

Loudermilk, E. L., O’Brien, J. J., Goodrick, S. L., Linn, R. R., Skowronski, N. S., & Hiers, J. K. (2022). Vegetation’s influence on fire behavior goes beyond just being fuel. *Fire Ecology*, 18(1). <https://doi.org/10.1186/s42408-022-00132-9>

Lou, Y., Pan, Y., Gao, C., Jiang, M., Lu, X., & Xu, Y. J. (2016). Response of plant height, species richness and aboveground biomass to flooding gradient along vegetation zones in floodplain wetlands, northeast China. *PLOS ONE*, 11(4), e0153972. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0153972>

Lynas, M., Houlton, B. Z., & Perry, S. (2021). Greater than 99% consensus on human caused climate change in the peer-reviewed scientific literature. *Environmental Research Letters*, 16(11), 114005. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ac2966>

Maestre, F. T., Le Bagousse-Pinguet, Y., Delgado-Baquerizo, M., Eldridge, D. J., Saiz, H., Berdugo, M., Gozalo, B., Ochoa, V., Guirado, E., García-Gómez, M., Valencia, E., Gaitán, J. J., Asensio, S., Mendoza, B. J., Plaza, C., Díaz-Martínez, P., Rey, A., Hu, H.-W., He, J.-Z., ... Gross, N. (2022). Grazing and ecosystem service delivery in global drylands. *Science*, 378(6622), 915–920. <https://doi.org/10.1126/science.abq4062>

- Magurran, A. E., Baillie, S. R., Buckland, S. T., Dick, J. McP., Elston, D. A., Scott, E. M., Smith, R. I., Somerfield, P. J., & Watt, A. D. (2010). Long-term datasets in biodiversity research and monitoring: Assessing change in ecological communities through time. *Trends in Ecology & Evolution*, 25(10), 574–582. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2010.06.016>
- Makumbe, P., Chikorowondo, G., Dzamara, P. C., Ndaimani, H., & Gandiwa, E. (2020). Effects of Fire Frequency on Woody Plant Composition and Functional Traits in a Wet Savanna Ecosystem. *International Journal of Ecology*, 2020, 1–11. <https://doi.org/10.1155/2020/1672306>
- Manrique-Pineda, D. A., de Souza, E. B., Paranhos Filho, A. C., Encina, C. C. C., & Damasceno-Junior, G. A. (2021). Fire, flood and monodominance of *Tabebuia aurea* in Pantanal. *FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT*, 479. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118599>
- MapBiomas Brasil. Fire Project. Available in: <https://brasil.mapbiomas.org/metodo-mapbiomas-fogo/>. Access in: May 2025.
- Marchand, P., & Ratinaud, P. (2012). L'analyse de similitude appliquée aux corpus textuels: les primaires socialistes pour l'élection présidentielle française. In *Actes des 11eme Journées internationales d'Analyse statistique des Données Textuelles. JADT 2012* (pp. 687-699). Liège, Belgique. Retrieved April 13, 2013, from <http://lexicometrica.univ-paris3.fr/jadt/jadt2012/Communications/Marchand,%20Pascal%20et%20al.%20-%20L%27analyse%20de%20similitude%20appliquee%20aux%20corpus%20textuels.pdf>
- Marengo, J. A., Cunha, A. P., Cuartas, L. A., Leal, K. D. R., Broedel, E., Seluchi, M. E., Michelin, C. M., Baiao, C. F. P., Angulo, E. C., Almeida, E. K., Kazmierczak, M. L., Mateus, N. P. A., Silva, R. C., & Bender, F. (2022). Extreme Drought in the Brazilian Pantanal in 2019-2020: Characterization, Causes, and Impacts (vol 3, 639204, 2021). *Frontiers in water*, 4. <https://doi.org/10.3389/frwa.2022.942068>

Marengo, J., Alves, L., & Torres, R. (2016). Regional climate change scenarios in the Brazilian Pantanal watershed. *Climate Research*, 68(2–3), 201–213. <https://doi.org/10.3354/cr01324>

Mariani, M., Connor, S. E., Theuerkauf, M., Herbert, A., Kuneš, P., Bowman, D., Fletcher, M., Head, L., Kershaw, A. P., Haberle, S. G., Stevenson, J., Adeleye, M., Cadd, H., Hopf, F., & Briles, C. (2022). Disruption of cultural burning promotes shrub encroachment and unprecedented wildfires. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 20(5), 292–300. <https://doi.org/10.1002/fee.2395>

Martins, P. I., L. B. C. Belém, J. K. Szabo, R. Libonati, and L. C. Garcia. (2022). Prioritising areas for wildfire prevention and post-fire restoration in the Brazilian Pantanal. *Ecological Engineering*. 176: 106517.

Marx, W., Haunschild, R., & Bornmann, L. (2021). Heat waves: A hot topic in climate change research. *Theoretical and Applied Climatology*, 146(1-2). <https://doi.org/10.1007/s00704-021-03758-y>

MATO GROSSO DO SUL, ESTADO. Decreto nº 15.654, de 15 de abril de 2021. Institui o Plano Estadual de Manejo Integrado do Fogo, e dá outras providências. *Diário Oficial do Estado de Mato Grosso do Sul*, n.10.477, de 19 de abril de 2021, p.2-13, 2021.

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., & Watts, A. C. (2020). Fire as a fundamental ecological process: Research advances and frontiers. *Journal of Ecology*, 108(5), 2047–2069. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13403>

MCKEMEY, M.; ENS, E.; RANGERS, Y. M.; COSTELLO, O.; REID, N. Indigenous Knowledge and Seasonal Calendar Inform Adaptive Savanna Burning in Northern Australia. *Sustainability*, [s. l.], v. 12, n. 3, p. 995, 2020.

Menezes, L. S., de Oliveira, A. M., Santos Filipe, L. M., Russo, A., de Souza, R. A. F., Roque, F. O., & Libonati, R. (2022). Lightning patterns in the Pantanal: Untangling natural and anthropogenic-induced wildfires. *Science of the Total Environment*, 820. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153021>

- Meza, M. C., Espelta, J. M., González, T. M., & Armenteras, D. (2023). Fire reduces taxonomic and functional diversity in Neotropical moist seasonally flooded forests. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 21(2), 101–111. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2023.04.003>
- Miranda, C. de S., Paranho Filho, A. C., & Pott, A. (2018). Changes in vegetation cover of the Pantanal wetland detected by Vegetation Index: a strategy for conservation. *Biota Neotropica*, 18(1). <https://doi.org/10.1590/1676-0611-bn-2016-0297>
- Mistry, J., Berardi, A., Andrade, V., Krahô, T., Krahô, P., & Leonardos, O. (2005). Indigenous Fire Management in the cerrado of Brazil: The Case of the Krahô of Tocantins. *Human Ecology*, 33(3), 365–386. <https://doi.org/10.1007/s10745-005-4143-8>
- Mistry, J., Bilbao, B. A., & Berardi, A. (2016). Community owned solutions for fire management in tropical ecosystems: case studies from Indigenous communities of South America. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 371(1696), 20150174. <https://doi.org/10.1098/rstb.2015.0174>
- Moore, P. F. (2019). Global wildland fire management research needs. *Current Forestry Reports*, 5(4), 210–225. <https://doi.org/10.1007/s40725-019-00099-y>
- Moura, L. C., Scariot, A. O., Schmidt, I. B., Beatty, R., & Russell-Smith, J. (2019). The legacy of colonial fire management policies on traditional livelihoods and ecological sustainability in savannas: Impacts, consequences, new directions. *Journal of Environmental Management*, 232, 600–606. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.11.057>
- Myers, K. F., Doran, P. T., Cook, J., Kotcher, J. E., & Myers, T. A. (2021). Consensus revisited: Quantifying scientific agreement on climate change and climate expertise among Earth scientists 10 years later. *Environmental Research Letters*, 16(10), 104030. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ac2774>
- Myers, R. L. (2006). Living with Fire-Sustaining Ecosystems & Livelihoods Through Integrated Fire Management Global Fire Initiative June 2006. <http://nature.org/fire>

- Naderifar, M., Goli, H., & Ghaljaie, F. (2017). Snowball sampling: a purposeful method of sampling in qualitative research. *Strides in development of medical education*, 14(3). <https://doi.org/10.5812/sdme.67670>
- Nascimento, S. C. do, Melo, M. M. M., & Paz, A. R. da. (2023). River-floodplain interaction and flood wave routing along rivers flowing through Pantanal wetlands. *Journal of South American Earth Sciences*, 125, 104296. <https://doi.org/10.1016/j.jsames.2023.104296>
- Nimmo, D. G., Andersen, A. N., Archibald, S., Boer, M. M., Brotons, L., Parr, C. L., & Tingley, M. W. (2022). Fire ecology for the 21st century: Conserving biodiversity in the age of megafire. *Diversity and Distributions*, 28(3), 350–356. <https://doi.org/10.1111/ddi.13482>
- Nunes da Cunha, C., & Junk, W. J. (2004). Year-to-year changes in water level drive the invasion of *Vochysia divergens* in Pantanal grasslands. *Applied Vegetation Science*, 7(1), 103–110. <https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2004.tb00600.x>
- O'Brien, K. (2015). Political agency: The key to tackling climate change. *Science*. 350:1170-1171.
- Oliveira, G., G. Mataveli, S. C. Stark, et al. 2023. “Increasing Wildfires Threaten Progress on Halting Deforestation in Brazilian Amazonia.” *Nature Ecology & Evolution* 7, no. 12: 1945–1946.
- Oliveira, M. da R., Pereira, A. de M. M., Bao, F., Ferreira, B. H. dos S., Fernando, A. E., Roque, F. de O., Pott, A., Damasceno-Junior, G. A., & Neves, D. R. M. (2025). Designing Burn Windows for Integrated Fire Management in Wetlands: Why Should Flooding Not Be Overlooked? *Wetlands*, 45(4), 35. <https://doi.org/10.1007/s13157-025-01919-7>
- Oliveira, M. da R., Szabo, J. K., Junior Antonio dos S. and Guedes, N. M. R., Tomas, W. M., Camilo Andre R. and Padovane, C. R., Peterson, A. T., & Garcia, L. C. (2021). Lack of protected areas and future habitat loss threaten the Hyacinth (Macaw *Anodorhynchus hyacinthinus*) and its main food and nesting resources. *IBIS*, 163(4), 1217–1234. <https://doi.org/10.1111/ibi.12982>

- Oliveira, M. R., Ferreira, B. H. S., Souza, E. B., Lopes, A. A., Bolzan, F. P., Roque, F. O., Pott, A., Pereira, A. M. M., Garcia, L. C., Damasceno Jr, G. A., Costa, A., Rocha, M., Xavier, S., Ferraz, R. A., & Ribeiro, D. B. (2022). Indigenous brigades change the spatial patterns of wildfires, and the influence of climate on fire regimes. *Journal of Applied Ecology*, 59(5), 1279–1290. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14139>
- Oliveira, M. T. de, Damasceno-Junior, G. A., Pott, A., Paranhos Filho, A. C., Suarez, Y. R., & Parolin, P. (2014). Regeneration of riparian forests of the Brazilian Pantanal under flood and fire influence. *Forest Ecology and Management*, 331, 256–263. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.08.011>
- Ondei Stefania, Prior Lynda, D., McGregor Hugh, W., Reid Angela, M., Johnson Chris, N., Tom, V., Catherine, G., Desmond, W., & Bowman David, M. J. S. (2021). Small mammal diversity is higher in infrequently compared with frequently burnt rainforest–savanna mosaics in the north Kimberley, Australia. *Wildlife Research*, 48, 218–229.
- Oyun, M., & Isah, A. (2009). Prescribed burning and its effect on plant biomass and species diversity in savanna ecosystem, Sokoto, Nigeria. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 3(4). <https://doi.org/10.4314/ijbcs.v3i4.47186>
- Pahl-Wostl C., Odume, O. N., Geeske, S., Scholz, Villiers, A., & Amankwaa, E.F. (2023) The role of crises in transformative change towards sustainability. *Ecosystems and People*. 19:1- 2188087.
- Paradis, E., Claude, J., & Strimmer, K. (2004). APE: Analyses of Phylogenetics and Evolution in R language. *Bioinformatics*, 20(2), 289–290. <https://doi.org/10.1093/bioinformatics/btg412>
- Parr, C. L., & Andersen, A. N. (2006). Patch Mosaic Burning for Biodiversity Conservation: a Critique of the Pyrodiversity Paradigm. *Conservation Biology*, 20(6), 1610–1619. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00492.x>
- Patterson, J., K. Schulz, J. Vervoort, S. van der Hel, O. Widerberg, C. Adler, M. Hurlbert, K. Anderton, M. Sethi, & A. Barau. (2017). Exploring the governance and politics of transformations towards sustainability. *Environmental Innovation*

and Societal Transitions. *Environmental Innovation and Societal Transitions*. 24: 1-16.

Pausas, J. G., & Ribeiro, E. (2017). Fire and plant diversity at the global scale. *Global Ecology and Biogeography*, 26(8), 889–897. <https://doi.org/10.1111/geb.12596>

Peixoto, J. L. dos S., & Garcia da Silva, M. A. (2017). Arqueofauna do Aterro Limoeiro, Pantanal, Brasil. *Revista de Arqueologia*, 30(1), 03–27. <https://doi.org/10.24885/sab.v30i1.500>

Pekin, B. K., Wittkuhn, R. S., Boer, M. M., Macfarlane, C., & Grierson, P. F. (2011). Plant functional traits along environmental gradients in seasonally dry and fire-prone ecosystem. *Journal of Vegetation Science*, 22(6), 1009–1020. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2011.01323.x>

Pereira, A. de M. M., Oliveira, M. da R., Bao, F., Souza, E. B. de, Pott, A., Escobar, A. C. de S., Carvalho, S. S. de, & Damasceno-Júnior, G. A. (2024). Changes, trends, and gaps in research dynamics after the megafires in the Pantanal. *Environment, Development and Sustainability*. <https://doi.org/10.1007/s10668-024-05081-8>

Pereira, A. de M. M., Ribeiro, D. B., Steil, L., Oliveira, M. da R., Bao, F., Ferreira, B. H. dos S., Damasceno-Júnior, G. A., & Roque, F. de O. (2025). Uncovering Positive Developments Amid the Wave of Negative News About Megafires in Brazil. *Integrative Conservation*, 4(2), 113–115. <https://doi.org/10.1002/inc3.70010>

Pereira, A.R.; Torres, F.T.P.; Berlinck, C.B. (2025) Ecological implications of the direct effects of fire on Neotropical vertebrates. *Science of the Total Environment*, v.979, p.179437. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2025.179437

Pia Parolin, Florian Wittmann, & Leandro V. Ferreira. (2013). Fruit and seed dispersal in Amazonian floodplain trees. *Ecotropica*, 19, 15–32.

Pinto, M. M., Libonati, R., Trigo, R. M., Trigo, I. F., & DaCamara, C. C. (2020). A deep learning approach for mapping and dating burned areas using temporal sequences of satellite images. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 160, 260–274. <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2019.12.014>

- Pivello, V. R. (2011). The use of fire in the Cerrado and Amazonian rainforests of Brazil: Past and present. *Fire Ecology*, 7(1), 24–39. <https://doi.org/10.4996/fireecology.0701024>
- Pivello, V. R. (2017). Fire Management for Biological Conservation in the Brazilian Cerrado. In *Savannas and Dry Forests* (pp. 129–154). Routledge. <https://doi.org/10.4324/9781315243788-6>
- Pivello, V. R., Vieira, I., Christianini, A. V., Ribeiro, D. B., da Silva Menezes, L., Berlinck, C. N., Melo, F. P. L., Marengo, J. A., Tornquist, C. G., Tomas, W. M., & Overbeck, G. E. (2021). Understanding Brazil's catastrophic fires: Causes, consequences and policy needed to prevent future tragedies. In *Perspectives in Ecology and Conservation* (Vol. 19, Issue 3, pp. 233–255). Associacao Brasileira de Ciencia Ecologica e Conservacao. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2021.06.005>
- Podani, J. (1999). Extending Gower's general coefficient of similarity to ordinal characters. *TAXON*, 48(2), 331–340. <https://doi.org/10.2307/1224438>
- Pott A, & Pott V J. (1994). *Plantas do Pantanal* (Pott A & Pott V J, Eds.). ; Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, Centro de Pesquisa Agropecuária do Pantanal.
- Pott, V. J., & Pott, A. (2000). *Plantas aquáticas do Pantanal* (1st ed.). Embrapa.
- Power, M. J., Whitney, B. S., Mayle, F. E., Neves, D. M., de Boer, E. J., & Maclean, K. S. (2016). Fire, climate and vegetation linkages in the Bolivian chiquitano seasonally dry tropical forest. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 371(1696). <https://doi.org/10.1098/rstb.2015.0165>
- Price, J. N., Sitters, J., Ohlert, T., Tognetti, P. M., Brown, C. S., Seabloom, E. W., Borer, E. T., Prober, S. M., Bakker, E. S., MacDougall, A. S., Yahdjian, L., Gruner, D. S., Olde Venterink, H., Barrio, I. C., Graff, P., Bagchi, S., Arnillas, C. A., Bakker, J. D., Blumenthal, D. M., ... Wardle, G. M. (2022). Evolutionary history of grazing and resources determine herbivore exclusion effects on plant diversity. *Nature Ecology & Evolution*, 6(9), 1290–1298. <https://doi.org/10.1038/s41559-022-01809-9>

Pyne, S. J. (2020a). From Pleistocene to Pyrocene: Fire Replaces Ice. *Earth's Future*, 8(11). <https://doi.org/10.1029/2020EF001722>

Pyne, S. J. (2020b). *Fire: A Brief History*, Second Edition, Australian Edition. NewSouth Publishing.

Raish, C., González-Cabán, A., & Condie, C. J. (2005). The importance of traditional fire use and management practices for contemporary land managers in the American Southwest. *Environmental Hazards*, 6(2), 115–122. <https://doi.org/10.1016/j.hazards.2005.10.004>

Rao, A. S., Chhawri, R., Chauhan, A., Yadav, S. S., Meena, K. C., & Bansal, P. (2024). Plant functional traits: a key framework for understanding and managing ecosystem responses to global environmental challenges. In *Plant Functional Traits for Improving Productivity* (pp. 287–299). Springer Nature Singapore. https://doi.org/10.1007/978-981-97-1510-7_15

Ratinaud, Pierre. IRAMUTEQ: Interface de R pour les Analyses Multidimensionnelles de Textes et de Questionnaires. 2009. Disponible em: <http://www.iramuteq.org/>.

R Core Team (2023). *_R: A Language and Environment for Statistical Computing_*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>

Reinert, M. (1990). ALCESTE, une méthodologie d'analyse des données textuelles et une application: Aurélia de G. de Nerval. *Bulletin de Méthodologie Sociologique*, (28), 24-54.

Ribeiro, D. B., & Pereira, A.M.M. (2023). Solving the problem of wildfires in the Pantanal Wetlands. *Perspectives in Ecology and Conservation*. 21: 271-273.

Ribeiro, J. C. T., Nunes-Freitas, A. F., Fidalgo, E. C. C., & Uzêda, M. C. (2019a). Forest fragmentation and impacts of intensive agriculture: Responses from different tree functional groups. *Plos One*, 14(8), e0212725. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0212725>

Ribeiro, L. M., Viegas, D. X., Almeida, M., McGee, T. K., Pereira, M. G., Parente, J., Xanthopoulos, G., Leone, V., Delogu, G. M., & Hardin, H. (2019b). Extreme wildfires and disasters around the world: Lessons to be learned. In *Extreme*

wildfire events and disasters: Root Causes and New Management Strategies.
<https://doi.org/10.1016/B978-0-12-815721-3.00002-3>

Richter, C., Rejmánek, M., Miller, J. E. D., Welch, K. R., Weeks, J., & Safford, H. (2019). The species diversity $\times$ fire severity relationship is hump-shaped in semiarid yellow pine and mixed conifer forests. *Ecosphere*, 10(10).
<https://doi.org/10.1002/ecs2.2882>

Ripley, B., Visser, V., Christin, P.-A., Archibald, S., Martin, T., & Osborne, C. (2015). Fire ecology of C 3 and C 4 grasses depends on evolutionary history and frequency of burning but not photosynthetic type. *Ecology*, 96(10), 2679–2691.
<https://doi.org/10.1890/14-1495.1>

Rivaben, R. C., Pott, A., Bueno, M. L., Parolin, P., Cordova, M. O., Oldeland, J., da Silva, R. H., & Damasceno-Junior, G. A. (2021). Do fire and flood interact to determine forest islet structure and diversity in a Neotropical wetland? *FLORA*, 281. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2021.151874>

SÁNCHEZ RIAÑO, F.; ISABEL MORA, A. Epistemologías del fuego, una propuesta a partir del pensamiento Ancestral. *Misión Jurídica*, [s. l.], v. 12, n. 16, p. 281–308, 2019.

Sage, R. F. (2004). The evolution of C 4 photosynthesis. *New Phytologist*, 161(2), 341–370. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2004.00974.x>

Santos, C., Teixeira, R., Raizer, J., & Fischer, E. (2021). Post-fire phyllostomid assemblages in forest patches of the Pantanal wetland. *Mammalia*, 85(2), 155–158. <https://doi.org/10.1515/mammalia-2020-0037>

Santos, F. L. M., Nogueira, J., de Souza, R. A. F., Falleiro, R. M., Schmidt, I. B., & Libonati, R. (2021). Prescribed burning reduces large, high-intensity wildfires and emissions in the Brazilian savanna. *Fire*, 4(3).
<https://doi.org/10.3390/fire4030056>

Santos, S. A., Luis, E., Balbina, C., Soriano, M. A., Pott, A., De Matos, A., & Pereira, M. (2020). Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária Embrapa Pantanal Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento Guia para uso do fogo no manejo de pastagem em nível de fazenda no Pantanal.
<https://www.embrapa.br/pantanal>

Santos, S. A., Pott, A., Cardoso, E. L., Salis, S. M., Valls, J. F. M., & Garcia, J. B. (2020). Guia para identificação das pastagens nativas do Pantanal (1st ed.). Embrapa.

Scherer-Neto, P., Robaldo Guedes, N. M., & Barbosa Toledo, M. C. (2019). Long-term monitoring of a hyacinth macaw *Anodorhynchus hyacinthinus* (Psittacidae) roost in the Pantanal, Brazil. *Endangered Species Research*, 39, 25–34. <https://doi.org/10.3354/esr00954>

Schmidt, I. B., Fidelis, A., Miranda, H. S., & Ticktin, T. (2017). How do the wets burn? Fire behavior and intensity in wet grasslands in the Brazilian savanna. *Revista Brasileira de Botanica*, 40(1), 167–175. <https://doi.org/10.1007/s40415-016-0330-7>

Schmidt, I. B., Moura, L. C., Ferreira, M. C., Eloy, L., Sampaio, A. B., Dias, P. A., & Berlinck, C. N. (2018). Fire management in the Brazilian savanna: First steps and the way forward. *Journal of Applied Ecology*, 55(5), 2094–2101. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13118>

Scur, M. C., Centurião, D., Berlinck, C. N., Batista, E. K. L., Libonati, R., Rodrigues, J., ... & Roque, F. O. (2023) Economic Losses and Cross Border Effects Caused by Pantanal Catastrophic Wildfires. Available at SSRN 4601097.

Semadesc (2025) Resolução Conjunta N. 004, de 31 de Julho de 2025. Diário Oficial Eletrônico n. 11.904 de 1 de agosto de 2025, p. 23-24. Available in: <https://www.semadesc.ms.gov.br/wp-content/uploads/2025/08/Resolucao-Semadesc-Imasul-Queima-Controlada.pdf>

Semenza, J. C., & Menne, B. (2009). Climate change and infectious diseases in Europe. *The Lancet Infectious Diseases*, 9(6), 365–375.

Sena Barradas, A. C., Assis Borges, M., Menezes Costa, M., & Torres Ribeiro, K. (2020). Paradigmas da gestão do fogo em áreas protegidas no mundo e o caso da estação ecológica Serra Geral do Tocantins. *Biodiversidade Brasileira*, 10(2), 71–86. <https://doi.org/10.37002/biobrasil.v10i2.1474>

Seneviratne, S.I., Nicholls, D. Easterling, C.M. Goodess, S. Kanae, J. Kossin, Y. Luo, J. Marengo, K. McInnes, M. Rahimi, M. Reichstein, A. Sorteberg, C. Vera, & X. Zhang. (2012). Changes in climate extremes and their impacts on the natural

physical environment. In: *Managing the Risks of Extreme Events and Disasters to Advance Climate Change Adaptation* [Field, C.B., V. Barros, T.F. Stocker, D. Qin, D.J. Dokken, K.L. Ebi, M.D. Mastrandrea, K.J. Mach, G.-K. Plattner, S.K. Allen, M. Tignor, and P.M. Midgley (eds.)]. A Special Report of Working Groups I and II of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). Cambridge University Press, Cambridge, UK, and New York, NY, USA, pp. 109-230.

Sherbinin, A., Schiller, A., & Pulsipher, A. (2007). The vulnerability of global cities to climate hazards. *Environment and Urbanization*, 19(1), 39–64. <https://doi.org/10.1177/0956247807076725>

SILVA, J. dos S. V. da, & ABDON, M. de M. (1998). Delimitação do Pantanal brasileiro e suas sub-regiões. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 33(Número especial), 1703–1711.

Silva, P. S., Geirinhas, J. L., Lapere, R., Laura, W., Cassain, D., Alegria, A., & Campbell, J. (2022). Heatwaves and fire in Pantanal: Historical and future perspectives from CORDEX-CORE. *Journal of environmental management*. 323: 116193.

Silva, P. S., Geirinhas, J. L., Lapere, R., Laura, W., Cassain, D., Alegria, A., & Campbell, J. (2022). Heatwaves and fire in Pantanal: Historical and future perspectives from CORDEX-CORE. *JOURNAL OF ENVIRONMENTAL MANAGEMENT*, 323. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116193>

Simioni, F., Campos, V. A., Dorado-Rodrigues, T. F., Penha, J., & Struessmann, C. (2014). Crab burrows and termite thermal chimneys as refuges for anurans in a Neotropical wetland. *Salamandra*, 50(3), 133–138.

Singh, A. (2023). Policy implementation and best practices in disaster management. In: Singh, A. (eds) *International Handbook of Disaster Research*. Springer, Singapore.

Smith, C., Ainscough, J., Alare, R., Croker, A., De Freitas, K., Millington, J., Mistry, J., Perkins, O., Schreckenber, K., Seijo, F., Thompson, H., Valette, M., & Yadav, K. (2024). How policy interventions influence burning to meet cultural and small-scale livelihood objectives. *Ecology and Society*, 29(1), art35. <https://doi.org/10.5751/ES-14850-290135>

- Sonnier, G., Boughton, E. H., & Whittington, R. (2023). Long-term response of wetland plant communities to management intensity, grazing abandonment, and prescribed fire. *Ecological Applications*, 33(1). <https://doi.org/10.1002/eap.2732>
- Sousa, H. C., Soares, A. H. B., Costa, B. M., Pantoja, D. L., Caetano, G. H., Queiroz, T. A., & Colli, G. R. (2015). Fire regimes and the demography of the lizard *Micrablepharus atticolus* (Squamata, Gymnophthalmidae) in a biodiversity hotspot. *S Am J Herpetol*, 10, 143–156.
- SOUZA, V. P. I.; BORTOLOTO, I. M.; SOUZA, E. B. De; PARANHOS-FILHO, A. C.; ENCINA, C. C. C.; CARVALHO, S. S. De; OLIVEIRA, M. da R.; DAMASCENO-JUNIOR, G. A. Ecology of *Byrsonima cydoniifolia* A. Juss. (Malpighiaceae) monodominant stands under the influence of flood, fire, and cattle. *Trees, Forests and People*, [s. l.], v. 22, p. 101036, 2025.
- Steers, R. J., & Allen, E. B. (2011). Native Annual Plant Response to Fire: an Examination of Invaded, 3 to 29 Year Old Burned Creosote Bush Scrub from the Western Colorado Desert. *Natural Resources and Environmental Issues*, 17(20).
- Stephenson, C.; Handmer, J.; Betts, R. Estimating the economic, social and environmental impacts of wildfires in Australia (2013). *Environ Hazards*, v.12, i.2, p.93–111. DOI: 10.1080/17477891.2012.703490
- Teixeira, J., Souza, L., Le Stradic, S., & Fidelis, A. (2022). Fire promotes functional plant diversity and modifies soil carbon dynamics in tropical savanna. *Science of the Total Environment*, 812. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152317>
- The Global Risks Report. (2023). World Economic Forum 2023. Available in: <https://www.weforum.org/reports/global-risks-report-2023>. Access in October 2023.
- Thielen, D., Schuchmann, K.-L., Ramoni-Perazzi, P., Marquez, M., Rojas, W., Quintero, J. I., & Marques, M. I. (2020). Quo vadis Pantanal? Expected precipitation extremes and drought dynamics from changing sea surface temperature. *PLOS ONE*, 15(1), e0227437. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0227437>

Tomas, W. M., Baggio, R., Berlinck, C. N., Camilo, A. R., Cunha, C. N. da, Damasceno-Junior, G., Durigan, G., Dutra-Silva, R., Fidélis, A., Garcia, L. C., Herrera, H. M., Libonati, R., Marengo, J. A., Oliveira, M. da R., Overbeck, G. E., Pereira, A. de M. M., Pillar, V. D. P., Pivello, V. R., Ribeiro, D. B., ... Walter, B. M. T. (2024). Desafios na conservação e no manejo de áreas de reserva legal em ecossistemas campestres e savânicos brasileiros frente às mudanças climáticas globais. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 59. <https://doi.org/10.1590/s1678-3921.pab2024.v59.03491p>

Tomas, W. M., Berlinck, C. N., Chiaravalloti, R. M., Faggioni, G. P., Strussmann Christine and Libonati, R., Abrahao, C. R., Alvarenga, G. do V., de Faria Bacellar, A. E., de Queiroz Batista, F. R., Bornato, T. S., Camilo, A. R., Castedo, J., Espinoza Fernando, A. M., de Freitas, G. O., Garcia, C. M., Goncalves, H. S., de Freitas Guilherme, M. B., Guedes Layme, V. M., Gomes Lustosa, A. P., ... Morato, R. (2021). Distance sampling surveys reveal 17 million vertebrates directly killed by the 2020's wildfires in the Pantanal, Brazil. *SCIENTIFIC REPORTS*, 11(1). <https://doi.org/10.1038/s41598-021-02844-5>

Tomas, W. M., de Oliveira Roque, F., Morato, R. G., Medici, P. E., Chiaravalloti, R. M., Tortato, F. R., Penha, J. M. F., Izzo, T. J., Garcia, L. C., Lourival, R. F. F., Girard, P., Albuquerque, N. R., Almeida-Gomes, M., Andrade, M. H., da Araujo, S., Araujo, F. A. S., Arruda, A. C., de Assunção, E. C., Battirola, V. A., & Junk, L. D. (2019). W. J. Sustainability Agenda for the Pantanal Wetland: Perspectives on a Collaborative Interface for Science, Policy, and Decision-Making. In *Tropical Conservation Science*, 12, SAGE Publications Inc. <https://doi.org/10.1177/1940082919872634>

Tomas, W. M., Mourão, G., Campos, Z., Salis, S., & Santos, S. A. (2009). *Intervenções Humanas na Paisagem e nos Habitats do Pantanal*. www.cpap.embrapa.br

Tortato, F. R., Hoogesteijn, R., Devlin, A. L., Quigley, H. B., Bolzan, F., Izzo, T. J., Ferraz, K. M. P. M. B., & Peres, C. A. (2021). Reconciling biome-wide conservation of an apex carnivore with land-use economics in the increasingly threatened Pantanal wetlands. *Scientific Reports*, 11(1). <https://doi.org/10.1038/s41598-021-02142-0>

UNEP. (2022). Spreading like Wildfire – The Rising Threat of Extraordinary Landscape Fires.

Walker, B. H. (2020). Resilience: what it is and is not. *Ecology and Society*. 25: 1-3.

Wang, D.; Guan, D.; Zhu, S.; Kinnon, M.M.; Geng, G.; Zhang, Q.; Zheng, H.; Lei, T.; Shao, S.; Gong, P.; Davis, S.J. (2021) Economic footprint of California wildfires in 2018. *Nat Sustain*, v.4, p.252-260. DOI:10.1038/s41893-020-00646-7

Wang, H., Jiang, P., Zhang, R., Zhao, J., Si, W., Fang, Y., & Zhang, N. (2023). The changing precipitation storm properties under future climate change. *Hydrology Research*, 54(4), 580–590. <https://doi.org/10.2166/nh.2023.142>

Ward, J. V, Tocknera, K., & Schiemer, F. (1999). BIODIVERSITY OF FLOODPLAIN RIVER ECOSYSTEMS: ECOTONES AND CONNECTIVITY 1. *Rivers: Res. Mgmt*, 15, 125–139. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-1646\(199901/06\)15:1/3](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-1646(199901/06)15:1/3)

Welch, J. R. (2015). Learning to Hunt by Tending the Fire: Xavante Youth, Ethnoecology, and Ceremony in Central Brazil. *Journal of Ethnobiology*, 35(1), 183–208. <https://doi.org/10.2993/0278-0771-35.1.183>

Wu, Y., Wen, B., Li, S., & Guo, Y. (2021). Sand and dust storms in Asia: A call for global cooperation on climate change. *The Lancet Planetary Health*, 5(6).

Zanella, P. G., Junior, L. H. P. D. G., Pinto, C. E., Baldissera, T. C., Werner, S. S., Garagorry, F. C., Jaurena, M., Lattanzi, F. A., & Sbrissia, A. F. (2021). Grazing intensity drives plant diversity but does not affect forage production in a natural grassland dominated by the tussock-forming grass *Andropogon lateralis* Nees. *Scientific Reports*, 11(1), 16744. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-96208-8>

Zigelski, P., Lages, F., & Finckh, M. (2018). Seasonal changes of biodiversity patterns and habitat conditions in a flooded savanna - The Cameia National Park Biodiversity Observatory in the Upper Zambezi catchment, Angola. *Biodiversity & Ecology*, 6, 438–447. <https://doi.org/10.7809/b-e.00356>

