

**MACRO E MICROESCALA DAS ALTERAÇÕES NA
VEGETAÇÃO CAUSADAS POR INCÊNDIOS E
DESMATAMENTOS NO ECÓTONO AMAZÔNIA-CERRADO-
PANTANAL, SUDOESTE DE MATO GROSSO, BRASIL**

ANTONIO MIGUEL OLIVO NETO

Tese apresentada para a Defesa do Doutorado
do Programa de Pós-graduação em Ciências
Ambientais da Universidade do Estado de
Mato Grosso, como parte das exigências para
obtenção do título de Doutor.

.

**CÁCERES
MATO GROSSO, BRASIL
2023**

ANTONIO MIGUEL OLIVO NETO

**MACRO E MICROESCALA DAS ALTERAÇÕES NA VEGETAÇÃO CAUSADAS
POR INCÊNDIOS E DESMATAMENTOS NO ECÓTONO AMAZÔNIA-CERRADO-
PANTANAL, SUDOESTE DE MATO GROSSO, BRASIL**

Tese apresentada para a defesa de Doutorado
do Programa de Pós-graduação em Ciências
Ambientais da Universidade do Estado de
Mato Grosso, como parte das exigências para
obtenção do título de Doutor.

Orientadora: Prof.^a Dr.^a Maria Antonia
Carniello

CÁCERES
MATO GROSSO, BRASIL
2023

Walter Clayton de Oliveira CRB 1/2049

N469m	NETO, Antonio Miguel Olivo. Macro e Microescala das Alterações na Vegetação Causadas por Incêndios e Desmatamentos no Ecótono Amazônia-Cerrado-Pantanal, Sudoeste de Mato Grosso, Brasil / Antonio Miguel Olivo Neto – Cáceres, 2023. 167 f.; 30 cm. (ilustrações) Il. color. (sim) Trabalho de Conclusão de Curso (Tese/Doutorado) – Curso de Pós-graduação Stricto Sensu (Doutorado) Ciências Ambientais, Faculdade de Ciências Agrárias e Biológicas, Câmpus de Cáceres, Universidade do Estado de Mato Grosso, 2023. Orientador: Maria Antonia Carniello 1. Desfloramento. 2. Dinâmica. 3. Queimadas. 4. Zona de Transição. I. Antonio Miguel Olivo Neto. II. Macro e Microescala das Alterações na Vegetação Causadas por Incêndios e Desmatamentos no Ecótono Amazônia-Cerrado-Pantanal, Sudoeste de Mato Grosso, Brasil: . CDU 502(817.2)
-------	---

ANTONIO MIGUEL OLIVO NETO

**MACRO E MICROESCALA DAS ALTERAÇÕES NA VEGETAÇÃO CAUSADAS
POR INCÊNDIOS E DESMATAMENTOS NO ECÓTONO AMAZÔNIA-CERRADO-
PANTANAL, SUDOESTE DE MATO GROSSO, BRASIL**

Essa tese encontra-se em fase de defesa como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Ciências Ambientais.

Cáceres-MT, 13 de dezembro de 2023.

Banca Examinadora

Dr^a. Marina Corrêa Scalon

Universidade Federal do Paraná

Dr. Reginaldo Antonio Medeiro

Instituto Federal de Mato Grosso

Dr^a. Sandra Mara Alves da Silva Neves

Universidade do Estado de Mato Grosso

Dr^a. Maria Aparecida Pierangeli

Universidade do Estado de Mato Grosso

Dr^a. Immaculada Oliveras Menor

Universidade do Estado de Mato Grosso

Dr. Juliano de Paulo dos Santos

Universidade Federal de Mato Grosso

Dr^a. Maria Antonia Carniello

Universidade do Estado de Mato Grosso
(Orientadora)

CÁCERES

MATO GROSSO, BRASIL

2023

DEDICATÓRIA

Dedico essa tese a minha Tia, Vera Lúcia Olivo Pereira. Obrigado por tudo e continue torcendo e cuidando de todos nós ai de cima!

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, a Deus, por ter me guiado e proporcionado que chegasse até essa etapa em minha vida.

À minha família, em especial a minha mãe, Neide Indalécio Teixeira Olivo e meu pai, Moacir Carlos Olivo e a minha irmã Clara Letícia Indalécio Olivo, que nunca mediram esforços para me auxiliar nesta trajetória, me apoiando em tudo; financeiramente, em campo na execução do projeto de tese nos momentos em que foram necessários.

À minha orientadora Prof^a. Doutora Maria Antonia Carniello, pela orientação, pelo apoio nos momentos difíceis e incentivo desde o momento em demonstrei interesse em concorrer a vaga de doutorado. Agradeço cada ensinamento, com os quais aprendi e sedimentei o rigor que a pesquisa deve ter. Agradeço também a amizade ao longo destes anos, onde todos passamos por desafios, alegrias e por momentos turbulentos sem perder o foco na produção e valor da ciência. Além das orientações, as conversas de final de expediente sempre foram prazerosas e enriquecedoras. Muito Grato!

À Universidade do Estado de Mato Grosso, ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais de Cáceres e todos que fazem parte do mesmo, em especial a Profa. Dra. Maria Aparecida Pierangeli pelo apoio na parte de solos da tese e a Profa. Dra. Áurea Regina Alves Ignácio e Prof. Dr. Claumir Cesar Muniz, coordenadores do PPGCA, que nunca mediram esforços na viabilização de recursos financeiros para a realização dos campos e de análises laboratoriais.

À equipe do HPAN - Herbário do Pantanal “*Vali Joana Pott*”, Unemat, Cáceres, Mato Grosso, a todos que fazem ou fizeram parte do herbário/laboratório, pela convivência e apoio nas coletas de dados em campo e também na triagem e identificação do material botânico coletado.

Ao Instituto Chico Mendes de Conversação da Biodiversidade – ICMBIO, na pessoa do Analista Marcelo Leandro Feitosa de Andrade, chefe da Estação Ecológica da Serra das Araras, pelo apoio prestado ao projeto de tese aqui apresentado.

A todos os moradores do Assentamento Florestan Fernandes na pessoa da Dona Sônia Tolomeu Rosa e senhor Edson Alves de Oliveira, que sempre nos acolheram, mesmo em períodos, em que embora as quarentenas já fossem menos

restritivas, estavam dispostos a nos receber e, nunca mediram esforços para auxiliar na execução do trabalho.

À empresa AgroSales pelo apoio ao projeto de tese. Em especial ao Alan Santiago de Abreu, meu amigo, que auxiliou em campo no levantamento de dados com o Drone. Agradeço ao proprietário da empresa Rafael Sales, que forneceu o equipamento e sempre esteve a disposição para nos auxiliar.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa de doutorado e ao Projeto Ecológico de Longa Duração (PELD-III e IV) Sítio 15: Transição Cerrado-Floresta Amazônica (CNPq/PELD Proc. 441244/2016-5) pelo apoio financeiro nos primeiros censos realizados nas parcelas inseridas dentro desta tese.

À equipe do projeto CERFogo - Estratégias para Conservação da Biodiversidade e Ecologia do Cerrado: o uso do fogo como ferramenta de Gestão, por ter aberto a oportunidade para que eu estivesse presente nos campos do projeto, adquirindo conhecimento e me capacitando.

Meus agradecimentos aos professores Reginaldo Antônio Medeiro e Milton Evaldo Serafim, que quando necessário nos forneceu apoio por meio do Instituto Federal de Mato Grosso - Campus Cáceres – Professor Olegário Baldo, para secagem das amostras vegetativas e ao professor Juberto Babilônia de Sousa, colaborador nas etapas que envolvem os estudos de solos da tese. Gradecendo também as minhas amigas, Prof.^a. Dra. Ana Cláudia Salles, pelo apoio sempre que necessário na parte gramatical (português e inglês) e a Dra. Beatriz Motta, pelo ajuda com a descrição e caracterização dos solos estudados nesta tese.

À Secretaria de Estado de Meio Ambiente de Mato Grosso – SEMA-MT, instituição que mantive vinculado no quadro de Analista de Meio Ambiente entre junho de 2022 e novembro de 2023 e a todos os colegas e chefias em especial ao gerente do setor de tipologia vegetal Daniel Marsaro, pela compreensão e apoio para a finalização deste estudo.

Meus agradecimentos especiais para Bernadina Martins, Wisllene Souza, Gleicy Fernanda; Valéria Corrêa; Janeide Caboclo; Ricardo Jair, Wender Henrique e Sebastião Lemes. Meus amigos que se disponibilizaram a me ajudar na coleta de dados e tornaram as missões de campo menos árduas e mais enriquecedoras.

À minha amiga e pesquisadora Mestra Acisa Raimunda de Souza, e também ao pesquisador Mestre Micael Felipe de Moraes, que fizeram parte das equipes

responsáveis pela instalação e levantamento de dados do primeiro censo das parcelas permanentes de monitoramento da vegetação recenseadas neste estudo.

Em especial agradeço a Engenheira Florestal e identificadora botânica Daiane Borges pela ajuda com a revisão *in loco* das identificações das espécies na E. E. da Serra das Araras. Agradeço também aos meus colegas Engenheiros Florestais e identificadores botânicos Abner Lázaro e Matheus Xavier pelo apoio e ajuda na identificação de algumas espécies na fase final do trabalho.

À todas as pessoas que conheci ao longo dessa trajetória, que diretamente colaboraram na elaboração da tese. Em especial ao senhor Carlos Ferreira de Souza e a senhora Erinalda Mendes, funcionários terceirizados do ICMBio, que sempre nos apoiavam nas missões de campo.

À senhora Conrada Conceição, funcionária terceirizada da UNEMAT do bloco do PPGCA por toda amizade e apoio ao longo desses anos.

A todos os membros da banca de defesa e qualificação, Prof.^a. Dra. Marina Corrêa Scalon, Prof. Dr. Reginaldo Antonio Medeiro, Prof.^a. Dra. Sandra Mara Alves da Silva Neves, Prof.^a. Dra. Maria Aparecida Pierangeli, Prof. Dr. Dionei José da Silva, Prof. Dr. Ben Hur Marimon Junior, Prof.^a. Dra. Immaculada Oliveras Menor e Prof. Dr. Juliano de Paulo dos Santos, que se dispuseram em colaborar com a melhoria do trabalho aqui apresentado.

Por fim, quero agradecer cada um dos meus amigos e a todos que passaram na minha vida durante este período. Podem ter certeza, todos foram fundamentais para que eu chegasse até aqui.

Muito Obrigado a Todos!

APRESENTAÇÃO DA TRAJETÓRIA DO TRABALHO

É com imenso prazer que apresento a minha Tese intitulada: Macro e Microescala das Alterações na Vegetação Causadas por Incêndios e Desmatamentos no Ecótono Amazônia-Cerrado-Pantanal, Sudoeste de Mato Grosso, Brasil. Um trabalho que seguirá em construção mesmo após essa defesa e fruto de muita resiliência e aprendizado ao longo de mais de quatro anos de Doutorado.

A tese aqui apresentada teve início ainda na elaboração do projeto para ingresso no Doutorado do Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais – UNEMAT – Cáceres, onde o mesmo contemplava a temática referente à composição e estrutura de áreas florestais na transição Amazônia-Cerrado na região sudoeste do Estado de Mato Grosso.

Os trabalhos de campo e vistorias para escolha dos locais de amostragem para a pesquisa, foram iniciados ainda no primeiro ano do doutorado (2019), ano concluído com toda a carga horária de disciplinas exigida do curso e também com as áreas de pesquisa definidas e realizado o censo em três destas unidades amostrais, localizadas na Estação Ecológica da Serra das Araras. Neste momento até então com cronograma adiantado quanto à execução do projeto de tese.

Foi então que no início de 2020, momento este que estávamos fechando a amostragem nas três parcelas iniciadas, surge a Pandemia de COVID-19 e com isso as missões de campo planejadas precisaram ser suspensas em atendimento as recomendações técnica e de controle sanitário da pandemia.

Neste momento de preocupação mundial, mantivemos o nosso projeto inicial de tese, mantendo o foco na fundamentação teórica e aguardando o retorno as atividades. Conforme o tempo foi passando e o cenário de pandemia se perpetuava, resolvemos realizar alguns ajustes no projeto inicial e com isso incluímos capítulos fruto de dados secundários e também avaliamos como inviável a proposta inicial de instalação de cinco novas unidades amostrais (parcelas) na região foco do estudo.

Verticalizamos o estudo na dinâmica florestal, amostrando além das três parcelas localizadas na E. E. da Serra das Araras, que já se encontravam com amostragem em fase de finalização, outras duas parcelas localizadas no Assentamento Florestan Fernandes. Destacamos que para ambos os sítios de

pesquisa, constam censos de uma amostragem da vegetação realizada em datas anteriores. Porém, ainda assim tínhamos altos índices de disseminação de Covid-19 o que limitava a ida para as áreas de pesquisa.

Passados mais de um ano de quarentena, com a abertura da possibilidade de realizar a amostragem no Assentamento Florestan Fernandes, respeitando as recomendações de segurança e evitando contato com a população local, retomamos aos trabalhos de campo e organizamos uma equipe reduzida (apenas três pessoas, por questões de segurança sanitária referente à Pandemia). Nos deslocamos até São José dos Quatro Marcos em meados de 2021, onde ficamos alojados e nos deslocamos diariamente para a área realizar o recenso da vegetação arbórea.

Após prolongado distanciamento das atividades de campo e contrato com responsáveis pelas áreas realizamos uma reaproximação inicial com os moradores da Assentamento, foi aí que surgiu mais uma interferência aos planos estabelecidos, um “susto”. A área das parcelas permanentes para estudos de longa duração tinha sido atingida integralmente pelos incêndios ocorridos por toda região no ano de 2020. Fato esse que também se repetiu em algumas partes de duas unidades amostrais implantadas na Estação Ecológica da Serra das Araras.

Portanto, em menor ou maior intensidade, as áreas de estudo foram atingidas pelo incêndios florestais ocorridos na região. Dentre as três, uma das parcelas da Serra das Araras, embora não tenha sido atingida pelo fogo, sofreu interferência em uma pequena faixa em função da necessidade de abertura de aceiro para contenção do fogo. Parcela esta que foi então descartada da tese, pois se tratava de interferência de natureza distinta do efeito do fogo.

Novamente, reunido com a minha orientadora, avaliamos as interferências e buscamos vislumbrar as oportunidades que se apresentavam, embora tenha demandado uma nova redefinição do projeto de tese. Reflexão que não foi imediata, mas que fluiu com certa celeridade dada a experiência da equipe com experimentos controlados de queima no Cerrado.

Assim, foram mantidas para o trabalho da tese, as áreas amostradas que sofreram incêndios enquanto os artigos que estavam em elaboração com uso de dados secundários ficaram suspensos. Nesse momento estava constatado um severo fator modificador na vegetação e consequentemente no objeto inicial da pesquisa, que foram os incêndios florestais. Após o grande susto, visto a elevada

degradação constatada nas parcelas do Assentamento Florestan Fernandes, assim como as de menor interferência, constatada na Estação Ecológica da Serra das Araras, consideramos o leque de oportunidades que consiste em discutir o efeito do fogo na vegetação destas áreas, tema este pouco debatido e/ou registrado, principalmente para a região foco do presente estudo.

A partir deste momento, em meados de 2021, lamentando os desastres ocorrido nas áreas, porém entusiasmados em dar foco cientificamente, com dados robustos, reconstruímos com muita resiliência toda nossa tese, que será apresentada aqui em forma de capítulos.

A tese traz uma abordagem em macro escala nos capítulos um e dois e micro escala com avaliações *in loco* nos capítulos três, quatro e cinco. Foi possível avaliar e apontar como/onde ocorrem os focos de calor e desmatamento para região da transição entre os biomas Amazônia-Cerrado-Pantanal no Estado de Mato Grosso - (Capítulo 1). Demonstramos qual é a atual condição da vegetação e ocupação territorial nesta região, após décadas de transformações causadas principalmente pelos efeitos dos dois drives (incêndios e desmatamentos) - (Capítulo 2). Avaliamos localmente, ao nível de paisagem, os efeitos dos incêndios em uma área, trazendo além de dados de campo, o uso de tecnologias (Drone) para possibilitar quantificar o efeito do fogo na vegetação de maneira mais célere - (Capítulo 3 – Aceito para publicação na revista Floresta - UFPR).

No quarto capítulo foi abordada uma questão metodológica muito discutida, que envolve o diâmetro mínimo de inclusão dos espécimes em estudo de dinâmica florestal, avaliando o que se perde/ganha na estrutura da população da vegetação arbórea ao se incluir indivíduos de maior ou menor diâmetros em áreas localizadas na transição Amazônia-Cerrado-Pantanal. Avaliamos esse diâmetro mínimo de inclusão no monitoramento frente ao efeito dos incêndios florestais.

E por fim, seguindo a ideia inicial da tese, porém neste contexto avaliando os efeitos dos incêndios, foi realizado o estudo da dinâmica pós fogo na estrutura e composição da vegetação, avaliando os parâmetros incremento, recrutamento e mortalidade dos espécimes arbóreos, taxa de mudança e rotatividade dos indivíduos e área basal, além da carga de lianas e da fertilidade do solo pós incêndio (Capítulo 5).

É importante destacar aqui todo o crescimento pessoal e profissional que os contratempos relatados me proporcionaram, possibilitando que eu enxergasse

oportunidade mesmo nas condições mais adversas. Com toda certeza ao final do processo estarei mais preparado e hoje frente ao novo desafio profissional que assumi na minha trajetória, vejo o quanto foi fundamental cada mudança aqui enfrentada para a minha capacitação técnica e pessoal.

Espero que toda essa construção aqui relatada seja ainda mais aprimorada por cada leitor deste trabalho, uma vez que o conhecimento consiste de construção constante, alicerçados no rigor teórico e metodológico. E, também que os resultados alcançados sejam capazes de colaborar para diminuir lacunas de conhecimento em Ciências Ambientais e que instiguem discussões e contribuam para aprimorar normas e políticas públicas relacionadas ao meio ambiente, cumprindo um dever nosso como pesquisador que é o retorno, para sociedade, dos resultados alcançados, fruto de anos de dedicação.

RESUMO

Os incêndios e desmatamentos possuem a capacidade de moldar a paisagem de uma região, transformando diretamente as áreas de vegetações nativas. Este trabalho teve como objetivo avaliar em macro e micro escala os efeitos dos incêndios florestais e desmatamentos no Ecótono dos biomas Amazônia-Cerrado-Pantanal, ocorrido no Estado de Mato Grosso. As avaliações em macro escala, tiveram como objetivo analisar toda a região do Ecótono, a partir de dados secundários e com análises de imagens de satélite, com a utilização de técnicas de geoprocessamento. As análises em escala local (micro escala) foram baseadas em dados obtidos *in loco*, em parcelas permanentes de monitoramento da vegetação instaladas/alocadas no Ecótono foco do estudo. Os resultados obtidos neste estudo, apontaram que os desmatamentos ocorrem em sua grande maioria no bioma Amazônico, enquanto os focos de calor ocorrem com maior densidade no Pantanal em regiões próximas do Cerrado. Tanto o desmatamento quanto os focos de calor ocorrem conectados entre os três biomas e os mesmos respondem historicamente as ações governamentais. As áreas de vegetação nativa remanescente na região é de aproximadamente 60% do território avaliado, porém esse remanescente encontra-se fragmentado, apontando que a área do Pantanal localizada no Ecótono estudado, possui grande influência na conservação da vegetação nativa. A presença de áreas sob regime especial de uso, auxiliam na manutenção dos remanescentes de vegetação nativa da região, enquanto áreas com alta concentração de propriedades rurais, possuem menor quantidade de vegetação nativa. Nas avaliações *in loco* foi possível constatar que áreas florestais com histórico de exploração de madeira, quando atingidas por incêndios, possuem alta taxa de mortalidade da vegetação arbórea e esses fragmentos que restam na região são altamente impactados, tendo sua vegetação alterada pela elevada mortalidade. Constatamos que o uso de veículos aéreos não tripulados (Drones), são importantes ferramentas auxiliares de inventários florestais para estimar a mortalidade e avaliar a dinâmica da vegetação pós fogo nestas áreas florestais. Quanto às avaliações do diâmetro mínimo de inclusão (DMI) do componente arbóreo em inventários florestais, foi possível aferir que independentemente do incêndio nas áreas, é necessário a utilização do DMI $\geq 5\text{cm}$ para captar a real riqueza e abundância em estudos na transição, tendo este maior capacidade de captar os efeitos dos incêndios nos espécimes nestas áreas. Caso o interesse seja a obtenção de dados a respeito da área basal e volume das árvores, DMI maiores como o de $\geq 10\text{cm}$ avaliado neste trabalho, podem ser utilizados sem prejuízo nos resultados. Quanto à avaliação dos incêndios no componente arbóreo, podemos inferir que as áreas florestais no domínio Amazônico possuem maior mortalidade e consequente redução de biomassa viva quando comparado com áreas florestais no Cerrado, sendo a mortalidade mais elevada entre os indivíduos de menores diâmetros constatando também uma influência direta do grau de conservação e a matriz de paisagem destas áreas. A carga de liana é maior nas áreas mais degradadas, registrando maior carga de lianas nas áreas florestais Amazônicas, reduzindo a carga em áreas inseridas no Cerrado e sem efeito de borda. Após os incêndios, as áreas atingidas mantiveram boas condições de fertilidade do solo. Todos estes resultados, demonstraram que se faz necessário legislações ambientais específicas para as áreas florestais localizadas no Ecótono dos biomas Amazônia-Cerrado-Pantanal, para garantir a conciliação da conservação destes remanescentes de vegetação da região, aliada a produção agropecuária, podendo isto diminuir os impactos destas áreas.

Palavras-chave: Desflorestamento; Dinâmica; Queimadas; Zona de Transição

ABSTRACT

Fires and deforestation have the capacity to shape the landscape of a region, directly transforming areas of native vegetation. This work aimed to evaluate on a macro and micro scale the effects of forest fires and deforestation on the Ecotone of the Amazon-Cerrado-Pantanal biomes, in the state of Mato Grosso. The macro-scale assessments aimed to analyze the entire Ecotone region, based on secondary data and satellite image analysis, using geoprocessing techniques. The analyzes on a local scale (micro scale) were based on data obtained *in-situ*, in permanent vegetation monitoring plots installed/allocated in the Ecotone that was the focus of the study. The results obtained in this study showed that the vast majority of deforestation occurs in the Amazon biome, while heat sources occur with greater density in the Pantanal in regions close to the Cerrado. Both deforestation and heat sources occur connected between the three biomes and they have historically responded to government actions. The areas of remaining native vegetation in the region represent approximately 60% of the assessed territory, but this remainder is fragmented, indicating that the Pantanal area located in the studied Ecotone has a great influence on the conservation of native vegetation. The presence of areas under special use regime helps to maintain the remaining native vegetation in the region, while areas with a high concentration of rural properties have a smaller amount of native vegetation. In the *in-situ* assessments, it was possible to verify that forest areas with a history of wood exploration, when affected by fires, have a high mortality rate of tree vegetation and those fragments that remain in the region are highly impacted, having their vegetation altered by the high mortality. It was also possible to verify that the use of unmanned aerial vehicles (Drones) are important auxiliary tools for forest inventories to estimate mortality and evaluate the dynamics of post-fire vegetation in these forest areas. Regarding the assessments of the minimum inclusion diameter (DMI) of the tree component in forest inventories, it was possible to verify that regardless of the fire in the areas, it is necessary to use the $DMI \geq 5\text{cm}$ to capture the real richness and abundance in studies in the transition, with this greater ability to capture the effects of fires on specimens in these areas. If the interest is to obtain data regarding the basal area and volume of trees, larger DMIs, such as the one of $\geq 10\text{cm}$ evaluated in this work, can be used without compromising the results. Regarding the assessment of fires in the arboreal component, it was possible to infer that forest areas in the Amazon domain have higher mortality and consequent reduction in living biomass when compared to forest areas in the Cerrado, with mortality being higher among individuals with smaller diameters, also noting a direct influence of the degree of conservation and the landscape matrix of these areas. The liana load is greater in the most degraded areas, recording a greater liana load in Amazonian forest areas, reducing the load in areas inserted in the Cerrado and without edge effects. After the fires, the affected areas maintained good soil fertility conditions. All these results demonstrated that specific environmental legislation is necessary for forest areas located in the Ecotone of the Amazon-Cerrado-Pantanal biomes, to ensure the conciliation of the preservation of this remaining vegetation in the region, combined with agricultural production, which can reduce the impacts of these areas.

Keywords: Defloration; Dynamics; Fires; Transition Zone

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Capítulo 1 - Focos de Calor e Desmatamentos Ocorrem Conectados nos Biomas do Ecótono Amazônia-Cerrado-Pantanal, Mato Grosso, Brasil

Figura 1 - Área do Estudo.	34
Figura 2 - Número de focos de calor de 1999 até 2020 para a região estudada..	36
Figura 3 - Número de Focos de calor de 1999 até 2020 separados por biomas para a região estudada.....	37
Figura 4 - Análise de densidade dos focos de calor acumulado de 1999 até 2020 para a região estudada.	38
Figura 5 - Porcentagem da área de cada bioma desmatada de 2008 até 2020 para a região estudada.....	39
Figura 6 - Desmatamento acumulado de 1988 até 2020 para a região estudada, com destaque para a presença de rodovias.....	40

Capítulo 2 - O Ecótono Amazônia-Cerrado-Pantanal, no Estado de Mato Grosso, em perspectiva panorâmica: uma abordagem do status da ocupação e cobertura vegetal

Figuras

Figura 1 – Área do Estudo	55
Figura 2 - Fluxograma da metodologia utilizada no estudo.....	56
Figura 3 - Ocupação Territorial no Ecótono Amazonia-Cerrado-Pantanal, no Estado de Mato Grosso.....	60
Figura 4 - Classes de Vegetação no Ecótono Amazonia-Cerrado-Pantanal, no Estado de Mato Grosso.....	62
Figura 5 - Bioma e Tipologia Vegetal no Ecótono Amazonia-Cerrado-Pantanal, no Estado de Mato Grosso.....	64
Figura 6 - Tamanho das Propriedades Rurais e Situação do CARs no Ecótono Amazonia-Cerrado-Pantanal, no Estado de Mato Grosso.	70

Tabelas

Tabela 1 - Classes de Vegetação dos Biomas e Tipologia Vegetação da área do Ecótono estudada.	65
Tabela 2 - Classes de vegetação nos Assentamentos Rurais (Assen) e Propriedades Rurais (PRs) com a discriminação por tamanho das PRs na área do Ecótono estudada.	71

Tabela 3 - Classes de vegetação nas áreas sob Regime Especial de Uso no Ecótono Amazonia-Cerrado-Pantanal, no Estado de Mato Grosso.	74
---	----

Capítulo 3 - Mortalidade da Vegetação Causada por Incêndio Florestal em um Fragmento no Ecótono Amazônia-Cerrado-Pantanal: uso do Drone na avaliação

Figura 1. Área do estudo. A – Mapa do Brasil; B – Mapa de Mato Grosso com destaque para a região estudada; C – Área do fragmento avaliado no Assentamento Florestan Fernandes.	86
---	----

Figura 2. Dinâmica da Vegetação. A – Imagem de Satélite da área do estudo no período chuvoso anterior ao incêndio; B - Imagem de Satélite da área do estudo no período seco anterior ao incêndio; C - Imagem de Satélite da área do estudo um mês após ao incêndio; D - Ortofotomosaico da área do estudo um mês após ao incêndio.	89
---	----

Figura 3. Avaliação da mortalidade com o Drone na área do estudo. A – PlantHealth gerado no DroneDeploy; B – Vegetação morta e viva.	89
---	----

Capítulo 4 - Influência do Diâmetro Mínimo de Inclusão em Levantamentos da Vegetação Arbórea no Ecótono Amazônia-Cerrado-Pantanal, Mato Grosso, Brasil

Figura

Capítulo 4 - Figura 1 – Área do Estudo.	97
--	----

Tabelas

Tabela 1 - Média de riqueza, abundância, volume e área basal, encontrados em cada um dos levantamentos fazendo uso dos diferentes diâmetros mínimos de inclusão, para a parcela ESA-02.	99
--	----

Tabela 2 - Média de riqueza, abundância, volume e área basal, encontrados em cada um dos levantamentos fazendo uso dos diferentes diâmetros mínimos de inclusão, para a parcela ESA-03.	100
--	-----

Tabela 3 – Lista das 10 espécies de maiores densidades relativas encontradas em cada um dos levantamentos fazendo uso dos diferentes diâmetros mínimos de inclusão, para a parcela ESA-02.	101
---	-----

Tabela 4 - Lista das 10 espécies de maiores densidades relativas encontradas em cada um dos levantamentos fazendo uso dos diferentes diâmetros mínimos de inclusão, para a parcela ESA-03.	102
---	-----

Capítulo 5 - Dinâmica da Vegetação e Estudo do Solo em Áreas Florestais Sob Efeito de Incêndio no Ecótono Amazônia-Cerrado-Pantanal, Mato Grosso, Brasil

Figuras

Figura 1 – Área do Estudo.	113
Figura 2 – Localização das parcelas ESA-01 e ESA-02.	114
Figura 3 – Localização das parcelas SJM-01 e SJM-02.	116
Figura 4 - Representação esquemática da parcela (100x100m) com as divisões das sub-parcelas (20x20m), seguindo a orientação Norte-Sul.	119
Figura 5 – Gráfico <i>Raincloud</i> apresentando os dados de abundância em cada uma das parcelas para o ano de 2020 e para o ano de 2021, além da Taxa de Mortalidade em cada parcela.	126
Figura 6 - Gráfico <i>Raincloud</i> apresentando os dados das taxas de mudanças líquidas e de rotatividade do número de indivíduos em cada uma das parcelas.	127
Figura 7 - Gráfico <i>Raincloud</i> apresentando os dados de riqueza em cada uma das parcelas para o ano de 2020 e 2021.	127
Figura 8 - Gráfico <i>Raincloud</i> apresentando os dados dos índices de Shannon e Simpson em cada uma das parcelas para os anos de 2020 e 2021.	128
Figura 9 - Gráfico <i>Raincloud</i> apresentando os dados de área basal em cada uma das parcelas para o ano de 2020 e 2021, além das taxas de Perdas, Ganho, Mudança Líquida e Rotatividade da área basal.	129
Figura 10 – Distribuição diamétrica em cada uma das parcelas.	131
Figura 11 – Classe de cobertura de lianas em cada uma das parcelas amostradas.	138
Figura 12 - <i>Boxplot</i> do teste realizado entre a altura e as classes de infestação de lianas em cada uma das parcelas amostradas.	139
Figura 13 - <i>Boxplot</i> do teste realizado entre a altura e as classes de infestação de lianas em cada uma das parcelas amostradas.	140

Tabelas

Tabela 1 - Mortalidade dos indivíduos por classe de diâmetros, indicando os valores esperados (esp.), indivíduos emigrantes (emigr.), recrutas (recr.) e imigrantes (imigr.).	130
Tabela 2 - Resultado do teste Qui-quadrado para os dados de indivíduos vivos e mortos	131

Tabela 3 - Resultado da correlação entre a iluminação da copa e a infestação de lianas em cada uma das parcelas amostradas.	141
--	-----

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL	21
REFERÊNCIAS.....	26
Capítulo 1 - Focos de Calor e Desmatamentos Ocorrem Conectados nos Biomass do Ecótono Amazônia-Cerrado-Pantanal, Mato Grosso, Brasil	30
INTRODUÇÃO	32
METODOLOGIA	33
Área do Estudo	33
Origem e Análise dos Dados	34
RESULTADOS.....	35
Queimadas.....	36
Desmatamento.....	38
DISCUSSÕES.....	40
CONSIDERAÇÕES FINAIS	48
REFERÊNCIAS.....	49
Capitulo 2 – O Ecótono Amazônia-Cerrado-Pantanal, no Estado de Mato Grosso, em perspectiva panorâmica: uma abordagem do status da ocupação e cobertura vegetal	54
1 Introdução.....	54
2 Metodologia	55
2.1 Área do Estudo	55
2.2 Origem e Análise dos Dados.....	55
2.2.1 Procedimentos de geração do Índice de vegetação por diferença normalizada - NDVI	56
2.2.2 Classes de Vegetação - NDVI	57
2.2.3 Ocupação Territorial	58
3 Resultados e Discussão	59

3.1 Área Total	59
3.2 Bioma e Tipologia Vegetal	63
3.3 Propriedades Rurais e Assentamentos	69
3.4 Áreas sob Regime Especial de Uso	72
4 Considerações Finais	76
5 Referências	77
Capítulo 3 - Mortalidade da Vegetação Causada por Incêndio Florestal em um Fragmento no Ecótono Amazônia-Cerrado-Pantanal: uso do Drone na avaliação	85
INTRODUÇÃO	85
METODOLOGIA	86
Área do estudo	86
Dinâmica da vegetação	87
Avaliação da Mortalidade Pós Incêndio	87
Dados do Inventário In Loco	87
Dados Obtidos a partir do Drone	88
Comparativo das estimativas	88
Dinâmica da vegetação	88
Mortalidade Pós Incêndio	89
Comparativo Entre as Estimativas	90
DISCUSSÃO	90
CONCLUSÕES	92
REFERÊNCIAS	93
Capítulo 4 – Influência do Diâmetro Mínimo de Inclusão em Levantamentos da Vegetação Arbórea no Ecótono Amazônia-Cerrado-Pantanal, Mato Grosso, Brasil	95
1 INTRODUÇÃO	95
2 METODOLOGIA	96
2.1 Área do Estudo	96

2.2 Coleta e Análise dos dados.....	97
3 Resultados	99
4 Discussões	102
5 Conclusões	107
6 Referências	108
Capítulo 5: Dinâmica da Vegetação e Caracterização do Solo em Áreas Florestais Sob Efeito de Incêndio no Ecótono Amazônia-Cerrado-Pantanal, Mato Grosso, Brasil	111
1 INTRODUÇÃO	111
2.1 Área do Estudo.....	112
2.1.1 Estação Ecológica da Serra das Araras (ESA-02 e ESA-03)	114
2.1.2 Assentamento Florestan Fernandes (SJM-01 e SJM-02)	116
2.2 Histórico de Monitoramento das Parcelas Avaliadas	117
2.2.1 Parcelas ESA-02 e ESA-03	118
2.2.2 Parcelas SJM-01 e SJM-02	118
2.3 Dinâmica da Vegetação	118
2.3.1 Coleta dos dados	119
2.3.2 Análise dos dados.....	121
2.4 Carga De Lianas	123
2.5 Caracterização do Solo	125
3 RESULTADOS E DISCUSSÕES	126
3.1 Dinâmica da Vegetação	126
3.1.1 Resultados.....	126
3.1.2 Discussão	131
3.2 Carga de Lianas.....	137
3.2.1 Resultados.....	137
3.2.2 Discussão	141
3.3 Caracterização do Solo	144

4. CONCLUSÕES	150
5 REFERÊNCIAS.....	151
CONSIDERAÇÕES FINAIS GERAIS	159

INTRODUÇÃO GERAL

O Bioma Amazônico é o maior do Brasil, ocupando uma área total de aproximadamente 4.196.943 milhões de km² e juntamente com o Cerrado que abrange um território aproximado de 2.036.448 milhões de km², ocupam quase 73% de todo território nacional (Brasil, 2014). Por possuírem grandes extensões territoriais esses dois biomas fazem fronteira, por uma faixa de mais de 6.000 km, sendo esta área de transição entre estes biomas, chamada de Zona de Tensão Ecológica (ZTE), área de Ecótono ou Área de Transição Cerrado-Amazônia (CAT da sigla em inglês Cerrado–Amazônia transition) (Brasil, 1982; Marimon *et al.*, 2013; Marques *et al.*, 2019).

A definição como Zona de Tensão Ecológica se deve ao fato desta região apresentar condições particulares quanto a variação climática e quanto a vegetação, estando estas áreas localizadas em regiões de grande produção agrícola, reconhecida como o arco do desmatamento (Nogueira *et al.*, 2008). Na Zona de Tensão Ecológica mais ao Sul entre Amazônia e Cerrado, ocorre ainda o Bioma Pantanal, formando, um Ecótono triplo, unindo três biomas (Amazônia-Cerrado-Pantanal).

Essa área da ZTE fica localizada na região sudoeste do Estado de Mato Grosso, a única porção territorial do Brasil que abriga a faixa de fronteira dos três biomas. Por estar em uma área de intensa transformação do uso e ocupação do solo essa região do Ecótono Amazônia-Cerrado-Pantanal, sofre com ações de degradação, principalmente causada pela ação dos desmatamentos e incêndios florestais (Nogueira *et al.*, 2008).

Esses impactos ameaçam às áreas conservadas, devido às mudanças físicas, biológicas e químicas, que acabam gerando consequências sobre o solo, vegetação, fauna e o ar atmosférico (Miranda; Rocha e Silva; Miranda, 1996). Incêndios e desmatamentos devastam áreas de vegetação nativa, provocando efeitos negativos que podem levar a perda de resiliência destas áreas, atenuando os serviços ecossistêmicos e transformando o uso e ocupação do solo destas regiões (Stropp *et al.* 2020).

Ao se transformar uma paisagem, abrem-se portas para que áreas sejam ocupadas por uso antrópico que realizam a conversão de vegetação nativas em uso alternativo do solo, que são áreas destinadas para uso como agropecuária, uso urbano e entre outros (Brasil, 2012). Áreas destinadas para estas finalidades

tendem a possuir menor quantidade de vegetação remanescente do que locais onde o território é destinado para conservação (Doblas; Oviedo 2021; Miranda; Neves, 2019).

Compreender a ocupação territorial e o remanescente de vegetação de áreas localizadas no Ecótono Amazônia-Cerrado-Pantanal, em macro escala, ou seja, em nível regional, é de suma importância para definir metas e planos de ações que conciliem a produção com a conservação ambiental (Miranda; Neves, 2019). Nestes locais, assim como as condições ambientais ocorrem de forma contínua e única, os impactos também irão se estender entre os biomas, pois as próprias condições *in loco* podem favorecer isso.

Por exemplo, as ocorrências de incêndios são mais comuns em áreas de cerrado, pelas características edafoclimáticas destes locais, que possuem vegetação com uma certa adaptação para resistir ao fogo (Brando *et al.*, 2014; Silva *et al.*, 2022). Porém, como a transição é meandrante, essas áreas estão em contato com ambientes florestais, onde a vegetação não apresenta adaptações morfológicas para resistirem ao efeito do fogo, podendo levar a altas taxas de mortalidade (Silva *et al.*, 2020; Silveira *et al.*, 2022).

Uma forma de se avaliar localmente os impactos de incêndios e desmatamentos em áreas florestais na transição Amazônia-Cerrado-Pantanal é a realização de estudos com metodologias padronizadas que avaliem o efeito destes impactos na vegetação nativa (Macedo *et al.*, 2019; Mendes *et al.*, 2012). Os estudos fazem uso das mais diversas metodologias, o que dificulta a obtenção de resultados que compilem vários trabalhos de ecologia florestal e apresentem respostas destes impactos e também do grau de conservação destas áreas em abrangências regionais (Moonlight *et al.*, 2020; Souza *et al.*, 2021).

Um método de avaliação se dá por meio da instalação e monitoramento de parcelas permanentes com metodologias específicas, usadas mundialmente (PHILLIPS *et al.*, 2016). Esse método permite que seja avaliada a dinâmica dessas florestas e posterior comparação entre vários trabalhos. Autores afirmam que existe uma dinâmica florestal de transformação destes ambientes, que ocorre tanto de forma natural, por ações indiretas reguladas pelos fatores climáticos, quanto em função de impactos sofridos diretamente nas áreas estudas (Felfili, 1995; Ratnam *et al.* 2011).

Mesmo nesses métodos de avaliação por parcela, existem divergências quanto as metodologias adotadas, principalmente no que diz respeito ao diâmetro mínimo de inclusão dos espécimes. Dependendo do objetivo do estudo, usa-se diâmetros de inclusão diferentes. Estudos como o do Inventário Nacional do Serviço Florestal Brasileiro (Serviço Florestal Brasileiro, 2019), tem adotado diâmetro de inclusão igual a 10 cm para o componente arbóreo, porém conforme alguns autores esse parâmetro só é eficiente em áreas de florestas densas (Souza *et al.*, 2021). Portanto até neste quesito é necessária a padronização das metodologias utilizadas.

Mesmo que sigam diferentes métodos, alguns estudos já trouxeram dados a respeito destas áreas florestais no Ecótono Amazônia-Cerrado-Pantanal. Estes apontaram que áreas de Floresta de Terra Firme, localizadas na bacia do rio Guaporé (bioma Amazônico), são compostas de remanescentes de Floresta Amazônica com influência de transições com Cerrado (Cruz *et al.*, 2018).

Em áreas de Pantanal ocorre encrave de domínios fitogeográficos característicos de Amazônia e Cerrado, apontando para influência dos três biomas na vegetação da região, inclusive em áreas consideradas de matas ripárias (Silva *et al.*, 2020). Mesmo em área de Cerrado típico (cerrado rupestre) é possível identificar influência do bioma Amazônico na composição da vegetação em áreas de transição (Maracahipes *et al.*, 2011).

Os estudos citados anteriormente indicam uma vegetação arbórea com influência de fitofisionomias típicas dos três biomas (Amazônia, Cerrado e Pantana). Os efeitos dos incêndios e desmatamentos podem moldar a estrutura e composição de áreas de vegetação nativa localizadas nesta transição. Estes podem selecionar as espécies mais adaptadas a resistirem aos efeitos do fogo ou regenerar após um corte raso/degradação severa ou então por meio da extração seletiva de madeira que irá retirar os espécimes de maior valor comercial e com isso influenciar também na vegetação destas áreas.

Diante disto, o componente arbóreo da vegetação é um importante descritor e também indicador biológico para se apontar os efeitos dos incêndios e desmatamentos em área de vegetação primárias ou secundárias na transição Amazônia-Cerrado-Pantanal. O componente arbóreo pode auxiliar na definição da fitofisionomia do local (Mato Grosso, 2021) e apontar diretrizes para recuperação após a perturbação sofrida, baseado no levantamento do comportamento arbóreo.

Portanto, é de suma importância avaliar o componente arbóreo para compreender os efeitos e as respostas destes impactos nas formações vegetais na transição. A fitofisionomia do local pode ser moldada por esses agentes transformadores. Isso pode evitar interpretações errôneas a respeito da correta definição fitofisionômicas, principalmente no que diz respeito ao cumprimento dos marcos regulatórios (Brasil, 2012; Mato Grosso, 2021), também sendo importante esse entendimento para orientar ações de mitigação e recuperação do estresse ocorrido em áreas de vegetação nativa.

Porém, não só o componente arbóreo funciona como indicador ambiental para avaliação dos impactos sofridos nas áreas, ou então da real fitofisionomia do local. As lianas também são indicadoras de conservação (Voltolini et al., 2009; Putz, 1984) e de fitofisionomias (Maracahipes et al., 2011; Sfair et al., 2012). Áreas florestais por exemplo, tendem a possuírem maior quantidade de lianas, assim como em áreas degradadas as lianas podem se proliferar com maior facilidade (Sfair et al., 2012; Voltolini et al., 2009).

A caracterização do solo também pode auxiliar no entendimento a respeito da dinâmica da vegetação, principalmente a sua avaliação pós impacto, pois o fogo e desmatamento podem modificar as propriedades mineralógicas e físicas do solo (Mattos; Bertolino; Bertolino, 2022). Na avaliação do solo é possível indicar a atual condição de fertilidade e se o mesmo apresenta condições para a reestruturação da vegetação pós impactos.

O presente trabalho se apresenta com o objetivo de suprir lacunas científicas, avaliando em macro e micro escala das alterações na vegetação causadas por incêndios e desmatamentos na região do Ecótono Amazônia-Cerrado-Pantanal, localizado no Estado de Mato Grosso, destacando que este é o único local do Brasil que os três biomas se interpenetram, portanto, apresentando condições ambientais únicas.

As avaliações em macro escala, foram realizadas para toda região do Ecótono estudado em um raio (*buffer*) de 150 km a partir da linha divisória entre os biomas da Amazônia e do Cerrado, respeitando os limites do estado de Mato Grosso. As avaliações em micro escala, se relaciona com os resultados obtidos no presente estudo, frutos de levantamentos feitos *in loco*, ou seja, em áreas de vegetação nativa inseridas dentro do Ecótono estudado.

O objetivo deste estudo foi responder de forma inédita para a região os seguintes questionamentos:

- Como se distribui espacialmente os desmatamentos e focos de calor?
- Como ocorre a ocupação territorial?
- Quais as classes de vegetação predominantes?
- Como ocorre a distribuição da vegetação em função da ocupação do território?
- Quais os efeitos de um incêndio florestal na mortalidade da vegetação em uma área com histórico de desmatamento?
- É possível estimar com auxílio de veículo aéreo não tripulado (Drone) os impactos de incêndios na vegetação destas áreas florestais?
- Qual a importância da escolha correta do diâmetro mínimo de inclusão em levantamento de dados de inventários florestais em áreas atingidas por incêndios na região do Ecótono?
- Quais os impactos diretos de incêndios sob a vegetação em áreas florestais com históricos de desmatamentos?
- Como ocorre a interação entre as lianas e a vegetação arbórea pós incêndio florestal?
- Qual a condição de fertilidade do solo dois anos após um incêndio florestal em áreas de vegetação nativa no Ecótono?
- Áreas de florestas localizadas no bioma Cerrado, possuem maior resistência a incêndios florestais quando comparada com áreas localizadas no bioma Amazônico?
- Quais ações podem favorecer a conservação da vegetação?

REFERÊNCIAS

BERENGUER, E.; LENNOX, G. D.; FERREIRA, J. *et al.* Tracking the impacts of El Niño drought and fire in human-modified Amazonian forests. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, 118(30), 2021. DOI:

<https://doi.org/10.1073/pnas.2019377118>

BRASIL. **Ministério das Minas e Energia**. Secretária-Geral. Projeto RADAMBRASIL. Folha; geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação e uso potencial da terra. Rio de Janeiro. 1982.

BRASIL. Lei nº 12651 de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. Brasília: **DOU de 28/05/2012**. 2012.

CRUZ, W. J. A.; DUARTE, T. G.; NETO, G. G.; CARNIELLO, M. A. COMUNIDADES ARBÓREAS EM TERRA FIRME NA REGIÃO AMAZÔNICA DO GUAPORÉ. **Interciencia**, v. 43, n. 12, p. 841-845, 2018.

DOBLAS, J.; OVIEDO, A. Efetividade dos territórios tradicionalmente ocupados na manutenção da cobertura vegetal natural no Brasil. *In*: Cunha, M. C.; Magalhães, S. B.; Adams, C. **Povos Tradicionais e Biodiversidade no Brasil: Contribuições dos povos indígenas, quilombolas e comunidades tradicionais para a biodiversidade, políticas e ameaças**. São Paulo: SBPC, 2021. P. 14-57. Disponível em: <https://ds.saudeindigena.icict.fiocruz.br/handle/bvs/4987>

FELFILI, Jeanine Maria. Diversity, structure and dynamics of a gallery forest in central Brazil. **Vegetatio**, v. 117, n. 1, p. 1-15, 1995.

MACEDO, Wallassy S. *et al.* Análise do componente arbóreo em uma área de Ecótono Cerrado-Caatinga no sul do Piauí, Brasil. **Scientia Plena**, v. 15, n. 1, 2019.

MATO GROSSO. **Decreto nº 1025 de 29 de junho de 2021**. Regulamenta os artigos 62 e 62B da Lei Complementar Estadual nº 38, de 21 de novembro de 1995, que dispõe sobre o Código Estadual do Meio Ambiente e dá outras providências. DOE-MT: 30/07/2021. 2021.

MARACAHIPES, L.; LENZA, E.; MARIMON, B. S.; OLIVEIRA, E. A. D.; PINTO, J. R. R.; MARIMON JUNIOR, B. H. Estrutura e composição florística da vegetação lenhosa em cerrado rupestre na transição Cerrado-Floresta Amazônica, Mato Grosso, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 11, p. 133-141, 2011.

MARIMON, Beatriz S. et al. Disequilibrium and hyperdynamic tree turnover at the forest–cerrado transition zone in southern Amazonia. **Plant Ecology & Diversity**, [s.l.], v. 7, n. 1-2, p.281-292, 16 set. 2013.

MARQUES, Eduardo Q. et al. Redefining the Cerrado–Amazonia transition: Implications for conservation. **Biodiversity and Conservation**, p. 1-17, 2019.

MENDES, Fernanda et al. Dinâmica da composição florística do sub-bosque em floresta tropical manejada, no município de Moju, estado do Pará, Brasil. **Amazonian Journal of Agricultural and Environmental Sciences**, v. 55, n. 2, p. 117-123, 2012.

MIRANDA, M. R. S.; NEVES, S. M. A. S. DINÂMICA DA ESTRUTURA DA PAISAGEM DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO JAURU/MATO GROSSO. **Caminhos de Geografia**. 20(69), 63-77, 2019. DOI: <http://dx.doi.org/10.14393/RCG206940664>

MIRANDA, H. S.; ROCHA E SILVA, E. P.; MIRANDA, A. C. Comportamento do fogo em queimadas de campo sujo. In: Miranda, H.S.; Saito C.H.; Dias, B.F.S. (ed.) **Impactos de queimadas em áreas de cerrado e restinga**. Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, p. 1-10, 1996.

MOONLIGHT, P.W.; BANDA, R.K.; PHILLIPS, O.L., et al. Expanding tropical forest monitoring into Dry Forests: The DRYFLOR protocol for permanente plots. **Plants, People, Planet**. 2020. <https://doi.org/10.1002/ppp3.10112>

NOGUEIRA, Euler Melo et al. Tree height in Brazil's 'arc of deforestation': Shorter trees in south and southwest Amazonia imply lower biomass. **Forest Ecology And Management**, [s.l.], v. 255, n. 7, p.2963-2972, abr. 2008.

PHILLIPS, O.; Baker, T.; Feldpausch, T.; Brien, R.. Manual de Campo para o Estabelecimento e Remediação de Parcelas da RAINFOR. 2. ed. **The Royal Society**, 2016.

SERVIÇO FLORESTAL BRASILEIRO. Manual de campo: procedimentos para coleta de dados biofísicos e socioambientais, Serviço Florestal Brasileiro. Ministério da Agricultura e Pecuária, Brasília. 2019.

SILVA, C. P. A.; SOUZA, A. R.; OLIVO-NETO, A. M.; LIMA LEMES, S. A.; SILVA-ALVES, V. D.; DOS SANTOS FILHO, M.; SILVA, D. J.; CARNIELLO, M. A. Diversidade florística da comunidade arbórea de mata ripária do rio Paraguai em áreas de planalto e Pantanal, Mato Grosso, Brasil. **Research, Society and Development**. V.9, n.10, 2020. DOI: <https://doi.org/10.33448/rsd-v9i10.8399>

SOUZA, M. P.; COUTINHO, J. M. C.; SILVA, L. S.; AMORIM, F. S.; ALVES, A. S. Composição e estrutura da vegetação de Caatinga no sul do Piauí, Brasil. **Revista Verde**. v.12, n.2, p.210-217. 2017.

SOUZA, C. R.; SOUZA, F.C.; MAIA, V.A.; CAMPOS, N. A.; COELHO, P. A.; FARRAPO, C.L.; SANTOS, A. B. M.; ARAÚJO, F. C.; GIANASI, F. M.; PAULA, G. G. P.; MOREL, G.D.; FAGUNDES, N. C. A.; GARCIA, P. O.; SANTOS, P. F.; SILVA, W. B.; FONTES, M. A. L.; SANTOS, R. M. Tropical forests structure and diversity: a comparison of methodological choices. **Methods in Ecology and Evolution**, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13670>

STROPP, J. et al. The ghosts of forests past and future: deforestation and botanical sampling in the Brazilian Amazon. **Ecography**, v. 43, n. 7, p. 979-989, 2020. <https://doi.org/10.1111/ecog.05026>

RATNAM, Jayashree et al. When is a 'forest' a savanna, and why does it matter?. **Global Ecology and Biogeography**, v. 20, n. 5, p. 653-660, 2011.

Capítulo 1 - Focos de Calor e Desmatamentos Ocorrem Conectados nos Biomas do Ecótono Amazônia-Cerrado-Pantanal, Mato Grosso, Brasil

Fire Focus and Deforestation Occur Linked in the Amazon-Cerrado-Pantanal

Ecotone Biomes, Mato Grosso, Brazil

Brotes de Incendios y Deforestación Ocurren Conectados en los Biomas Ecotono

Amazonas-Cerrado-Pantanal, Mato Grosso, Brasil

Resumo: Os incêndios e os desmatamentos são agentes modificadores de paisagem, causando impactos sobre a biodiversidade. Quantificar e avaliar esses fatores é uma forma de identificar áreas mais susceptíveis além de gerar indicadores para tomadas de decisões. Este estudo buscou avaliar o estado da arte dos focos de calor e desmatamentos na região do Ecótono, Amazônia-Cerrado-Pantanal no Estado de Mato Grosso. Baseado no histórico de dados secundários obtidos a partir de satélites e fornecidos por instituições governamentais, aliados a técnicas de geoprocessamento, foram quantificados os focos de calor, as áreas desmatadas e avaliou-se a distribuição espacial de tais eventos. Os focos de calor até 2005 foram mais recorrentes na região, porém apresentaram uma tendência de aumento nos anos de 2019 e 2020, enquanto os desmatamentos foram mais presentes até o ano de 2008 e estão em declínio desde então, até 2020. A porção da área estudada ocupada pelo Pantanal foi o bioma mais acometido pelos focos de calor, enquanto a Amazônia foi mais acometida pelo desmatamento. Tanto os focos de calor quanto os desmatamentos, ocorrem conectados entre os biomas. Os resultados mostraram que os impactos estudados respondem as ações governamentais, podendo aumentar ou diminuir em função destas.

Palavras-chave: Desflorestamentos; Incêndios; Queimadas; Transição.

Abstract: Fires and deforestation are landscape modifying agents, causing impacts on biodiversity. Quantifying and evaluating these factors is a way of identifying the most susceptible areas, as well as generating indicators for decision making. This study sought to evaluate the state of the art of fire focus and deforestation in the Ecotono region, Amazon-Cerrado-Pantanal in southwest Mato Grosso. Based on the history of secondary data obtained from satellites and provided by government agencies, combined with geoprocessing techniques, fire focus and deforested areas were quantified and the spatial distribution of such events was evaluated. The fire focus until 2005 were more recurrent in the region but showed an increasing trend in the years 2019 and 2020, while deforestation was more present until 2008 and has been in decline since then, until 2020. The portion of the studied area occupied by the Pantanal was the biome most affected by fire focus, while the Amazon was most affected by deforestation. Both fire focus and deforestation occur connected between biomes. The results showed that the impacts studied respond to governmental actions, and may increase or decrease depending on these.

Keywords: Deflowering; Fires; Burn; Transition.

Resumen: Los incendios y la deforestación son agentes modificadores del paisaje, provocando impactos sobre la biodiversidad. Cuantificar y evaluar estos factores es una forma de identificar áreas más susceptibles, además de generar indicadores para la toma de decisiones. Este estudio buscó evaluar el estado del arte de los brotes de incendios y la deforestación en la región del Ecotono, Amazonia-Cerrado-Pantanal en el suroeste de Mato Grosso. Con base en el historial de datos secundarios obtenidos de satélites y proporcionados por entidades gubernamentales, combinados con técnicas de geoprocésamiento, se cuantificaron los brotes de incendios y las áreas deforestadas y se evaluó la distribución espacial de dichos eventos. Los brotes de incendios hasta 2005 fueron más recurrentes en la región, pero mostraron una tendencia creciente en los años 2019 y 2020, mientras que la

deforestación estuvo más presente hasta 2008 y ha ido en declive desde entonces, hasta 2020. La porción del área estudiada ocupada por el Pantanal fue el bioma más afectado por los brotes de incendios, mientras que la Amazonía fue la más afectada por la deforestación. Tanto los brotes de incendios como la deforestación ocurren conectados entre biomas. Los resultados mostraron que los impactos estudiados responden a acciones gubernamentales, pudiendo aumentar o disminuir en función de estas.

Palabras clave: Desfloraciones; Incendios; Fuegos Transición.

INTRODUÇÃO

Os desmatamentos e incêndios são considerados em diversos estudos como umas das principais ameaças as áreas conservadas, devido às mudanças físicas, biológicas, e químicas produzidas no ambiente, gerando consequências sobre o solo, vegetação, fauna e o ar atmosférico (MIRANDA; ROCHA E SILVA; MIRANDA, 1996). Esses impactos causam perdas irreversíveis sobre os ambientes florestais, devastando grandes áreas e transformando o uso e ocupação do solo de regiões, e provocando impactos negativos que levam a perda de resiliência e de serviços ecossistêmicos destas áreas antes preservadas (STROPP et al. 2020).

Na Amazônia, Cerrado e Pantanal, tanto os focos de calor, quanto os desmatamentos causam impactos a curto e longo prazo e estes vem crescendo recentemente (MORAES et al. 2017; BRASIL, 2020; LEÃO; FERREIRA; STRAUCH, 2020; SILVA et al. 2020). Conforme Stropp et al. (2020) os remanescentes de vegetação nativa, estão sendo dizimados, sejam eles pelo fogo ou pelos desmatamentos, sem que ao menos se conheça a riqueza biológica desses locais. E a ação conjunta destas ações impactantes tem potencializado a mortandade de árvores (BERENGUER et al. 2021)

A região do Ecótono foco do estudo, é uma área de transição entre biomas, também conhecida como Zona de Tensão Ecológica. Os impactos que o desmatamento e as

queimadas causam nestas áreas, podem ser agravados e irreversíveis devido ao fato desta região apresentar condições particulares quanto às variações climáticas e também quanto a vegetação, estando parte destas áreas localizada em regiões de grande produção agrícola, reconhecida como o arco do desmatamento e sob grande pressão antrópica (NOGUEIRA et al., 2008).

Essas áreas estão sob pressão e apresentam condições únicas e mesmo assim são negligências nas elaborações das leis vigentes, fazendo com que essas e outras faixas de transição fiquem expostas à degradação ambiental (MEWS; MARIMON; RATTER, 2012). Segundo Fearnside (2020) toda ação ambiental governamental cria um impacto sobre as possíveis ações degradantes do meio ambiente, seja ela de redução ou aumento desses impactos, e em função disso ao longo de um período as métricas desses impactos apresentam variações. Portanto se torna importante realizar levantamentos que indiquem o histórico e tendência desses danos.

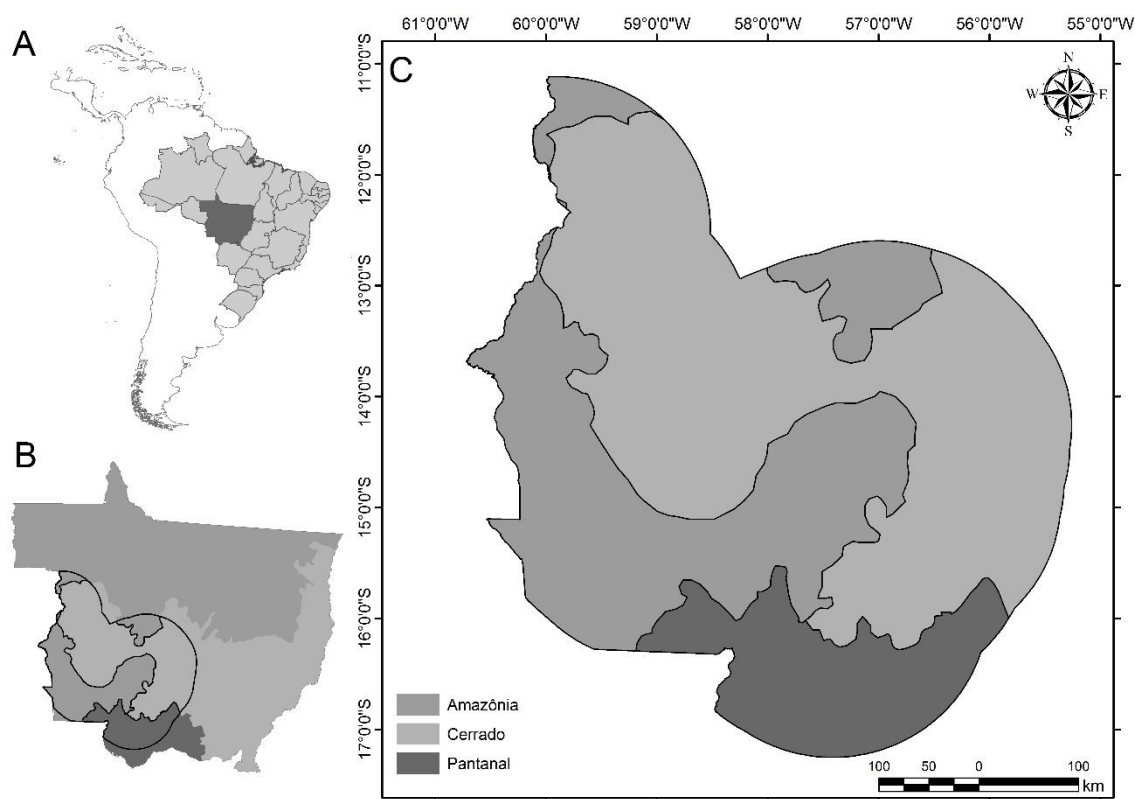
Diante do exposto, esse trabalho teve como objetivo reconhecer o estado da arte dos focos de calor e desmatamentos na região do Ecótono, Amazônia-Cerrado-Pantanal no Estado de Mato Grosso, visando reconhecer o grau desses impactos nessa região e relacionando os resultados com as legislações ambientais. Como hipótese se espera que as áreas do bioma Cerrado, possuam maior número de focos de calor, enquanto a Amazônia detenha o maior quantitativo de área desmatada e que estes impactos respondem as legislações ambientais criadas.

METODOLOGIA

Área do Estudo

Foram avaliados os focos de calor e desmatamentos em uma área com distância máxima de até 150 quilômetros da linha que divide os biomas Amazônia e Cerrado, na região de Ecótono entre os Biomas Amazônico e Cerrado e abrangendo parte do Pantanal, localizado na Região Sudoeste do Estado de Mato Grosso (Figura 1).

Capítulo 1 - Figura 1 - Área do Estudo.



Elaboração: os autores para este estudo. Fonte: IBGE. Datum: WGS84.

Origem e Análise dos Dados

Os dados de foco de incêndios utilizados nesse estudo são oriundos do Banco de Dados de Queimada do Instituto Nacional de Pesquisa Espacial – INPE (BRASIL, 2021a). Os dados de desmatamento são do banco de dados do TERRABRASILIS (BRASIL, 2021b) que também está sob coordenação do INPE.

Foram selecionados os focos de calor disponíveis no banco de dados que incluem o período de 1999 até 2020. Os dados dos anos 1999 e 2000 foram obtidos do satélite NOAA-

12, os dados dos anos de 2001 e 2002 do satélite TERRA-M-T e os dados dos anos de 2003 até 2020 foram obtidos do satélite AQUA_M-T que atualmente é o satélite de referência do INPE (BRASIL, 2021a).

Os dados de desmatamento compreendem o período de 1988 até 2020 e foram baixados diretamente do banco de dados do INPE, que segue metodologia específica para a definição das áreas desmatadas. O mapeamento utiliza imagens do satélite Landsat ou similares, para registrar e quantificar as áreas desmatadas maiores que 6,25 hectares e considera como desmatamento a supressão da vegetação nativa, independentemente da futura utilização destas áreas (BRASIL, 2021b).

Os dados foram obtidos no formato Shapefile e com o uso do software QGIS (QGIS.ORG, 2020), filtrados para a área de interesse deste estudo. Os dados de focos de calor de 1999 à 2020 foram contabilizados anualmente. Já os dados de desmatamento foram analisados em dois períodos diferente, pois entre 1988 e 2007 os dados disponíveis são um acumulado para o período, já a partir de 2008 até 2020, foi possível se obter o quantitativo anual da área desmatada para a região.

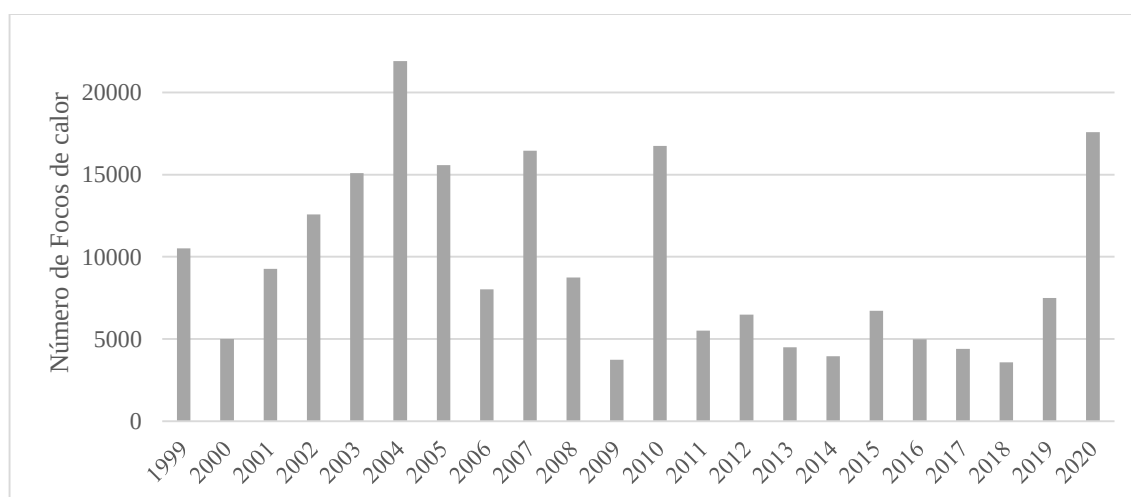
Fazendo o uso do QGIS com os dados dos focos de calor de todo o período, foi realizada uma análise de densidade de Kernel com raio de influência de 1 km, com o objetivo de identificar as áreas com maior densidade de focos ao longo do período avaliado. E os dados de desmatamentos foram trabalhados com o objetivo de avaliar a respectiva distribuição espacial relacionando com a disposição da malha rodoviária e contabilizada a proporção total de cada bioma acometido pelos desmatamentos no período de avaliação. Todas as análises foram realizadas utilizando-se o *Datum Sirgas 2000*.

RESULTADOS

Queimadas

Para área estudada o número de focos de calor foi de 208.824 registros de incêndios para os anos 1999 até 2020, isso resulta em um total de 0,85 focos/km². Os anos com maiores números de registros foram 2004 e 2020 com 21.913 (0,09 focos/km²) e 17.590 (0,07 focos/km²) respectivamente, enquanto os anos com menores focos de calor foram 2018 que registrou 3568 focos (0,01 focos/km²) 2009 com 3726 (0,02 focos/km²) (Figura 2).

Capítulo 1 - Figura 2 - Número de focos de calor de 1999 até 2020 para a região estudada.



Fonte: os autores.

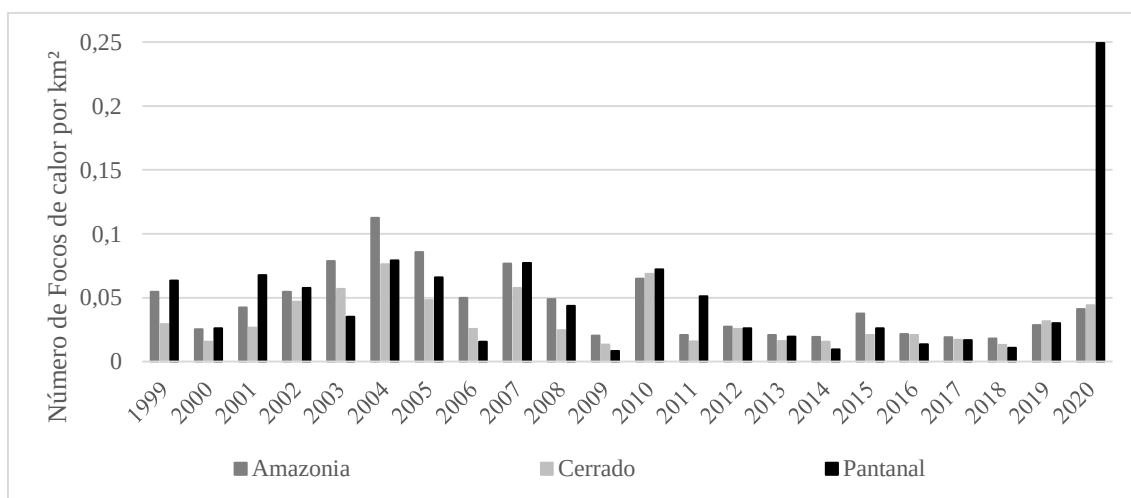
De 1999 até 2004 houve uma ascensão nos focos de calor e a partir de 2005 até 2014 ocorreu um decréscimo dos registros e de 2015 até 2020 os números voltaram ao crescimento, principalmente em consequência dos elevados registros de 2020.

Quantitativamente os focos contabilizados durante o período avaliado no Cerrado foi o que apresentou a maior quantidade de registros (92.397), seguido pela Amazônia (80.337) e Pantanal (36.090), porém quando se trata do número de focos registrados por km² o Pantanal apresentou a maior densidade de pontos (1,07 focos/km²), seguido pela Amazônia (0,96 focos/km²) e Cerrado (0,71 focos/km²).

No Pantanal os anos com maior identificação de focos de calor foram 2020 ($8441 = 0,25$ focos/km²) e 2004 ($2.680 = 0,08$ focos/km²) com menores números de registros em 2009 ($282 = 0,01$ focos/km²) e 2014 ($321 = 0,01$ focos/km²). O bioma Amazônico apresentou elevados números de registros nos anos de 2004 ($9.334 = 0,11$ focos/km²) e 2005 ($7.094 = 0,09$ focos/km²) e com menor detecção de incêndios pelos satélites nos anos de 2018 ($1.497 = 0,02$ focos/km²) e 2014 ($1.614 = 0,02$ focos/km²).

No Cerrado assim como nos demais biomas o ano de 2004 aparece entre os com maiores focos de calor ($9899 = 0,08$ focos/km²) e além dele aparece com segundo maior número de registros o ano de 2010 ($8.920 = 0,07$ focos/km²) e os anos com menores registros foram 2018 ($1700 = 0,01$ focos/km²) e 2009 ($1752 = 0,01$ focos/km²) (Figura 3).

Capítulo 1 - Figura 3 - Número de Focos de calor de 1999 até 2020 separados por biomas para a região estudada.

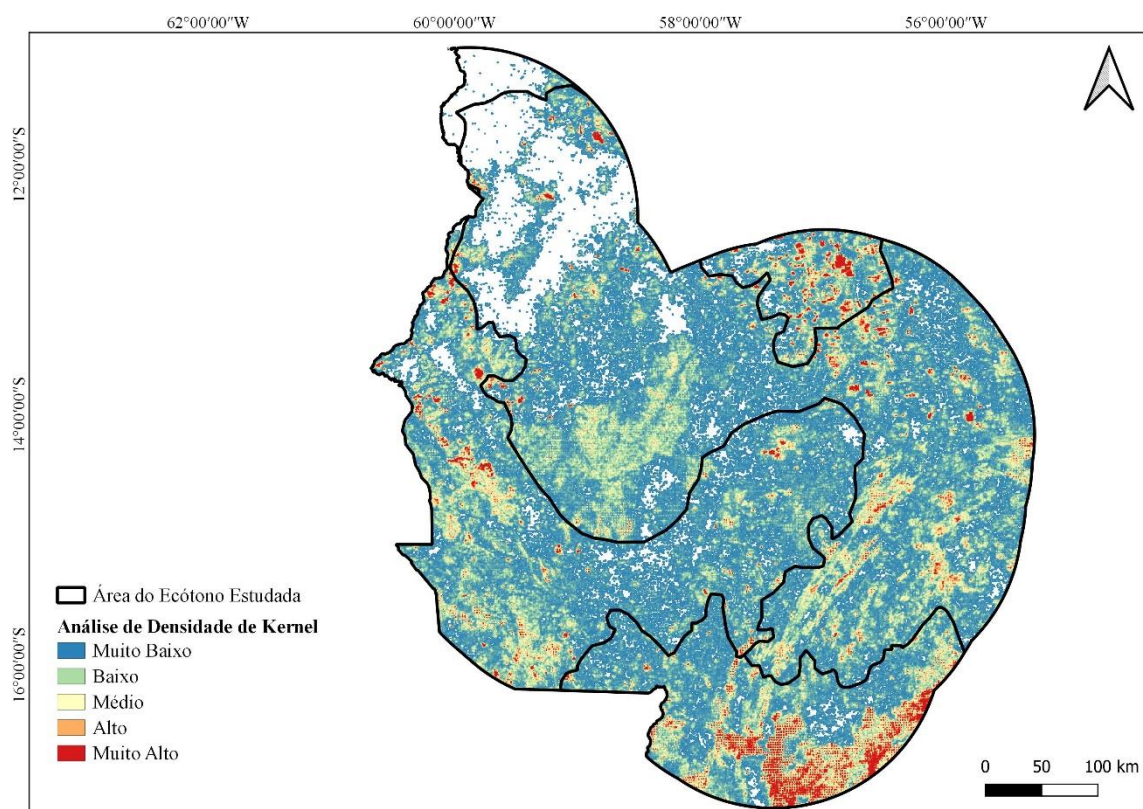


Fonte: os autores.

Os três biomas apresentaram as mesmas tendências em relação a variação do número de focos de calor durante o período analisado. Elevação do número de queimadas de 1999 até 2004, seguido de diminuição dos registros até o ano de 2014 e após esse período há tendência de aumento dos focos de calor até 2020, com destaque para o acréscimo no Pantanal.

A análise de Densidade de Kernel apontou duas regiões que podem ser chamadas de *hotspots* (alta concentrações) de focos de calor no período avaliado (Figura 4). A primeira na transição entre a Amazônia, Cerrado e Pantanal ao leste da área do estudo, formando uma faixa de maior incidência de focos, com alto valor de densidade no Pantanal. Também foi possível identificar maiores densidades na região Amazônica na porção sudoeste da área, na faixa da fronteira Brasil/Bolívia, que se conecta com médias e altas densidades dos focos no Cerrado passando pela transição entre esses biomas.

Capítulo 1 - Figura 4 - Análise de densidade dos focos de calor acumulado de 1999 até 2020 para a região estudada.



Fonte: os autores.

Desmatamento

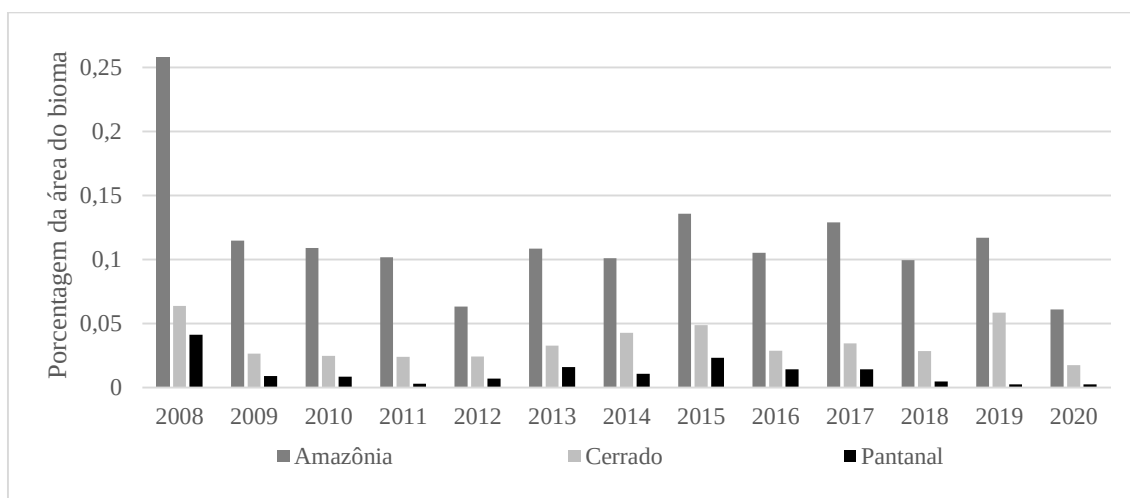
Na área avaliada, um total de 104.071,2 km² (42,18%) foi desmatada de 1988 até 2020. Na área de recorte do estudo o bioma Amazônico teve um total de área desmatada de

58.054,9 km², o que corresponde a 70,01% da área avaliada. O domínio pertencente ao Cerrado sofreu desmatamento no período estudado correspondente a 34.443,4 km², sendo 26,48% da área total estudada. Para o Pantanal foi registrada a área desmatada de 11.573,0 km², essa corresponde a 34,17%.

A maior parte do desmatamento das áreas ocorreu de 1988 até 2007, onde os dados disponibilizados pelo INPE não discriminam o valor por ano e o total desse período resultou em uma área desmatada de 102.180,8 km² que equivale a 41,42% da área. Quanto aos biomas 56.809,0 km² (68,57%) da Amazônia foi desmatado nesse período, enquanto no Cerrado 33.852,1 km² (26,03%) e do Pantanal 11.519,7 km² (34,02%), foram desmatados de 1988 até 2007.

A partir de 2008 até 2020 foi observado que a Amazônia permaneceu como o bioma mais impactado pelo desmatamento em todos os anos, seguido pelo Cerrado e Pantanal. O ano de 2008 foi o que apresentou maior proporção de área desmatada para todos os biomas. Para os três biomas a tendência foi de diminuição do desmatamento de 2008 até 2012, a partir desse ano até 2017 foi observado um aumento e de 2018 até 2020, há uma tendência de diminuição dos desmatamentos na área avaliada (Figura 5).

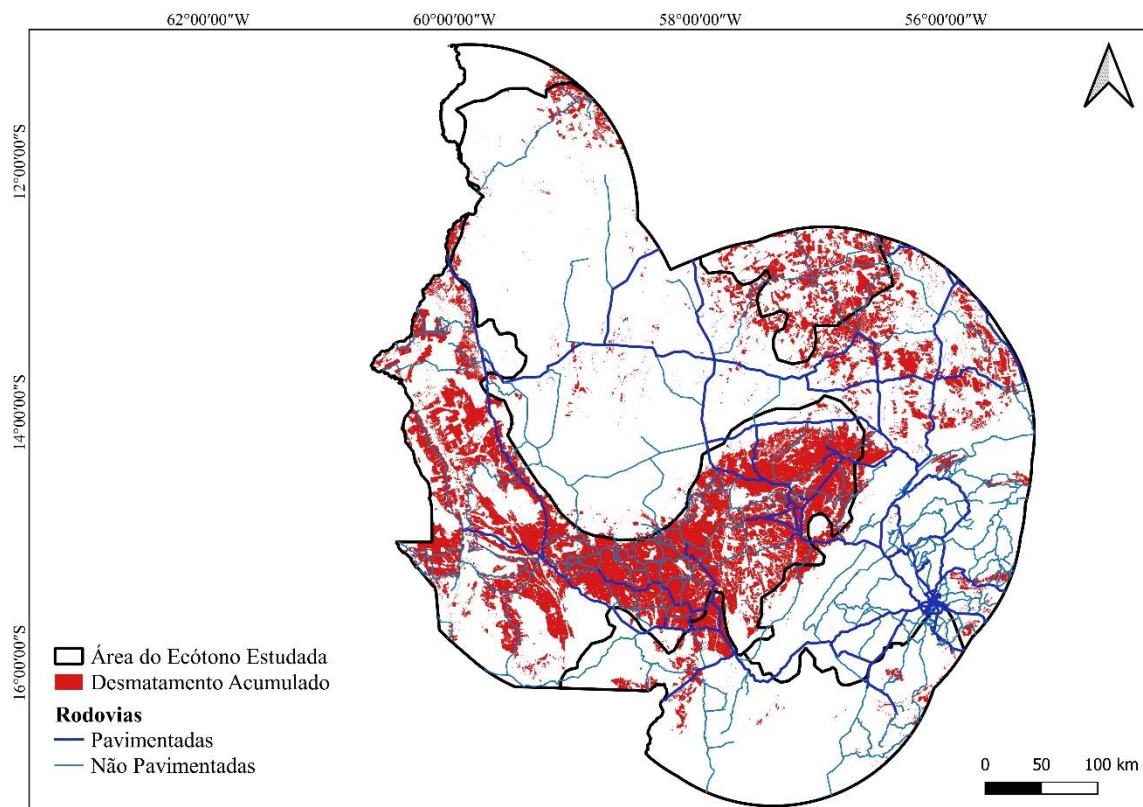
Capítulo 1 - Figura 5 - Porcentagem da área de cada bioma analisada desmatada de 2008 até 2020 para a região estudada.



Fonte: os autores.

Quanto a distribuição espacial do desmatamento foi possível constatar que a área pertencente a Amazônia sofreu com o desmatamento por toda sua extensão, na região investigada (Figura 6), sendo evidenciado o aumento dos registros no Ecótono com o Cerrado. Essa tendência de desmate de áreas amazônicas tem transposto o limite do bioma e impulsionado o desmatamento no Cerrado e Pantanal, consequentemente afetando a zona mais próxima do Ecótono (faixa do limite de abrangência com a Amazônia) destes biomas. Além disso a distribuição dos registros ocorre com proximidade de rodovias, apontando uma relação da presença dessas autovias com os desmatamentos.

Capítulo 1 - Figura 6 - Desmatamento acumulado de 1988 até 2020 para a região estudada, com destaque para a presença de rodovias.



Fonte: os autores.

DISCUSSÕES

Queimadas

O número de registros de focos de calor (0,89 focos/km²) para a região estudada são maiores do que os apontados por Silva et. al (2020) que teve como resultados um total de 0,5 focos/km² ao avaliar toda a extensão dos biomas Amazônia, Cerrado, Mata Atlântica e Catinga de 2002 a 2019, com destaque para o fato dos autores terem registrado mais focos no Cerrado (0,64 focos/km²) do que na Amazônia (0,51 focos/km²), o que diverge dos resultados encontrados no presente estudo.

Mesmo que o presente estudo tenha um período maior de dados coletados a média de focos/km² ao ano de 0,042 supera o de Silva et al. (2020) de 0,029. No Cerrado a média anual do presente estudo foi de 0,033 e na Amazônia de 0,046 focos/km² ao ano enquanto os autores citados anteriormente encontraram resultados para o Cerrado de 0,037 e para Amazônia 0,030.

Os resultados de Leão, Ferreira e Strauch (2020) que avaliaram somente o ano de 2016 para todo estado de Mato Grosso, a Amazônia foi a que apresentou maior número de queimadas na área avaliada pelos autores, seguido do Cerrado e Pantanal. Quando avaliado o mesmo ano no presente estudo os resultados para a área estudada são convergentes com os obtidos pelos autores para todo o Estado.

Com essas discussões é possível observar que no estudo a área pertencente ao Cerrado tem dinâmica de focos de calor seguindo o padrão para toda extensão do Bioma, enquanto a Amazônia apresenta uma intensificação dos registros na faixa de transição aqui avaliada. Os focos de calor na Amazônia podem ser explicados em função de nas últimas duas décadas, as secas extremas na Amazônia terem se tornado mais frequentes (BRANDO et al., 2014). Barni et al. (2020) afirmam que em anos de secas extremas na Amazônia em função do *El Niño* as ocorrências de incêndios florestais são maiores.

O efeito da seca aliado a evento de queimas na Amazônia foi estudado por Berenguer et al. (2021), que avaliou especificamente os efeitos da seca causada pelo *El Niño* de 2015-2016, em uma região que corresponde a cerca de 1,2% da Amazônia brasileira. Os autores

consideraram que a soma dos fatores seca e queimadas aumentam a mortalidade de árvores na região. Grande parte das florestas da Amazônia são consideradas de raízes superficiais e essas possuem baixa resistência a seca severas (COSTA et al. 2022) em função da profundidade das raízes, o que aliado com o efeito do fogo aumenta a mortalidade de árvores (BERENGUER et al. 2021).

Na região avaliada no presente estudo, a ação da seca, aliada com os focos de calor pode ser um importante impacto direto sobre os remanescentes de vegetação florestal da porção Amazônica, visto que os registros de focos ocorrem com maior frequência na área estudada do que no restante do bioma (SILVA et al., 2020).

Na porção estudada no Pantanal, os resultados divergem do observado em outros estudos por ser o mais acometido por focos de calor, isso principalmente pelos elevados números de registros de 2020. Neste contexto segundo Kumar et al. (2022) o grande número de incêndios no Pantanal em 2020 foi resultado de vários anos de seca e as áreas naturais desse bioma, foram as mais afetadas.

Moraes et al. (2017) também observaram que essa região que envolve o Pantanal de Cáceres e Poconé (Pantanal Norte) possui incidência histórica de focos de calor com registros considerados médios a altos quando comparado com todo o bioma e esses autores inferiram ainda que a maior proporção dos registros (75%) ocorrem em áreas de cerrado dentro do Pantanal e portanto pela área avaliada do presente estudo estar faixa de transição, fez com que o número de registros fossem elevados, principalmente na conexão com o Cerrado.

Esperava-se que na área estudada o Cerrado apresentasse o maior número de focos, assim como os resultados de Silva et al. (2020), muito em função de que as queimadas têm ocorrido no Cerrado há pelo menos 25 milhões de anos (BOND et al. 2003). Porém, tornaram-se mais frequentes, passando a ocorrer várias vezes em uma década na mesma área (BOND; KEELEY, 2005), principalmente os últimos 10.000 anos (BROOKS et al. 2004).

O presente estudo demonstra que nas últimas duas décadas a área de domínio desse bioma na região estudada possui menos registros por km² de focos de calor do que Amazônia e Pantanal.

A análise de densidade dos focos de calor apontou que esses ocorrem com conexão entre os biomas e as áreas do Pantanal e Amazônia que conectam com o Cerrado. Isso demonstra que o histórico de fogo desse bioma que atua como um agente evolutivo para as plantas e tem um papel importante na distribuição de savanas no mundo (BOND et al. 2005), pode estar adentrando nos demais biomas em função da conexão espacial existente entre estes. Deste modo, pela falta de estudo não se sabe quais os impactos da dinâmica do fogo na vegetação nativa, principalmente no que diz respeito ao Pantanal e isso é preocupante do ponto de vista de perda da biodiversidade (MORAES et al. 2017).

Desmatamentos

Quanto ao desmatamento, chama atenção os 70% ocorridos na porção Amazônica, sabe-se que desde a década de 70, com o incentivo da ocupação dessa região, as áreas desse bioma têm sofrido muito com o desmatamento (FEARNSIDE, 2020), principalmente em função das transformações do uso e ocupação do solo (LEANDRO; ROCHA, 2019). A porção localizada no Ecótono estudado demonstrou ser altamente impactada pelo desflorestamento e a abertura de áreas na Amazônia que se relaciona com o histórico de incentivo de ocupação da região pelos órgãos governamentais (BISTENE; GUIMARÃES, 2019).

Aliado ao incentivo nas décadas de 1990 e 2000 houve a modernização das rodovias que fragmentam a porção Amazônica da área estudada (BISTENE; GUIMARÃES, 2019; MARTINS et al. 2019). Os resultados demonstraram que os desmatamentos ocorrem

próximos destas, principalmente das rodovias federais (BRs) e demais rodovias pavimentadas (rodovias estaduais e vicinais).

Conforme Silva et al. (2020) as estradas são impulsionadoras de desenvolvimento e consequentemente causam grandes impactos à biodiversidade, entre esses ocorre o avanço do desmatamento, que vai além da abertura para a estrada, pois essa facilita o acesso às áreas e consolida o desmatamento de regiões antes inacessíveis. Têm, inclusive, relação com o aumento dos focos de calor registrados para as áreas próximas de estradas (SILVA FILHO; TELES; SANTOS NETO, 2007).

De acordo com Fearnside (2020), os índices de desmatamento na Amazônia vêm crescendo desde 1991 com um ritmo variável, porém rápido, os resultados observados por esse autor, para toda Amazônia, vão ao encontro do que foi constatado no presente estudo para a região foco. Constatando a oscilação nos valores anuais de desmatamento e convergem com os resultados de que a maior parte dos desmatamentos ocorreu em período anterior à 2008.

O menor desmatamento do Cerrado pode ser em decorrência desse Bioma apresentar um grau de perturbação tão elevado que faz com que não exista muitas áreas a serem impactadas por desmatamento. Por esse motivo, parece não indicar um sinal de conservação dessa região, destacando o fato de o Cerrado estar em um grau de desflorestamento tão elevado que faz com que esse bioma receba o título de *hotspots* da biodiversidade mundial (VIANA, 2013).

Os dados do Ministério do Meio Ambiente (BRASIL, 2011) apontam que até o ano de 2010 o total do bioma Cerrado impactado pelo desmatamento era de 48,54% isso considerando apenas supressão da vegetação, demonstrando que o Bioma sofre muito com esse impacto. Entretanto na região estudada é o Bioma com menor ocorrência de desmatamento quando avaliado isoladamente comparado ao Pantanal e Amazônia.

Conforme Aquino et al. (2017) no Pantanal na região de Cáceres de 1993 até 2014, 32,95% dos 632.928,15 km² pertencente à classe de vegetação florestal nativa e 40,19% dos 350.624,88 km² de formações de savanas foram suprimidos nestes 21 anos. Os resultados desses autores para essa sub-região do Pantanal, ficam próximos dos 34,17% encontrados para o Bioma na área avaliada desde 1988 no presente estudo.

Aquino et al. (2017) também observaram que o avanço do desmatamento partiu do norte da região, justamente na área mais próxima da conexão com a Amazônia. Os relatos são compatível ao constatado no presente estudo, em que o desmatamento no Pantanal é conectado às regiões amazônicas.

Ter Steeg et al. (2013) em seu estudo estimou que na Amazônia exista 16 mil espécies de árvores, porém os autores afirmam que esse número é ainda maior. A perda tão acentuada de floresta nativa é preocupante do ponto de vista da perda de biodiversidade sem que muitas espécies tenham sido catalogadas e conhecidas antes de serem extintas conforme aponta Stropp et al. (2020).

Os mesmos autores citados anteriormente reforçam que o desmatamento progressivo aumenta o risco de perder espécies não documentadas de uma flora arbórea hiper diversa de regiões como a estudada. Isto é ainda mais preocupante, principalmente, por se tratar de uma região de transição entre biomas que apresentam condições únicas, especialmente dos parâmetros de riqueza e abundância de comunidades (MARIMON et al., 2013).

Efeitos das Legislações nos resultados de queimadas e desmatamentos

A legislação leva em conta uma passagem abrupta entre os biomas e/ou fitofisionomias. Essa forma de transição têm sido contestada por alguns autores que questionam a eficiência das leis que levam em consideração esta classificação dos biomas para a conservação destas áreas ecotonais, apontando que esta forma de definição de

transição não é eficiente para assegurar a conservação da biodiversidade local (MARIMON et al., 2013; MARIMON et al., 2006; MEWS; MARIMON; RATTER, 2012).

Algumas legislações foram criadas e parecem ter surtido algum efeito para a diminuição histórica dos focos de calor e de desmatamento. Entre essas pode-se citar a diminuição observada nos focos de calor a partir de 2005 que pode ter sido motivada pela Lei Complementar Nº 233 DE 21/12/2005 (MATO GROSSO, 2005), que dispõe sobre a política florestal do Estado de Mato Grosso e estabelece normas específicas para o uso do fogo como manejo de áreas, criando uma proibição de queimadas durante o período mais seco do ano, mesmo que controladas, com a finalidade de manejo agropecuário.

Foi observado que a legislação surtiu efeito na diminuição dos registros de focos de calor, mesmo que em alguns anos como 2007 e 2010 se obteve valores mais elevados, de modo geral a partir da criação deste dispositivo legal a tendência foi de diminuição. Isso pode ter sido motivado pela proibição coincidir com o período constatado de maior risco de incêndios, pois como o material combustível está seco e com alto potencial de flamabilidade, ao se usar a queima controlada acaba por perder o controle do uso do fogo para manejo e causa queimadas (SORIANO et al. 2020). Aliada a Lei estadual, o Código Florestal de 2012 (BRASIL, 2012) também trouxe em seu artigo 38 a proibição do uso do fogo.

Mesmo com essa queda observada, foi constatado que há um aumento dos focos de calor nos dois últimos anos (2019 e 2020) motivado principalmente pelo elevado número de registros de queimadas no Pantanal. Por mais que esse seja um bioma úmido, na faixa de transição estudada, ele possui características mais secas por ser a porção conhecida como alto Pantanal (MORAES et al. 2017).

Quanto ao desmatamento foi possível observar que a maior proporção de área desmatada ocorreu entre 1988 e 2007, com um elevado quantitativo em 2008 e posteriormente, pode-se observar uma oscilação. Destaca-se que em 2008 ocorreu a publicação do decreto nº 6.514, de 22 de julho de 2008 (BRASIL, 2008), que juntamente

com a publicação do novo código florestal em 2012 (BRASIL, 2012), criaram normas mais específicas quanto a supressão da vegetação, seja ela legal, ou ilegal com as devidas penalidades citadas nas leis.

Fearnside (2020) chegou ao entendimento de que os índices de desmatamento são oscilantes pois respondem as ações do governo. Segundo esse autor na década do 70 os desmates ocorreram em função dos decretos de incentivos dos governos, principalmente na Amazônia, e que conforme foi ocorrendo investimentos em fiscalização e os incentivos para ocupar novas áreas, foram sendo reduzidos e os registros foram decrescentes. Desde 2008 com as legislações que entraram em vigência, estamos passando por uma fase mais rigorosa de fiscalização e isso possibilitou a redução dos índices de desmatamento encontrados no presente estudo.

Essas legislações podem ter tornado mais claras quanto aos possíveis crimes praticados e com isso houve a diminuição dos eventos e consequentemente de registros. A partir de 2008 o total desmatado foi de 0,76% da área avaliada. O resultado decorre principalmente em função da porção Amazônica da área estudada. Fearnside (2020) também registrou para toda Amazônia o decréscimo dos índices desde 2008, isso demonstra que o desmatamento da região converge com os resultados obtidos para o restante do Bioma.

Merece destaque que houve uma queda recente dos desmatamentos, pelos dados do ano de 2020 que teve valores abaixo dos anos anteriores para todos os biomas. Isso foi decorrente das normas para essa contabilização do desmatamento terem sido alteradas para o referido ano e com isso apenas uma pequena porção da área estudada foi avaliada (BRASIL, 2020).

Esse fato citado anteriormente é preocupante do ponto de vista que pode mascarar os dados e não se tem como saber quais os reais impactos do desmatamento nessa região de transição entre os biomas, caso os registros seguirem sendo contabilizados baseados nas normas adotadas atualmente. Esse resultado encontrado para 2020 no presente estudo, está

relacionado com essa nova metodologia que não avalia o impacto sobre toda área ecotonal avaliada.

Os dados publicados acerca da estimativa da taxa de desmatamento na Amazônia Legal Brasileira (BRASIL, 2020) demonstrou que mesmo desconsiderando 127 das 229 cenas de satélites usadas para cobrir toda Amazônia Legal os dados apontaram aumento de 9,5% no desmatamento em relação a 2019. Demonstrando que o desmatamento está ocorrendo com tendência de aumento porém pela metodologia usada pelas entidades federais responsáveis a área foco do presente estudo não está sendo totalmente inclusa nas análises estatísticas, criando um falso resultado de declínio do desmatamento para a região foco do presente estudo.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A porção do Pantanal se mostrou mais acometida pelo fogo no período avaliado, enquanto a porção Amazônica foi a que mais sofreu com os desmatamentos.

A densidade de focos de calor apontou que esse impacto ocorre conectado entre os biomas, com intensificação dos registros na proximidade com o Cerrado, enquanto a distribuição dos desmatamentos ocorre em conexão entre os mesmos, porém com mais influência da Amazônia e as áreas mais afetadas se encontram em extensos corredores que orientados a partir da malha rodoviária com áreas igualmente impactadas que se aprofunda perpendicularmente às rodovias.

Os focos de calor apresentaram maiores registros anteriores à 2005, enquanto os desmatamentos ocorreram em sua grande maioria anterior à 2008. Isso muito provavelmente em função das leis criadas visando atenuar esses impactos e pelo histórico de ocupação da região que ocorreu anterior a esses períodos.

REFERÊNCIAS

- AQUINO, Helibera Capistrano et al. Analysis of the Pasture Dynamics in the Pantanal Caceres/MT. **Geo Uerj**, n. 30, p. 305-328, 2017. <https://doi.org/10.12957/geouerj.2017.21490>
- BARNI, Paulo Eduardo et al. Precipitação no extremo norte da Amazônia: distribuição espacial no estado de Roraima, Brasil. **Sociedade & Natureza**, v. 32, p. 420-436, 2022. <https://doi.org/10.14393/SN-v32-2020-52769>
- BERENGUER, Erika et al. Tracking the impacts of El Niño drought and fire in human-modified Amazonian forests. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 118, n. 30, 2021. <https://doi.org/10.1073/pnas.2019377118>
- BISTENE, Marcus Vinicius Reis Souto; GUIMARÃES, Jarsen Luis Castro. Desmatamento, população e desenvolvimento econômico no oeste do Pará nos eixos das Rodovias Santarém-Cuiabá e Transamazônica. **Natural Resources**, v. 9, n. 2, p. 19-35, 2019. <https://doi.org/10.6008/CBPC2237-9290.2019.002.0003>
- BRANDO, Paulo Monteiro et al. Aumentos bruscos na mortalidade de árvores na Amazônia devido a interações entre secas e incêndios. **Anais da Academia Nacional de Ciências**, v. 111, n. 17, p. 6347-6352, 2014.
- BRASIL. Decreto nº 6514, de 22 de julho de 2008. Dispõe sobre as infrações e sanções administrativas ao meio ambiente, estabelece o processo administrativo federal para apuração destas infrações, e dá outras providências.. **Decreto Nº 6.514, de 22 de Julho de 2008**. Brasília, 2008.
- BRASIL. INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. **MONITORAMENTO DO DESMATAMENTO NOS BIOMAS BRASILEIROS POR SATÉLITE**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente – MMA, 2011.

BRASIL. Lei nº 12651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. **Lei Nº 12.651, de 25 de Maio de 2012..** Brasília, 2012.

BRASIL. **Estimativa do PRODES.** São José dos Campos, 2020. Disponível em: http://www.obt.inpe.br/OBT/noticias-obt-inpe/estimativa-de-desmatamento-por-corte-raso-na-amazonia-legal-para-2020-e-de-11-088-km2/NotaTecnica_Estimativa_PRODES_2020.pdf. Acesso em: 20 jan. 2021.

BRASIL. INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. . **Programa Queimadas.** Disponível em: <http://queimadas.dgi.inpe.br/queimadas/portal>. Acesso em: 10 jan. 2021a.

BRASIL. INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. **TerraBrasilis.** Disponível em: <http://terrabrasilis.dpi.inpe.br/>. Acesso em: 15 jan. 2021b.

BOND, W. J.; MIDGLEY, G. F.; WOODWARD, F. I. The importance of low atmospheric CO₂ and fire in promoting the spread of grasslands and savannas. **Global Change Biology**, v. 9, n. 7, p. 973-982, 2003. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2486.2003.00577.x>

BOND, William J.; KEELEY, Jon E. Fire as a global ‘herbivore’: the ecology and evolution of flammable ecosystems. **Trends in ecology & evolution**, v. 20, n. 7, p. 387-394, 2005. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.04.025>

BOND, William J.; WOODWARD, F. Ian; MIDGLEY, Guy F. The global distribution of ecosystems in a world without fire. **New phytologist**, v. 165, n. 2, p. 525-538, 2005. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2004.01252.x>

BROOKS, Matthew L. et al. Effects of invasive alien plants on fire regimes. **BioScience**, v. 54, n. 7, p. 677-688, 2004. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2004\)054\[0677:EOIAP0\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2004)054[0677:EOIAP0]2.0.CO;2)

COSTA, Flavia RC et al. The other side of tropical forest drought: do shallow water table regions of Amazonia act as large-scale hydrological refugia from drought?. **New Phytologist**, 2022. <https://doi.org/10.1111/nph.17914>

FEARNSIDE, P.M. 2020. Desmatamento na Amazônia brasileira: História, índices e consequências. p. 7-19. In: FEARNSIDE, P.M. (ed.) **Destruição e Conservação da Floresta Amazônica**, Vol. 1. Editora do INPA, Manaus, Amazonas. 368 p. (no prelo). ISBN: 978-85-211-0193-2

KUMAR, Sujay et al. Changes in land use enhance the sensitivity of tropical ecosystems to fire-climate extremes. **Scientific Reports**, v. 12, n. 1, p. 1-11, 2022. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-05130-0>

LEANDRO, G. R. S.; ROCHA, P. C. Expansão agropecuária e degradação ambiental na bacia hidrográfica do rio Sepotuba - Alto Paraguai, Mato Grosso - Brasil. **Sociedade & Natureza**, [S. l.], v. 31, 2019. <https://doi.org/10.14393/SN-v31-2019-45603>

LEÃO, Renata Spolti; FERREIRA, Gustavo da Silva; STRAUCH, Julia Celia Mercedes. ANÁLISE ESPAÇO-TEMPORAL DOS FOCOS DE QUEIMADAS E INCÊNDIOS EM MATO GROSSO, BRASIL, NO ANO DE 2016. **Raega-O Espaço Geográfico em Análise**, v. 47, n. 1, p. 99-119, 2020. <https://doi.org/10.5380/raega>

MARIMON, Beatriz S. et al. OBSERVATIONS ON THE VEGETATION OF NORTHEASTERN MATO GROSSO, BRAZIL. IV. AN ANALYSIS OF THE CERRADO–AMAZONIAN FOREST ECOTONE. **Edinburgh Journal Of Botany**, [s.l.], v. 63, n. 2-3, p.323-341, jul. 2006. <https://doi.org/10.1017/S0960428606000576>

MARIMON, Beatriz S. et al. Disequilibrium and hyperdynamic tree turnover at the forest–cerrado transition zone in southern Amazonia. **Plant Ecology & Diversity**, [s.l.], v. 7, n. 1-2, p.281-292, 16 set. 2013. <https://doi.org/10.1080/17550874.2013.818072>

MARTINS, Emerson *et al.* PARA ONDE VAI O MUNDO: UMA LEITURA HISTÓRICO-ESPACIAL DA BR-070. **Revista Sapiência: Sociedade, Saberes e Práticas Educacionais**, Iporá, Goiás, v. 8, n. 1, p. 268-287, Jan/Jun. 2019.

MATO GROSSO (Estado). Lei Complementar nº 233, de 21 de dezembro de 2005. Dispõe sobre a Política Florestal do Estado de Mato Grosso e dá outras providências. **Lei Complementar Nº 233 de 21/12/2005**. Cuiabá, MT, 2005.

MEWS, H. A.; MARIMON, B. S.; RATTER, J. A.. Observations on the vegetation of Mato Grosso, Brazil. V. changes in the woody species diversity of a forest in the Cerrado–Amazonian forest transition zone and notes on the forests of the region. **Edinburgh Journal Of Botany**, [s.l.], v. 69, n. 02, p.239-253, 18 jun. 2012. <https://doi.org/10.1017/S0960428612000145>

MIRANDA, H. S.; ROCHA E SILVA, E. P.; MIRANDA, A. C. Comportamento do fogo em queimadas de campo sujo. In: Miranda, H.S.; Saito C.H.; Dias, B.F.S. (ed.) **Impactos de queimadas em áreas de cerrado e restinga**. Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, p. 1-10, 1996.

MORAES, Elisabete Caria et al. Estudo da dinâmica de queimada no bioma Pantanal no período de 2002 a 2015. **Anais do XVII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto – SBSR**. p. 3423- 3430. 2017.

NOGUEIRA, Euler Melo et al. Tree height in Brazil's ‘arc of deforestation’: Shorter trees in south and southwest Amazonia imply lower biomass. **Forest Ecology And Management**, [s.l.], v. 255, n. 7, p.2963-2972, abr. 2008. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.02.002>

QGIS.ORG. QGIS **Geographic Information System**. Open Source Geospatial Foundation Project. Versão 3.10. 2020.

SILVA, Ednilson Gomes. Análise do desmatamento nas áreas de influência da BR-364: considerações sobre as pressões antrópicas em Cruzeiro do Sul-Acre. **Revista Caribeña de Ciencias Sociales**, maio. 2020.

SILVA, Joelma Mayara et al. Análise de séries temporais de focos de calor em biomas brasileiros utilizando o Grafo de Visibilidade Horizontal. **Research, Society and Development**, v. 9, n. 9. 2020. <https://doi.org/10.33448/rsd-v9i9.6276>

SILVA FILHO, Ernesto Batista da; TELES, Luciana de Jesus Sá; SANTOS NETO, Luiz Alves dos. Ocorrências de focos de calor no Estado de Rondônia em 2007. **Sociedade & Natureza**, v. 21, p. 123-140, 2009.

SORIANO, Balbina Maria Araújo et al. Uso do fogo para o manejo da vegetação no Pantanal. **Embrapa Pantanal-Documentos (INFOTECA-E)**, 2020.

STROPP, J. et al. The ghosts of forests past and future: deforestation and botanical sampling in the Brazilian Amazon. **Ecography**, v. 43, n. 7, p. 979-989, 2020. <https://doi.org/10.1111/ecog.05026>

TER STEEGE, Hans et al. Hyperdominance in the Amazonian tree flora. **Science**, v. 342, n. 6156, p. 1243092, 2013. [DOI: 10.1126/science.1243092](https://doi.org/10.1126/science.1243092)

VIANA, Silvia. Projeto de monitoramento do desmatamento nos biomas brasileiros por satélite. **SEMINÁRIO TÉCNICO-CIENTÍFICO DE ANÁLISE DOS DADOS DO DESMATAMENTO NA AMAZÔNIA LEGAL-PRODES**, v. 20, 2013.

Capítulo 2 - O Ecótono Amazônia-Cerrado-Pantanal, no Estado de Mato Grosso, em Perspectiva Panorâmica: uma abordagem do status da ocupação e cobertura vegetal

1 Introdução

A ocupação territorial de uma região reflete diretamente na transformação da paisagem. Áreas ocupadas principalmente por propriedades e assentamentos rurais, com recorrente conversão visando atividades produtivas tendem a possuir menor quantidade de vegetação remanescente do que locais onde o território é destinado para conservação (Doblas & Oviedo 2021; Miranda & Neves, 2019).

No contexto de uma região de transição entre biomas conhecido como área de Ecótono a ocupação deve ser planejada de modo que otimize a conservação, pois são ambientes com condições climáticas e de vegetação diferenciadas (Marques *et al.* 2019; Nogueira *et al.* 2008). Essas áreas devem ser manejadas de forma sustentável, assegurado por meio de zoneamentos que levem em conta essa condição.

A ocupação por Unidades de Conservação ou Terras Indígenas pode colaborar com a manutenção da vegetação nestas áreas (Doblas & Oviedo 2021). Enquanto uma elevada ocupação por Propriedades Rurais pode resultar em uma maior conversão territorial em uso alternativo do solo (Fernandes *et al.* 2021).

Conhecer a ocupação territorial de uma região é de suma importância para definir metas e planos de ações que conciliam a produção com a conservação ambiental (Miranda & Neves, 2019). É necessário reconhecer a situação territorial e a condição de alterações do ambiente natural e isso é possível avaliando o remanescente de vegetação destes locais, por ser um indicador de área conservada (Andrade *et al.* 2020; Galvanin *et al.* 2008).

Uma das formas de avaliar a alteração da paisagem em uma área extensa, é fazer o uso de imagens de satélites e técnicas de geoprocessamento, aplicando o Índice de vegetação por diferença normalizada (Normalized Difference Vegetation Index - NDVI) (Alves *et al.* 2020). Essa técnica consegue diferenciar áreas de vegetação dos demais usos, identificando os tons de verde e quanto mais verde, mais densa ou florestada é aquela área (Alves & Louverde-Oliveira, 2020).

Neste contexto, no presente estudo avaliamos em macro escala a ocupação territorial na região, quanto a determinação das classes de ocupação, a vegetação remanescente e respectivas tipologias em cada classe identificada, e ainda, em cada classe

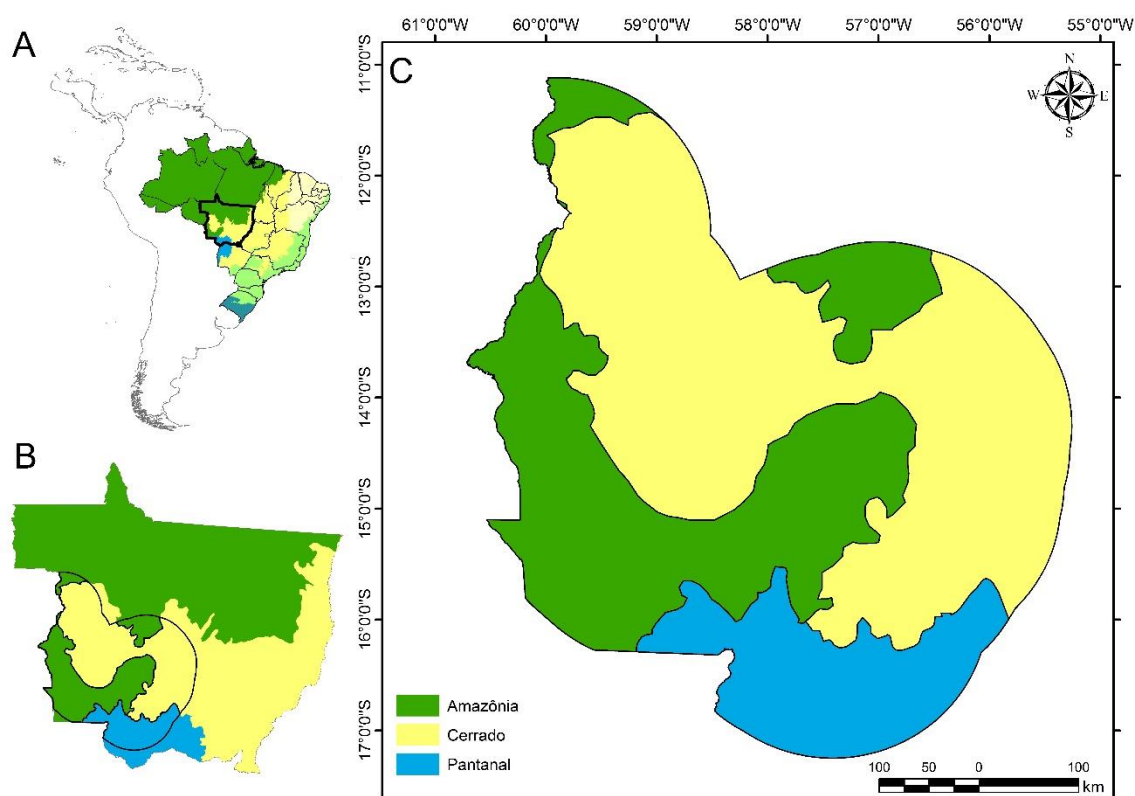
os possíveis conflitos quanto ao cumprimento do marco regulatório de ocupação estabelecido no Ecótono Amazônia-Cerrado-Pantanal no Estado de Mato Grosso.

2 Metodologia

2.1 Área do Estudo

A área do estudo compreende a maior parte da região sudoeste do estado de Mato Grosso em um raio (*buffer*) de 150 km a partir da linha divisória entre os biomas da Amazônia e do Cerrado, portando na região de transição também conhecida como área ecotonal. A região é caracterizada por estar inserida em área de expansão da fronteira agrícola (Capoane, 2022) e além da Amazônia e Cerrado, o Pantanal também está em parte inserido na área avaliada, portanto formando um Ecótono triplo, Amazônia-Cerrado-Pantanal (Figura 1).

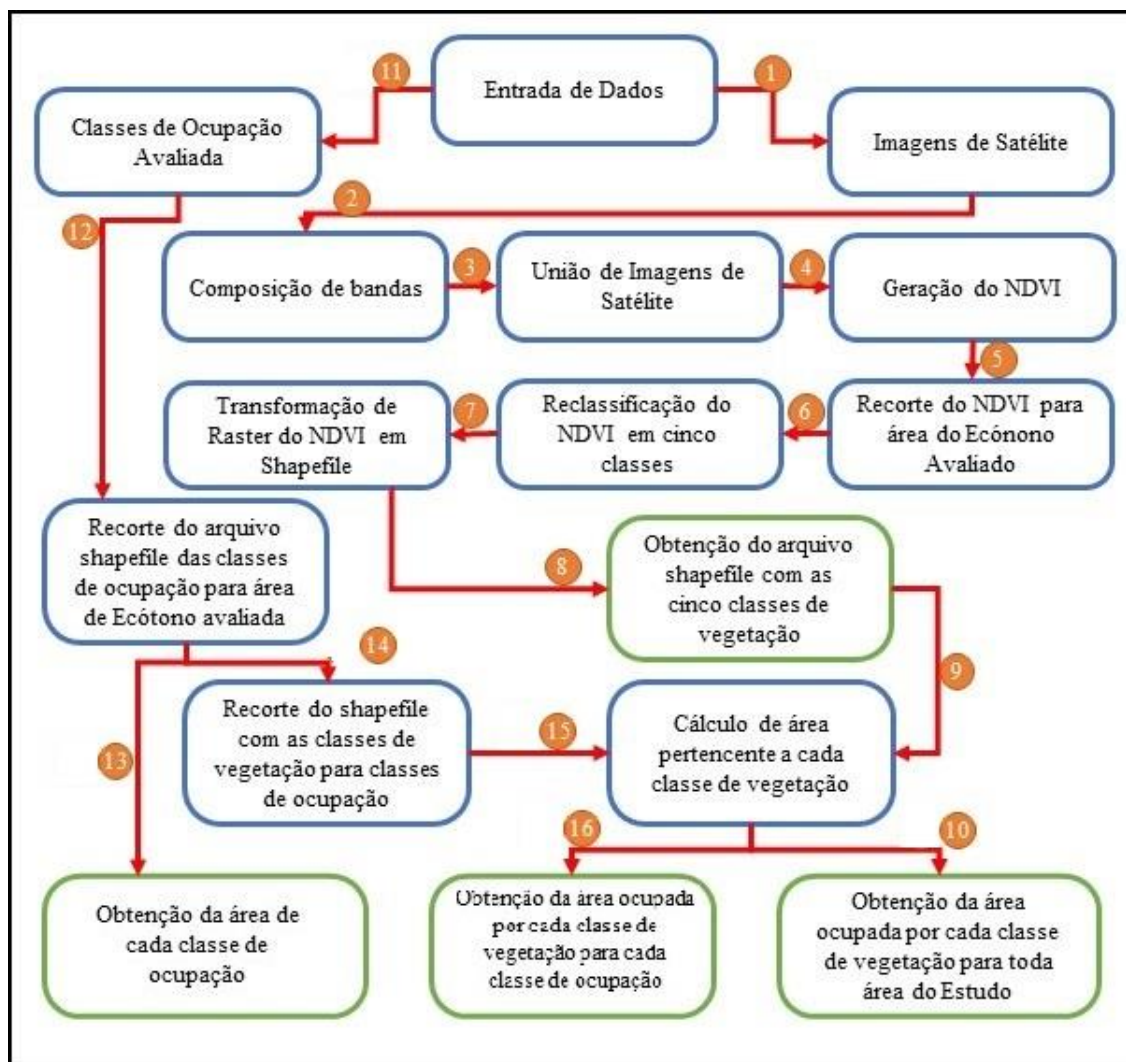
Capítulo 2 - Figura 1 – Área do Estudo



2.2 Origem e Análise dos Dados

A metodologia de análise seguiu o fluxograma abaixo (Figura 2). Todo o procedimento foi feito em ambiente SIG (sistema de informação geográfica) no software ArcGis (Licença nº ESU918728411).

Capítulo 2 - Figura 2 - Fluxograma da metodologia utilizada no estudo



Procedimentos de 1 até 10 foram realizados para se obter o cálculo da área pertencente a cada classe de vegetação dentro da área do estudo;

Procedimentos 11, 12 e 13 foram realizados para obtenção da área de cada classe de ocupação dentro da área do estudo;

Procedimentos 14, 15 e 16 foram realizados para se obter a área de cada classe de vegetação, dentro de cada classe de ocupação na área do estudo. Sendo necessário para a realização do mesmo seguir os procedimentos de 1 até 9 e os procedimentos 11 e 12.

2.2.1 Procedimentos de geração do Índice de vegetação por diferença normalizada - NDVI

Para a geração do NDVI utilizou-se imagens de satélites do CBERS 4. Esse satélite coleta imagens na banda do infravermelho próximo o que permite a geração do índice de vegetação por diferença normalizada (NDVI). As cenas para cobrir toda a região estudada foram obtidas do catálogo de imagens do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) (INPE, 2021).

Foram selecionadas e baixadas cenas do ano de 2020, sem a presença de nuvens e para evitar possíveis erros relacionados a refletância em função das condições climáticas as cenas foram todas do período de seca (junho à agosto). A geração do arquivo *shapefile* do NDVI seguiu o procedimento descrito no fluxograma, desde a entrada das imagens de satélite (procedimento um) até a obtenção do arquivo (procedimento oito).

2.2.2 Classes de Vegetação - NDVI

Com o NDVI criou-se cinco classes baseadas no manual técnico da vegetação brasileira (IBGE, 2012), sendo duas consideradas como áreas sem presença de vegetação lenhosa: outras áreas (1) e vegetação não florestal (2). E três com presença de vegetação lenhosa: savana parque/gramíneo-lenhosa (3), savana florestada/arborizada (4) e florestas (5).

A classe 1 compreende áreas classificadas como outras áreas e dentro desta ficam regiões de solo exposto, corpos d'água e áreas urbanas. Já a classe 2 abrange áreas de vegetação não florestal, nessa categoria, engloba áreas de pastagem em sua grande maioria com gramíneas exóticas e agricultura.

As classes 1 e 2 englobam em sua grande maioria as áreas de uso alternativo do solo que são áreas conceitualizadas como área obtidas pela substituição de vegetação nativa e formações sucessoras por outras coberturas do solo, como atividades agropecuárias, industriais, de geração e transmissão de energia, de mineração e de transporte, assentamentos urbanos ou outras formas de ocupação humana (BRASIL, 2012).

A classe 3 abrange duas categorias do manual técnico da vegetação brasileira (IBGE, 2012), ambas de savana, porém compreende áreas com predomínio de gramíneas nativas com plantas lenhosas de pequeno porte, raquíticas no caso da savana gramíneo-lenhosa e com vegetação lenhosa mais desenvolvida na savana parque (IBGE, 2012). Essas áreas são ambientes de vegetação lenhosa natural, porém com uso consolidado, principalmente para pastejo e em alguns casos o componente herbáceo (capim) já foi substituído por espécies exóticas.

A savana florestada/arborizada que formam a classe 4 no presente estudo, possuem características semelhantes, conforme o manual técnico da vegetação brasileira (IBGE, 2012), porém a savana arborizada tende a ser dominada por uma espécie típica da região. Mas ambas possuem áreas desde pouco densas até adensadas pelos componentes lenhosos, com árvores tortuosas e suberosas que podem atingir 10 metros de altura (IBGE, 2012).

A classe 5 ficou caracterizada como floresta no presente estudo. Não foi realizada a subdivisão destas florestas, pois a região possui áreas de formações florestais variadas, ocorrendo por exemplo, florestas estacionais semidecíduais (Moraes *et al.* 2021), florestas que ocorrem na proximidade dos rios (matas ciliares, matas ripárias) (Martins *et al.* 2020; Silva *et al.* 2020) e áreas de florestas monodominantes (Arieira & Nunes da Cunha, 2012; Olivo-Neto *et al.* 2020) entre outras.

Após a definição das classes, seguiu-se os passos nove e dez do fluxograma de análise para obter o percentual de cada classe para área total estudada.

2.2.3 Ocupação Territorial

Foram utilizadas cinco classes de ocupação para a região, sendo estas:

Terras Indígenas (TIs) – Foram selecionados do banco de dados fornecido pela Fundação do Índio (FUNAI) (FUNAI, 2021) os arquivos em *shapefile* de todas as terras indígenas para Mato Grosso. O banco de dados fornece as delimitações de todas as TIs homologadas ou em processo de homologação.

Unidades de Conservação (UCs) – Os dados espaciais das UCs para Mato Grosso foram obtidos no portal da Secretaria de Meio Ambiente do Estado de Mato Grosso (SEMA), conhecido como GeoPortal (SEMA, 2021). Esses dados englobam todas as UCs municipais, estaduais e federais existentes no Estado.

Propriedades Rurais (PRs) – Os dados das PRs também são oriundos do portal da SEMA (SEMA, 2021). Esses dados se baseiam nos Cadastros Ambientais Rurais (CARs) e por esse motivo são constantemente atualizados, por isso foram incluídos no presente estudos todas as PRs cujos CARs foram disponibilizados na plataforma até 06 de setembro de 2021. Com esses dados, além da ocupação das PRs da área do estudo, também foram analisados a situação atual dos CARs e o tamanho das propriedades baseado nos módulos fiscais total das PRs (pequenas: 0 à 4 módulos; médias: 4 à 15 módulos; grandes: maior que 15 módulos) conforme determinado em legislação (Brasil, 2012), destacando que o tamanho do módulos é variável nos municípios, abrangendo de 30 (no caso somente de Cuiabá) até 100 hectares nos municípios inseridos na área do estudo.

Assentamentos Rurais (ARs) – Os dados dos assentamentos foram obtidos no portal do Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária (INCRA) onde é possível selecionar os dados para todo o estado de Mato Grosso (INCRA, 2021) e são disponibilizados os dados de todos os assentamentos homologados.

Florestas Públicas (FPs) - O banco de dados das florestas públicas utilizado é originário do portal do Serviço Florestal Brasileiro por meio do Cadastro Nacional de Florestas Públicas (CNFP) (CNFP, 2021). Neste portal foram selecionados os dados das florestas para todo o Estado de Mato Grosso, sendo possível obter o limite geográfico destas para todo o Estado até 2018, que é a data da última atualização do portal.

Foram avaliados separadamente dados das classes listadas anteriormente, a ocupação dos biomas e das tipologias florestais na área estudada. Ambos foram obtidos no portal da SEMA, por meio do GeoPortal (SEMA, 2021). Os dados dos biomas do portal são baseados no IBGE enquanto os das tipologias são originários do projeto RADAM (SEMA, 2021).

Como descrito todos os dados utilizados foram obtidos para todo o Mato Grosso e por esse motivo foi necessário, após a importação de cada um destes no ArcGis, realizou-se os procedimentos de 11 até 13 do fluxograma de análise para se obter a proporção de cada um destes na área estudada.

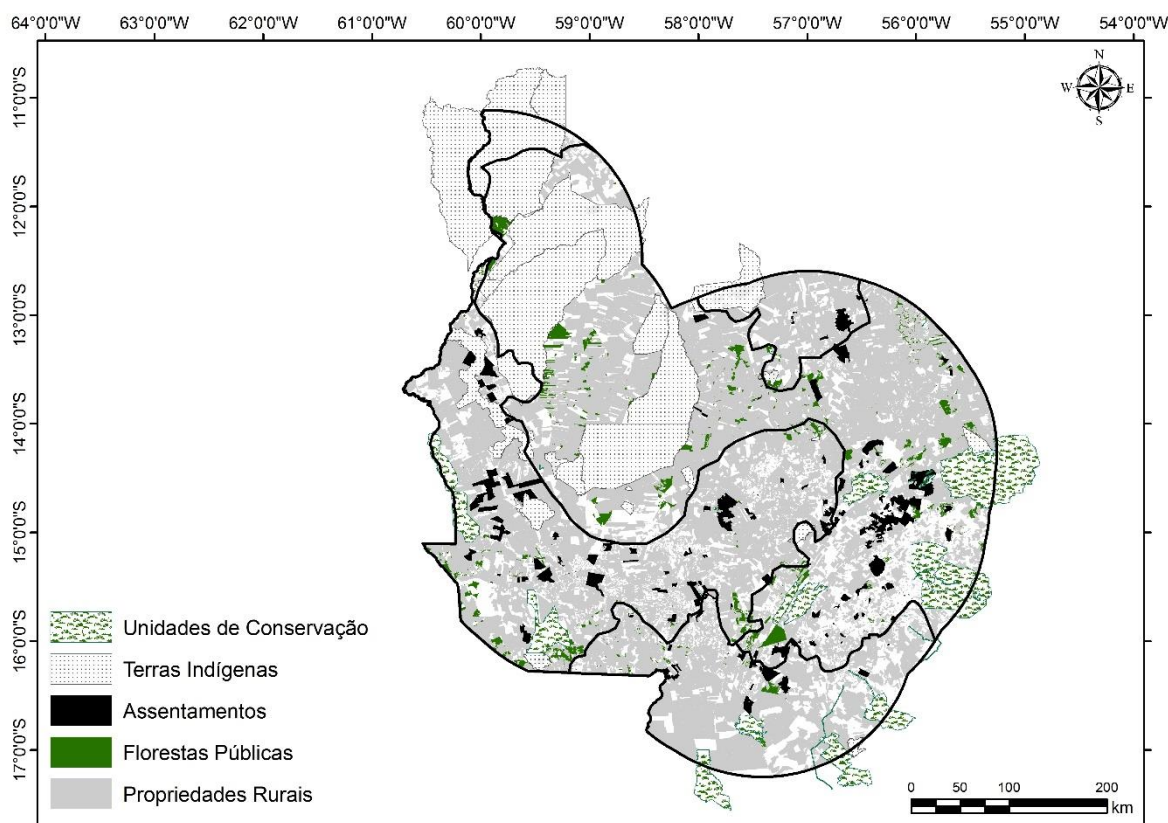
Com base no NDVI gerado, foram calculadas as classes de vegetação dentro de cada classe de ocupação avaliada e seguindo o fluxograma de análise para cada uma delas foram realizados os procedimentos 11, 12, 14, 15 e 16.

3 Resultados e Discussão

3.1 Área Total

A maior ocupação da área estudada é representada pelas Propriedades Rurais (PRs) com 58,34%, seguido pelas Terras Indígenas (TIs) com 17,63%, Unidades de Conservação (UCs) com 4,56%, Assentamentos Rurais com 3,32% e Florestas Públicas com 2,46% (Figura 3). Somando essas categorias, a área total ocupada por elas corresponderia a 86,31%, pelo fato de ocorrer sobreposições de áreas, assim o resultado encontrado foi de 81,61% da área ocupada pelas cinco categorias de uso avaliadas.

Capítulo 2 - Figura 3 - Ocupação Territorial no Ecótono Amazonia-Cerrado-Pantanal, no Estado de Mato Grosso.



Essas classes na realidade representam uma maior quantidade da área estudada, do que os resultados encontrados, principalmente as PRs, pois o banco de dados utilizado do CAR, apesar de ser um cadastro obrigatório, nem todos os detentores de terras já aderiram ao cadastro (Verdasca & Ranieri, 2021), mesmo que o prazo estipulado pela lei para adesão tenha sido atingido e prorrogado algumas vezes (Brasil, 2012).

O número de PRs cadastradas no CAR cresce anualmente (Maciel & Maciel, 2021), principalmente em função de terem sido esclarecidas dúvidas sobre o sistema com o passar do tempo, mas ainda existe receio dos proprietários com o uso das informações declaradas (Verdasca & Ranieri, 2021). Mesmo que nem todas as áreas de PRs estejam registradas, essa categoria ocupa mais da metade da área estudada.

As áreas quilombolas também estão inseridas dentro da área do estudo, mas não foram incluídas na avaliação, pois conforme levantamento feito as terras quilombolas homologadas no contexto da região, representam menos de 0,1% da área, com somente três áreas reconhecidas oficialmente (INCRA, 2021). Isso demonstra que existem problemas relacionados ao reconhecimento das áreas quilombolas, principalmente na região de Vila Bela da Santíssima Trindade, que possui várias áreas historicamente de ocupação

quilombola (Siqueira, 2002) e que até o presente momento não estão reconhecidas oficialmente como tal pelas entidades governamentais.

Neste contexto de disputas territoriais e homologações de posse, as Terras Indígenas são destaques. Esses territórios que ganharam visibilidade principalmente após a Constituição Federal (Brasil, 1988), sempre foram alvos de debates e mais recentemente ocorreram divergências relacionadas a validação dessas áreas como territórios indígenas, pois partes interessadas defendiam que só deveriam ser consideradas como tais as áreas ocupadas pelos indígenas antes da constituição de 1988 (Silva & Souza-Filho, 2021). O supremo tribunal federal rejeitou a aplicação do marco temporal e momentaneamente garantiu o direito dos Povos Indígenas aos seus territórios mesmo sem a necessidade de ocupação anterior a 1988 (Starck & Bragato, 2022).

A Conferência Geral da Organização Internacional do Trabalho nº 169 (Brasil, 2019) sobre Povos Indígenas e Tribais garante o direito do território dos povos indígenas, comunidades quilombolas e tradicionais. O artigo 14 da convenção define que se deve reconhecer aos povos interessados os direitos de propriedade e de posse sobre as terras que tradicionalmente ocupam (Brasil, 2019).

Portanto, é necessário um esforço para que essas terras sejam devidamente reconhecidas como de direito desses povos. Na área estudada aproximadamente 1% do total avaliado são de TIs que estão em processo de homologação (FUNAI, 2021), podendo existir outras que nem neste estágio ainda se encontram, assim como as áreas quilombolas, portanto não entraram nos dados oficiais e não foram avaliadas no presente estudo, permanecendo essa lacuna como objeto para uma análise futura.

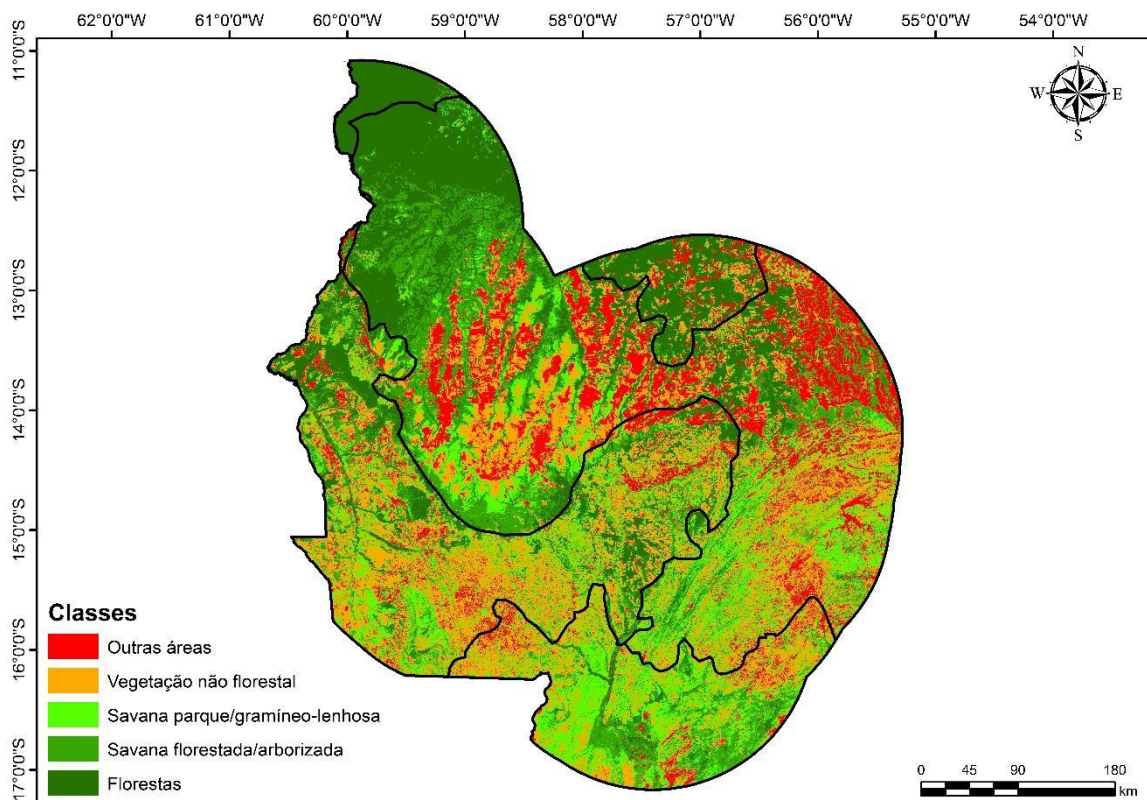
Ainda se tratando de garantia de posse, a categoria de assentamentos rurais também pode ser maior do que o encontrado no presente estudo em função da reforma agrária no Brasil ser um tema recente de debate e alguns assentamentos ainda não tiveram a posse homologada (Farias, 2022), portanto, também não entraram na análise.

Todas essas questões citadas constituem obstáculos concretos que dificultam a determinação mais precisa da ocupação completa da área estudada e por isso o resultado do presente estudo é importante no contexto regional, pois aborda essas discussões e demonstra que as cinco categorias avaliadas ocupam mais de 80% da região e conforme todos os fatores discutidos anteriormente, destacando a ocupação de 58,34% por PRs.

No que diz respeito às classes de vegetação, do total da área, até o ano de 2020 a região era composta por 22,79% de florestas (Classe 5), 18,36% de savana florestada/arborizada (Classe 4), 19,03% classificado como savana parque/gramíneo-

lenhosa (Classe 3), 25,70% como vegetação não florestal (Classe 2) e 14,13% como outras áreas (Classe 1) (Figura 4). Portanto, somando as classes caracterizadas como de vegetação lenhosa (Classes 3, 4 e 5) representaram 60,18% da área.

Capítulo 2 - Figura 4 - Classes de Vegetação no Ecótono Amazonia-Cerrado-Pantanal, no Estado de Mato Grosso.



No ano de 2006 em Mato Grosso para toda região de transição Amazônia-Cerrado, que engloba parte da área estudada, o total de vegetação convertida em área de uso alternativo do solo era de 34,5% (Santos *et al.* 2006a). Portanto o valor remanescente de vegetação encontrado para o presente estudo fica próximo do apontado pelos autores citados anteriormente, tendo como áreas que não se enquadram nas classes de vegetação lenhosa 39,82%, destacando que áreas nativas também podem estar inclusas nesse valor em função do método utilizado e da área estudada.

É possível observar que algumas regiões possuem maior concentração de áreas de vegetação do que outras, dentro dos limites estudados. Destaca-se a região mais ao norte da área estudada, que possui áreas extensas de vegetação, principalmente classificadas como floresta pelos resultados aqui apresentados. Essas áreas coincidem com grandes áreas de Terras Indígenas e portanto, a ocupação da região, potencializou os resultados aqui

encontrados. As TIs são reconhecidas por colaborarem com a conservação ambiental das regiões onde estas se fazem presentes (Doblas & Oviedo 2021).

A porção mais ao sul da área estudada também demonstrou possuir grandes áreas de vegetação, e as classes de predomínio foram 3 e 4. Essa é a região que compreende o Pantanal dentro dos limites de Mato Grosso. O Pantanal possui grandes áreas alagáveis e isso impede ou dificulta a transformação destas áreas em uso alternativo do solo (Andrade *et al.* 2020; Galvanin *et al.* 2018), e isso coincide com a condição de vegetação desta região encontrado nos resultados aqui apresentados.

Excluindo as duas regiões citadas anteriormente a área estudada abriga fragmentos de vegetação com algumas áreas possuindo maior proporção de vegetação lenhosa (Classes 3, 4 e 5), enquanto outras apresentam maior área ocupadas por classes que não se enquadram nestas categorias (Classes 1 e 2). Isso indica que algumas regiões são mais fragmentadas que outras e que possuem maior quantidade de área convertidas para uso alternativo do solo.

A fragmentação de um ambiente causa diversos efeitos negativos, alterando as condições ambientais, principalmente em função do efeito de borda no caso das florestas, refletindo nas espécies existentes nesses locais (Primack & Rodrigues, 2001). A respeito da vegetação, além da supressão, esses autores afirmam que quando se fragmenta essas áreas elas geralmente são exploradas e quando isso ocorre em áreas florestais mais secas, tornam essas mais susceptíveis a incêndios, principalmente em períodos de *El Niño*. Neste sentido, Berenguer *et al.* (2021) concluíram que o efeito combinado da seca causado pelo *El Niño*, com incêndios, potencializa a mortalidade de árvores em áreas florestais da Amazônia.

Portanto, com base nos resultados encontrados no presente estudo e embasado pelas discussões anteriores é possível inferir que as áreas de vegetação nativa, inseridas dentro da área do presente estudo, que se encontram fragmentadas, possuem riscos elevados da ocorrência de incêndios, que podem levar a elevada mortalidade da vegetação arbórea em regiões onde a vegetação não possua adaptações morfológicas para resistir a tal efeito, porém isso carece de estudos que avaliem *in loco* tais efeitos.

3.2 Bioma e Tipologia Vegetal

Quanto aos biomas definidos pelo IBGE, a área estudada possui 52,69% de Cerrado, 33,58% de Amazônia e 13,72% de Pantanal. Já a classificação da tipologia baseada no RADAM Brasil apontou que 49,83% é definida como área de cerrado e 49,50% é caracterizada como área florestal. O RADAM não leva em consideração uma vegetação exclusiva para o Pantanal.

Os resultados apontaram que a área do Bioma Amazônico quando comparado com áreas de tipologia florestal ocorre uma variação pequena da proporção na área do estudo. Enquanto as áreas da tipologia de cerrado aumentaram em relação a do bioma Cerrado, com aumento de aproximadamente 16%. Isso ocorre em função do Pantanal possuir áreas típicas de vegetação de cerrado (Fernandes *et al.* 2010; Silva *et al.* 2000) e como o RADAM não possui uma caracterização exclusiva para a vegetação de pantanal, essas acabam se enquadrando na maioria dos casos como formações de cerrado.

Capítulo 2 - Figura 5 - Bioma e Tipologia Vegetal no Ecótono Amazônia-Cerrado-Pantanal, no Estado de Mato Grosso.

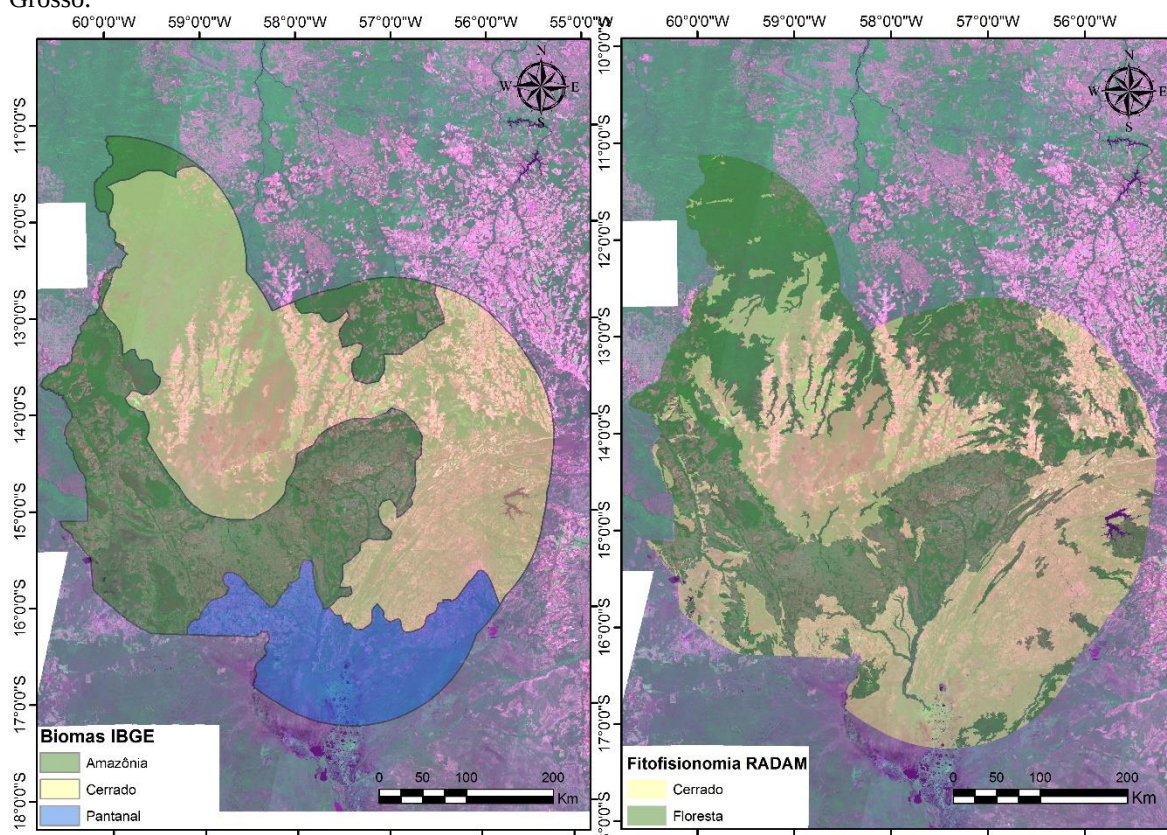


Imagem: Sentinel-2 – Ano: 2023.

A diminuição das áreas de tipologia florestal comparada com as áreas do bioma Amazônico ocorre motivado pelos limites das fisionomias serem meandantes (Marques *et al.* 2019), com inserção de vegetação de cerrado na Amazônia, que ocorre com maior frequência do que a entrada de áreas florestais no Cerrado, na área avaliada.

A classe de vegetação de maior predomínio na Amazônia e Cerrado foi a de vegetação não florestal e no Pantanal o predomínio é de savana parque/gramíneo-lenhosa. Somadas às áreas remanescentes de vegetação lenhosa na Amazônia representam 60,43% da área estudada, no Cerrado o total foi de 59,61% e no Pantanal 61,74%.

Quanto à tipologia nas áreas consideradas de cerrado a maior quantidade de área pertence à classe 2 e nas áreas florestais a classe predominante foi a 5. As classes de vegetação lenhosa, representam 51,16% da tipologia classificada como cerrado e 69,42% das áreas de floresta (Tabela 1).

Capítulo 2 - Tabela 1 - Classes de Vegetação (%) dos Biomas e Tipologia Vegetação da área do Ecótono estudada.

Classe	Biomas			Tipologia	
	Amazônia	Cerrado	Pantanal	cerrado	floresta
1	9,32	18,84	7,77	19,28	8,64
2	30,25	21,54	30,48	29,57	21,94
3	17,34	15,78	35,66	24,54	13,52
4	14,29	20,13	21,49	18,86	17,85
5	28,80	23,70	4,60	7,75	38,05

Legenda: Classe 1: outras áreas; Classe 2: vegetação não florestal; Classe 3: savana parque/gramíneo-lenhosa; Classe 4: savana florestada/arborizada; Classe 5: florestas.

É importante destacar a diferença do resultado da vegetação quando avaliados os biomas e as tipologias. Considerando os biomas, a Amazônia possui remanescente de vegetação nas classes de 3 à 5 menor do que considerando a tipologia florestal. Enquanto o bioma Cerrado possui maior área nas três categorias em relação a tipologia de cerrado.

Esse esforço para a real determinação dos limites de cada bioma ou tipologia busca justamente aprimorar as métricas e caracterização da vegetação para que seja possível otimizar o uso da terra com a conservação ambiental (Marques *et al.* 2019), principalmente no cumprimento das normas para reserva legal das propriedades, destacando que para definição de reserva legal é seguida a base do mapeamento RADAM em Mato Grosso (Brasil, 2012).

A respeito da definição de tipologias, cabe destacar a defasagem da própria base do RADAM, que apresenta erros na definição da correta tipologia das áreas, que podem ser corrigidas seguindo o Decreto Estadual 1.025 de 2021 (Mato Grosso, 2021a). Este marco regulatório possibilita a contestação da base oficial e reclassificação da tipologia vegetal de uma área. Porém, a melhor opção seria a atualização e homologação de uma nova base de referência para a definição das tipologias, fazendo uso de metodologias mais atualizadas, que permitiriam uma melhor e mais rigorosa definição, atenuando erros da correta classificação fitofisionômica das áreas.

Ainda tratando a respeito das classes de vegetação, era esperado que o bioma Cerrado e a tipologia de cerrado apresentassem maior proporção de vegetação lenhosa nas classes 3 e 4. enquanto o bioma Amazônico e a tipologia florestal concentram-se maior

proporção de remanescente de vegetação lenhosa na classe 5 em função das condições naturais da vegetação destes habitats (IBGE, 2012). A classe 5 aumenta quase 10% quando classificada pela tipologia florestal ou invés do bioma Amazônico e reduz aproximadamente 15% comparando a tipologia cerrado e o bioma Cerrado. Esses resultados são fruto da utilização da base do RADAM para definição das áreas de reserva legal e evidenciam a importância de definir corretamente as fitofisionomias vegetais na região Ecotonal estudada, conforme já discutido anteriormente.

Se considerarmos o Código Florestal (Brasil, 2012), que determina 80% de reserva para áreas de florestas na região da Amazônia Legal, que é o caso da área estudada (Brasil, 1966), o remanescente de vegetação nas três classes de vegetação lenhosa, a tipologia florestal no presente estudo estaria com déficit de vegetação de aproximadamente 10%. Porém destaca-se que o estudo apenas avaliou a vegetação sem ter como afirmar se essas áreas caracterizadas nas três classes de vegetação com presença de árvores/arbustos são realmente destinadas para conservação ou possuem algum uso.

Os resultados citados anteriormente fundamentam teoricamente as divergências de padronização da cobertura vegetal nos biomas e Ecótono reafirmando ser imprescindível, para trabalhos desta natureza a confirmação em campo. Até o ano de 2006 a tipologia classificada como floresta para Mato Grosso possuía 32,4% de sua área convertida, enquanto o cerrado 40,5%, conforme Santos *et al.* (2006a), resultados estes próximos da somatória das classes 1 e 2 para ambas as tipologias na área do presente estudo.

As tipologias podem ser modificadas, se seguir o decreto nº 1.025 de 2021 (Mato Grosso, 2021a) áreas classificadas no RADAM como floresta podem ser enquadradas como cerrado, ou vice-versa. E como a área foco do presente estudo é um Ecótono, as definições do RADAM podem não expressar a fitofisionomia *in loco* de algumas regiões, tendo influência direta nos resultados do presente estudo, reforçando a necessidade de atualização da base de referência para definição das tipologias no Estado de Mato Grosso.

Com base nas discussões anteriores, os resultados encontrados no presente estudo são de suma importância para destacar que existe uma porção considerável de vegetação remanescente na região. Com destaque para a fitofisionomia de cerrado que demonstrou ter proporção de área de vegetação lenhosa superior ao exigido pela legislação (maior que 35% determinado pelo Código Florestal (Brasil, 2012)), convergindo com os resultados de Santos *et al.* (2006a), sendo importante que o poder público atue no sentido de regularizar e delimitar essas áreas destinadas para conservação.

Na contramão do discutido anteriormente, o Projeto de Lei 337/22 (Brasil, 2022a) teve o propósito de retirar Mato Grosso da Amazônia Legal e com isso reduzir as áreas de reserva legal, pela legislação (Brasil, 2012). Caso uma decisão como esta se consolide, as áreas de reserva legal passariam a ser de 20% para toda área avaliada.

Pelos resultados do presente trabalho a referida área possui aproximadamente 60% de vegetação lenhosa, desde áreas de savanas com predomínio de gramíneas até áreas florestais. Essa proporção pode ser reduzida, caso um projeto de lei com a mesma vertente ao que foi proposto seja aprovado, e assim, causando fragmentação florestal e consequentemente perda de biodiversidade conforme alertaram Primack & Rodrigues (2001).

A porção do Pantanal colabora para esse montante de vegetação lenhosa da região, na área do estudo dentro do bioma Pantanal, 61,74% se enquadram nas classes 3, 4 e 5. Galvanin *et al.* (2018) ao estudar a porção do Pantanal da área avaliada no presente trabalho, de 1993 a 2014, chegou ao entendimento que apesar da alteração antrópica ocorrida na região, com o passar dos anos, não ocorreu alteração no estado de conservação da paisagem, indo ao encontro com resultados do presente estudo que apontam para uma condição de conservação.

Nas partes mais altas topograficamente do bioma Pantanal, na transição com Amazônia e Cerrado, foi possível observar uma grande proporção da classe 2, evidenciando a conversão destas áreas para uso alternativo do solo. Apesar do Pantanal de maneira geral ser considerado conservado é preocupante a conversão de área nas partes mais altas da bacia do alto Paraguai (WWF-Brasil, 2009). O resultado do presente estudo são concordantes com os apontamentos da WWF-Brasil (2009), de que a conversão da vegetação nativa é maior nas partes mais altas do bioma.

Quanto às classes de vegetação lenhosa no Pantanal, conforme Andrade *et al.* (2020) o método de NDVI no Pantanal responde a variável da inundação, aumentando ou diminuindo áreas de vegetação. Em função das imagens analisadas no presente estudo serem do período de seca, se realizada a mesma análise no período de cheia os resultados podem variar. Neste sentido os resultados apontaram que é menor que 5% a área de floresta do bioma na porção estudada, para o período avaliado, ficando esse tipo de vegetação principalmente nas matas ciliares ou em regiões mais elevadas (Martins *et al.* 2020; Olivo-Neto *et al.* 2020; Silva *et al.* 2020), porém essa condição pode variar conforme discussão anterior.

Ainda referente ao Pantanal, a legislação não define um limite mínimo de RL para áreas típicas do bioma, trazendo como anteriormente discutido, apenas áreas de cerrado e floresta para a delimitação desta. Mesmo que exista as determinações para áreas úmidas (Brasil, 2012), por se tratar de um ambiente único, que difere de áreas típicas de cerrado ou floresta, apontamos a necessidade de legislações exclusivas. Principalmente pelos resultados aqui apresentados apontam uma conservação da vegetação nativa do Pantanal assim como apontado por Galvanin *et al.* (2018) e pela WWF-Brasil (2009).

Destaca-se que mesmo podendo ser considerada conservada, em função das condições ambientais recentes, essa vegetação encontrada na porção do Pantanal, pode sofrer transformações relacionadas a diminuição da inundação, pois, a região estudada vem perdendo uma porção considerável de massa de água (Lazáro *et al.* 2020) e isso reflete na dinâmica da vegetação no Pantanal (Arieira & Nunes da Cunha, 2012; Olivo-Neto *et al.* 2020).

Dentro das discussões anteriores é de grande relevância a criação de parâmetros para classificar uma área como de pantanal, assim como existe para as outras duas tipologias (cerrado e floresta) (Mato Grosso, 2021a). As áreas consideradas como pantanais podem ser manejadas de forma sustentável, segundo a legislação (Brasil, 2012), e essas diretrizes de uso ficam a cargo dos Estados, porém não é feita baseada na tipologia vegetal.

O Estado de Mato Grosso por meio do decreto 785 de 2021 (Mato Grosso, 2021b), autorizou, mediante elaboração de projeto, o controle de espécies invasoras arbóreas e arbustivas na Bacia do Alto Paraguai (BAP) no Pantanal. A invasão destas espécies ocorreu justamente em função da redução da inundação discutida anteriormente que possibilitou a expansão das mesmas (Arieira & Nunes da Cunha, 2012; Santos *et al.* 2006b).

Outro marco regulatório que envolve as áreas úmidas inseridas dentro da área do presente estudo é a resolução do Conselho Estadual do Meio Ambiente – CONSEMA. Essa resolução regulamenta a proteção e o licenciamento ambiental de atividades e empreendimento localizados em áreas úmidas no âmbito do Estado de Mato Grosso (Mato Grosso, 2022).

Essas normas demonstram uma iniciativa do governo para conciliar o uso e manutenção da vegetação nativa do bioma Pantanal e demais áreas úmidas, porém, também apontam para um avanço das atividades agropecuárias nessas áreas, tornando-as mais vulneráveis à degradação, principalmente a resolução do CONSEMA (Mato Grosso, 2022) que permite a regularização de drenos em áreas úmidas, tornando as áreas com aptidão

agrícola. Isto significaria um aumento das transformações de áreas de vegetação nativa em áreas de uso alternativo do solo.

3.3 Propriedades Rurais e Assentamentos

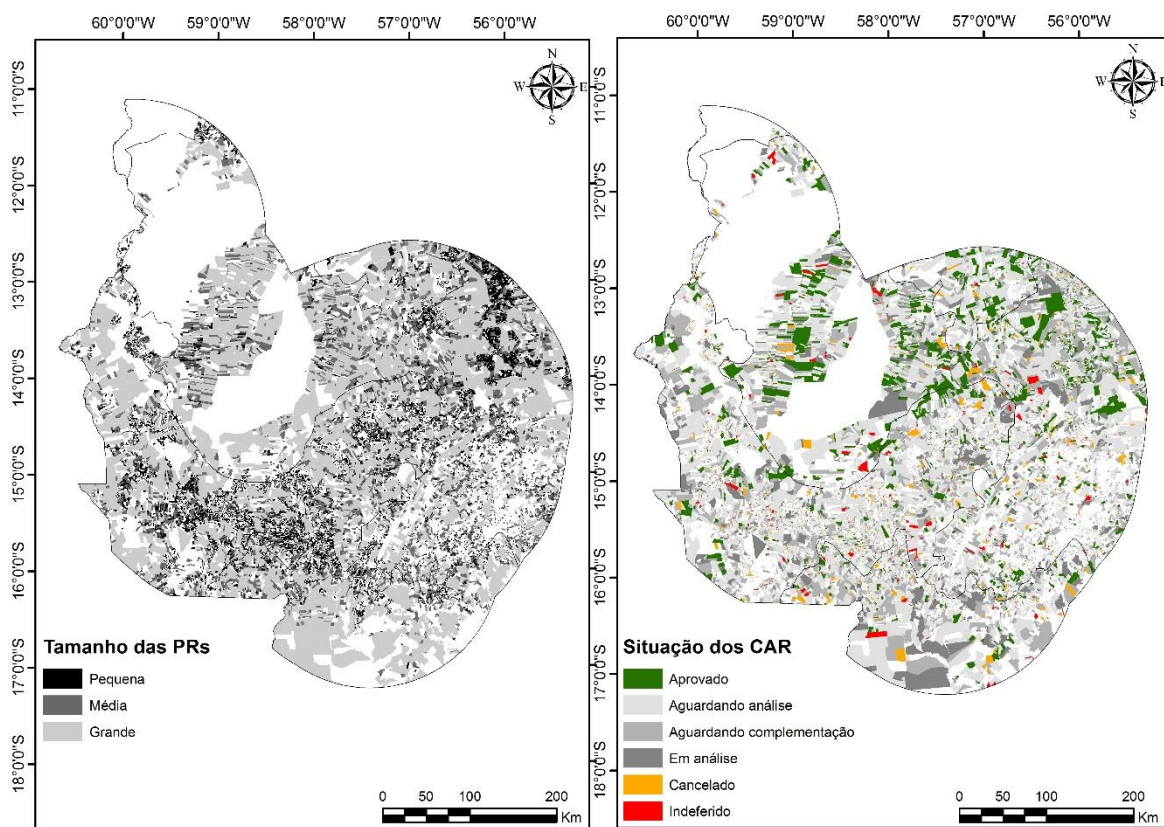
As propriedades declaradas no CAR quanto a sua extensão que se baseia nos módulos fiscais, a extensão total das PRs é composta por 67,40% como grandes propriedades, 19,48% médias e 13,11% pequenas (Figura 6). Fernandes *et al.* (2021) também encontrou que as grandes propriedades dominam o território avaliado em Barueri-SP e que as pequenas propriedades ocupam a menor proporção de terra, igual ao encontrado no presente estudo. Portanto, a realidade da região se assemelha às outras do Brasil, com concentração das terras em propriedade de grande extensão, e juntas, as grandes e médias propriedades somam 86,88% das PRs na região estudada.

Quanto a situação do CAR das Propriedades que adotaram o cadastro, 46,34% estavam aguardando análise, 24,07% aguardando complementação, 10,27% estavam em análise, 10,14% aprovados/validados, 7,76% cancelados e 1,41% indeferidos. Conforme Maciel & Maciel (2021) o CAR apresenta problemas relacionados às análises e também em sua elaboração.

Mesmo com o código florestal aprovado em 2012, segundo esses autores em Mato Grosso o módulo de análise (denominado SIMCAR) só começou operar em 2015 e pelos resultados do presente estudo é possível identificar que opera com deficiência, pois quase metade dos CARs estavam aguardando análise e pouco mais de 10% aprovados até a data do levantamento dos dados.

Porém, cabe destaque que Mato Grosso é o Estado mais avançado em comparação a todos os demais do Brasil em análise e validação dos Cadastros Ambientais Rurais, sendo que até 10 de junho de 2022, 7,8% da área do Estado encontrava-se validada com CARs (BRASIL, 2022b). Pelos resultados do presente estudo, que apontaram que a região avaliada possui 10,14% de CARs validados é possível afirmar que a área está ligeiramente mais avançada quanto a validação dos CARs do que o quantitativo que considera todo Mato Grosso.

Capítulo 2 - Figura 6 - Tamanho das Propriedades Rurais e Situação dos CARs no Ecótono Amazonia-Cerrado-Pantanal, no Estado de Mato Grosso.



Chama atenção os CARs aguardando complementação, cancelados e indeferidos, pois o cadastro é isento de responsável técnico habilitado para sua elaboração (Brasil, 2014). Sendo assim, a elaboração errônea do mesmo pode estar gerando pendências ou indeferimento (Laskos *et al.* 2016) dificultando ainda mais a aprovação e validação dos cadastros de forma geral.

Neste ponto merece destaque as sobreposições das propriedades rurais com as demais categorias avaliadas no presente estudo. Além de sobrepor as outras categorias, também foram constatadas sobreposições entre as próprias PRs, observado em um total de 2,01% da área do estudo, que foi descartado do cálculo de ocupação das PRs na região. Isso é mais uma constatação, fruto da elaboração errônea dos CARs, que quando avaliados serão geradas pendências relacionadas aos limites das PRs, que podem levar ao indeferimento dos mesmos, por isso a necessidade de celeridade no processo de avaliação, para que se resolva esses problemas relacionados a elaboração destes cadastros.

Quanto às classes de vegetação, nas propriedades rurais e assentamentos a classe predominante foi a 2 com 44,37% nos assentamentos e 28,41% nas propriedades rurais. Quando feita a subdivisão pelo tamanho da propriedade manteve-se o mesmo resultado com

destaque para as pequenas propriedades que possuem 37,49% de sua área na classe 2, as médias propriedades possuem 28,35%, enquanto as grandes 26,60% (Tabela 2).

Capítulo 2 - Tabela 2 - Classes de vegetação (%) nos Assentamentos Rurais (Assen) e Propriedades Rurais (PRs) com a discriminação por tamanho das PRs na área do Ecótono estudada.

Classe	Assen	PRs	Tamanho da Propriedade		
			Pequena	Média	Grande
1	12,90	17,89	21,49	20,82	16,29
2	44,37	28,41	37,49	28,35	26,60
3	25,02	19,38	19,63	17,98	19,70
4	10,98	17,04	12,54	16,04	18,22
5	6,73	17,28	8,85	16,82	19,18

Legenda: Classe 1: outras áreas; Classe 2: vegetação não florestal; Classe 3: savana parque/gramíneo-lenhosa; Classe 4: savana florestada/arborizada; Classe 5: florestas.

Os assentamentos rurais demonstraram possuir maior proporção de área convertida em uso alternativo do solo. Segundo Leal (2020) quando cria-se áreas de assentamento se faz necessário a conversão de áreas de vegetação ou essas já se encontram convertidas, pois os assentados necessitam produzir nas áreas, e acaba resultando em menores áreas de vegetação (Alves *et al.* 2020) como observado nos resultados encontrados.

Mendes *et al.* (2021), avaliando a vegetação em assentamentos inserido na área do presente estudo, concluíram que após a criação dos assentamentos ocorreu supressão da área de vegetação, porém esses mesmos autores afirmam que não se pode atribuir toda culpa aos assentados pois essas áreas foram exploradas anteriormente a criação dos assentamentos. Uma forma de minimizar esses impactos é a criação de políticas públicas de assistência técnica e educação ambiental (Leal, 2020; Mendes *et al.* 2021)

Algumas regiões da área avaliada possuem uma alta concentração de pequenas propriedades e pelo que está determinado em lei essas não possuem a obrigatoriedade de destinar parte da sua área para conservação na forma de RL, ficando como reserva a vegetação existente na propriedade e podem ter a área de APP reduzida (Brasil, 2012). Com base nos resultados encontrados, nota-se que a proporção de vegetação lenhosa nos limites das pequenas propriedades é menor do que nas médias e grandes, isso pode ser fruto de as legislações isentarem os proprietários de manterem áreas de RL nas propriedades e também as regras para APP que incidem sobre estas (Brasil 2012).

A dispensa da RL e diminuição da APP em pequenas propriedades possibilitada pela lei, indica que a tendência é de que não exista muitas áreas destinadas para conservação protegidas por lei nessas regiões com predomínio de pequenas PRs. Mesmo após a avaliação

e validação dos CARs, essas regiões permaneçam sem que nenhuma medida compensatória seja feita para mudar o resultado encontrado neste estudo.

Borges *et al.* (2017) também tiveram resultado convergente ao do presente estudo, avaliando a vegetação de APP de pequenas propriedades chegaram ao entendimento de que regiões com elevada quantidade de pequenas propriedades acabam sendo impactadas em função das regras aplicadas pelas leis. Os resultados do presente estudo apontaram por exemplo que nas PRs pequenas menos de 10% da vegetação tem característica de floresta (Classe 5), aumentando essa proporção em médias e grandes.

Miranda & Neves (2019), estudando a dinâmica da vegetação na bacia hidrográfica do rio Jauru que é justamente uma das áreas ocupadas por grande quantidade de pequenas propriedades na área do presente estudo, tiveram como resultado que de 1986 a 2016 correu a redução de 61,65% da cobertura vegetal. Portanto, reforçando as discussões anteriores de que essas áreas com alta concentração de pequenas propriedades são impactadas pela redução da cobertura vegetal em áreas destinadas a atividade agropecuária.

Nas pequenas propriedades e nos assentamentos rurais, existe a necessidade de os proprietários usarem a maior proporção possível de suas áreas para produção (Fernandes *et al.* 2021). Porém, destaca-se que essas pequenas propriedades são de suma importância para a economia dessas regiões (Lima & Pontes-Filho, 2020), portanto precisa partir do governo uma ação para conciliar a presença destas áreas com a conservação e produção. Ressalta-se que os custos de regularização ambiental no caso das pequenas propriedades podem ultrapassar o valor das propriedades (Fernandes *et al.* 2021).

Neste sentido de otimizar o uso da terra nas PRs, Fernandes *et al.* (2021) chegou ao entendimento de que propriedades maiores conseguem sustentar sua produção e ainda sobra área disponível para conservação. Essas propriedades por serem grandes produtores agrícolas e da pecuária, dependem da regularização ambiental para venda de seus produtos e/ou financiamentos (Laudares *et al.* 2014).

Portanto, os próprios proprietários das médias e grandes propriedades possuem interesses de regularizar ambientalmente suas terras (Maciel & Maciel, 2021). Esses apontamentos anteriores podem justificar os resultados encontrados no presente estudo que indicou maior área de vegetação lenhosa nas PRs médias e grandes enquanto, nas pequenas o problema descrito sinaliza a demanda de ações capazes de reverter o atual cenário.

3.4 Áreas sob Regime Especial de Uso

As áreas sob regime especial de uso que são compostas pelas UCs, TIs, Florestas Públicas, as APPs e RLs, ocupam um total de 27,24% da região estudada. Além dos 17,63% classificados como Terras Indígenas, 4,56% como Unidades de Conservação e 2,46% como Florestas Públicas, na área, 2,89% é declarado como área de Reserva Legal, enquanto as Áreas de Preservação Permanente representam 0,31%. Quando feita a junção das áreas de RL com as de APP o total que se enquadra nessa categoria (RL + APP) é de 2,59%.

As UCs ocupam cerca de 3,81% do território de Mato Grosso (Spanholi & Young, 2019) enquanto as TIs ocupam aproximadamente 24% do Estado, contando as áreas ainda não homologadas (FUNAI, 2021). A proporção de área protegida para a região avaliada neste estudo por UC é maior do que para todo estado, já que se tratando de TI é menor pelos resultados encontrados.

Quando abordada interpretação para as áreas protegidas, é importante destacar a sobreposição, principalmente com relação às propriedades rurais nas áreas das UCs. 58,02% das UCs são ocupadas por PRs, 42,95% são consideradas em condição legal por estar dentro de categorias de Unidades que permitem o domínio de posse privado (Brasil, 2000), outros 15,07% estão em área de UC que só é permitido posse de domínio público.

Um caso emblemático na região estudada que é fruto de discussões e disputas de terras é do Parque Estadual Serra de Ricardo Franco, nesta UC a área ocupada por PRs foi de 81,67% pelos resultados do presente estudo. Este Parque foi criado pelo decreto nº 1.796 em 1997 (Mato Grosso, 1997), em 2017 chegou a ser extinto pelo poder público em função de não ter seguido as diretrizes para se tornar uma UC, como por exemplo a elaboração do plano de manejo, georreferenciamento e sinalização da área do Parque (Mato Grosso, 2016).

Após termo de ajustamento de conduta a área do Parque Ricardo Franco foi mantida como UC (Mato Grosso, 2017), em 2018 o Estado foi novamente notificado por não cumprimento das exigências e atualmente não existe um plano de manejo, destacando que o prazo estabelecido pelo SNUC é de cinco anos após a criação da UC (Brasil, 2000). Os proprietários das áreas que foram decretadas como Parque não receberam as indenizações e seguem as demandas judiciais em função do não cumprimento por parte do poder público para tornar a área uma UC seguindo os protocolos legais (Mato Grosso, 2019). Devido estes impasses a área do Parque está entre as UCs do Estado com maior proporção de área desmatada e boa parte dessa conversão da vegetação nativa ocorreu após a sua criação (Santos *et al.* 2006a).

Dentro das TIs não é permitida a existência de propriedades privadas (Brasil, 1973) e os resultados apontaram que em Terras Indígenas, pelos dados obtidos no presente estudo,

ocorreu a ocupação de PRs no total de 2,60%. Oliveira & Brugnara (2018) avaliando todo o Estado de Mato Grosso encontraram sobreposições de PRs com TIs por todo o território, portanto não é uma condição que ocorre apenas para a região estudada.

A sobreposição das propriedades rurais com essas áreas também reflete um problema do cadastro ambiental rural. Este apesar de ser uma importante ferramenta para um zoneamento territorial e para fiscalização e conservação ambiental, esse apresenta diversas falhas principalmente relacionadas aos limites das propriedades em função de elaboração errônea do mesmo (Melo *et al.* 2021).

Destaca-se que o CAR é auto declaratório e por isso pode ser elaborado por qualquer cidadão, sem a necessidade de um responsável técnico para o procedimento conforme já citado anteriormente (Brasil, 2014). Esses fatos podem ter potencializado a sobreposição das áreas de PRs principalmente com as UCs e TIs na área avaliada, já que o estudo considerou todos os CAR e não só os aprovados. No caso dos CARs aprovados, não ocorre sobreposição com UC e TI pelos resultados encontrados neste estudo, portanto analisar os cadastros é uma ferramenta importante para evitar esses conflitos.

Ao contrário do que foi encontrado para as propriedades rurais abordado anteriormente, nas categorias de áreas sob regime especial de uso, as classes de vegetação lenhosa são dominantes com destaque para as TIs e as áreas de RL+APP que possuem pequenas proporções de áreas que não se enquadram nas três categorias de vegetação lenhosa (Tabela 3).

Capítulo 2 - Tabela 3 - Classes de vegetação (%) nas áreas sob Regime Especial de Uso no Ecótono Amazonia-Cerrado-Pantanal, no Estado de Mato Grosso.

Classe	UCs	TIs	F. public	RL+APP
1	10,88	4,37	8,00	1,30
2	27,31	11,93	17,88	6,89
3	31,78	9,24	23,26	14,28
4	22,78	20,32	29,97	28,55
5	7,25	54,15	20,89	48,98

Legenda: UCs – Unidades de Conservação; TIs – Terras Indígenas; F. public – Florestas Públicas; RL+APP – áreas de reserva legal somadas com as áreas de preservação permanente. Classe 1: outras áreas; Classe 2: vegetação não florestal; Classe 3: savana parque/gramíneo-lenhosa; Classe 4: savana florestada/arborizada; Classe 5: florestas.

As TIs avaliadas encontram-se com elevado grau de conservação, e os resultados vão ao encontro dos observados por Doblas & Oviedo (2021) que ao avaliar terras indígenas de todo território brasileiro, observaram que apenas 2% perderam sua cobertura vegetal e que 29,1% de toda vegetação conservada no Brasil encontra-se em áreas indígenas. Santos

et al. (2006a) registraram para Mato Grosso que a área desmatada nas TIs até 2006 era de 3,3%. Se considerado apenas as classes de 3 à 5, nas TIs do presente estudo as áreas possuem 83,71% de vegetação lenhosa.

Fany (2004) destacou que o papel das TIs na conservação é tão ou mais eficiente que das UCs, citando que o desmatamento é maior no interior das UCs do que das TIs. As TIs são mais eficientes do que as áreas de UCs para conter a conversão da vegetação em uso alternativo do solo no estado de Mato Grosso (Santos *et al.* 2006a). Os resultados do presente estudo vão ao encontro das conclusões dos autores citados anteriormente pois as TIs possuem 83,71% de área nas classes 3, 4 e 5, percentual este bem mais elevado do que os 61,81 destas mesmas classes nas UCs.

Quanto às UCs, 38,19% da área não é classificada nas três classes de vegetação lenhosa. Porém, aqui cabe destacar que conforme já discutido, algumas UCs permitem a presença de populações tradicionais e o uso sustentável dos recursos naturais (Brasil, 2000). Santos *et al.* (2006a) concluíram que UCs que permitem o uso sustentável e presença de comunidades tradicionais possuem maior taxa de áreas de vegetação convertida em uso alternativo do solo.

As UCs são instrumentos de política pública voltada para a conservação (Brasil, 2000), e mesmo com as questões de disputas territoriais, são importantes para a manutenção da vegetação da região estudada, conforme resultados do presente trabalho. Santos *et al.* (2006a) chegaram à conclusão de que as UCs são eficazes para a contenção do desmatamento e conseqüentemente manutenção da vegetação, esses autores afirmam que principalmente as Unidades de proteção integral possuem índices de desmatamento bem inferiores as métricas encontradas para as áreas foras dos limites das UCs para Mato Grosso.

As florestas públicas, são áreas de domínio público que podem ser exploradas por meio de concessão (Brasil, 2006). Pelos resultados encontrados possuem 77,12% nas três classes de vegetação lenhosa e estão distribuídas por toda região avaliada, auxiliando na manutenção e conservação da vegetação nativa da região, já que o regime de uso destas, está condicionado a projetos de uso sustentável dos recursos naturais (Brasil, 2006).

O governo instituiu a política de concessão florestal por meio das florestas públicas (Brasil, 2006). Isso ocorreu como uma ferramenta para aumentar a adoção do manejo florestal sustentável e tentar minimizar a exploração ilegal da vegetação nativa e essa política no Brasil é recente e ainda teve pouca adesão, porém mostra-se promissora e podendo colaborar para a exploração sustentável (Rodrigues *et al.* 2020), inclusive na área estudada.

Um resultado que se mostra preocupante do ponto de vista da manutenção das áreas de vegetação lenhosa é o percentual de RL e APP, apenas 2,59% da área total possuem limites destinados para preservação ou conservação garantidos por lei nessas categorias, visto que a legislação permite que a APP possa ser computada no cálculo de RL (Brasil, 2012). Quase 92% dessa categoria é ocupada pelas classes 3, 4 e 5, demonstrando que essa categoria é eficiente para manutenção da vegetação.

A baixa porcentagem de área da região da categoria APP+RL, pode ser em função da baixa validação/aprovação dos CARs, conforme já discutido, pois o cadastro é uma forma de regulamentar e proteger essas áreas (Aparecido, 2021) e a demora na validação, impede que mais áreas estejam incluídas nessa categoria. Considerando que pela proporção da área ocupada por PRs, esse valor deveria ser maior, seguindo as determinações legais (Brasil, 2012).

4 Considerações Finais

A maior proporção da área avaliada é ocupada por Propriedades Rurais e destaca-se a questão de homologação das terras indígenas, assentamentos rurais e unidades de conservação e além destas, de terras quilombolas que não foram incluídas no trabalho justamente por não estarem homologadas, mas fazem parte do contexto da região.

Quanto a vegetação a região demonstrou possuir característica de fragmentação, exceto na porção mais ao norte da área estudada que é protegida por terras indígenas que evitam a conversão da vegetação e na região do Pantanal que a conversão é inviabilizada pela própria condição ambiental das áreas úmidas.

Quanto a comparação da ocupação pelos biomas e tipologia, a região possui características de maior entrada da vegetação de cerrado no bioma Amazônico do que da tipologia florestal no Cerrado. Pela vegetação dos biomas e nas tipologias, os resultados apontam a importância da correta definição dos limites geográficos das formações para a definição dos limites de proteção determinados em lei. Além disso é necessária uma legislação específica para caracterizar áreas de vegetação do Pantanal, para definir os limites de RL, principalmente pelos resultados, que apontaram mais de 60% de vegetação lenhosa remanescente no bioma.

A maior parte da área ocupada pelas propriedades rurais são consideradas grandes propriedades e tanto as PRs, quanto os assentamentos possuem predomínio da classe 2. A proporção de vegetação nas classes 3, 4 e 5 é maior nas grandes e médias propriedades do

que nas pequenas. As áreas convertidas em uso alternativo do solo ocorrem em maior proporção nas pequenas propriedades e assentamentos em função da necessidade de usar a maior quantidade possível de área para produção. As áreas com maior quantidade de pequenas propriedades demonstraram ser mais fragmentadas.

Quanto ao Cadastro Ambiental Rural, constatamos que para a região estudada a avaliação e consequentemente validação destes vem ocorrendo de maneira lenta em função da baixa quantidade de CARs aprovados para área. Em função disso identificamos outros problemas como por exemplo a sobreposição de propriedades rurais em unidades de conservação, de domínio público e terras indígenas. Destacamos que no caso das áreas que os CARs estão aprovados isso não ocorre. Portanto, é necessário que medidas sejam tomadas para a celeridade do processo de avaliação e aprovação dos cadastros.

As categorias de ocupação consideradas de regime especial de uso são de extrema importância para a manutenção da vegetação lenhosa na região estudada, com destaque para as terras indígenas e a categoria que uni as áreas de preservação permanente e reserva legal (APP+RL) que demonstraram possuir baixa proporção de área convertida em uso alternativo do solo. Porém, quanto a APP+RL é preciso destacar a baixa proporção de área nesta categoria, que deveria ser maior em função da área ocupada pelas PRs, um reflexo da deficiência da elaboração e validação dos CARs.

5 Referências

- Alves, G. B. M.; Loverde-Oliveira, S. M. Uso do Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) para Análise da Distribuição e Vigor da Vegetação no Pantanal Norte. *Geografia (Londrina)*, 29(1), 175-190, 2020. DOI: <http://dx.doi.org/10.5433/2447-1747.2020v29n1p175>
- Alves, G. B. M.; Mendonça, V. M.; Martarello, A. P.; Pessi, D. D.; Vieira, A.; Loverde-Oliveira, S. M. Análise ambiental do desmatamento em área de assentamento rural no Cerrado (Mato Grosso, Brasil). *Terra Plural*, 14, 1-13, 2020. DOI: <http://dx.doi.org/10.5212/TerraPlural.v.14.2015189.060>
- Andrade, B. A.; Silva, M. H. S.; Oliveira, A. K. M.; Alho, C. J. R. ANÁLISE ESPAÇO-TEMPORAL DAS MUDANÇAS NA COBERTURA VEGETAL E USO DA TERRA NO PANTANAL DO ABOBRAL, MATO GROSSO DO SUL. *Caderno Prudentino de Geografia*, 3(42), 101-121, 2020. Disponível em: <https://revista.fct.unesp.br/index.php/cpg/article/view/7000>

- Aparecido, W. A. S. Mapa da vegetação nativa declarada no Cadastro Ambiental Rural-CAR em Montes Claros-MG. *Revista Verde Grande: Geografia e Interdisciplinaridade*, 3(01), 151-175. 2021. DOI: <https://doi.org/10.46551/rvg267523952021151175>
- Arieira, J.; Nunes da Cunha, C. ESTRUTURA POPULACIONAL DO CAMBARÁ (VOCHYSIA DIVERGENSPOHL, VOCHYSIACEAE), ESPÉCIE MONODOMINANTE EM FLORESTA INUNDÁVEL NO PANTANAL MATO-GROSSENSE. *Oecologia Australis*, 16(4), 819-831, 2012. DOI: <http://dx.doi.org/10.4257/oeco.2012.1604.07>
- Brasil. *Lei nº 5.173, de 27 de outubro de 1966*. Dispõe sobre o Plano de Valorização Econômica da Amazônia; extingue a Superintendência do Plano de Valorização Econômica da Amazônia (SPVEA), cria a Superintendência do Desenvolvimento da Amazônia (SUDAM), e dá outras providências. Brasília: DOU de 31/10/1966. 1966.
- Brasil. *Lei nº 6.001, de 19 de dezembro de 1973*. Dispõe sobre o Estatuto do Índio. Brasília: DOU de 21/12/1973. 1973.
- Brasil. *CONSTITUIÇÃO DA REPÚBLICA FEDERATIVA DO BRASIL DE 1988*. Brasília: DOU de 05/10/1988. 1988.
- Brasil. *Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000*. Regulamenta o art. 225, § 1º, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. DOU de 19/07/2000. 2000.
- Brasil. *Lei nº 11.284, de 2 de março de 2006*. Dispõe sobre a gestão de florestas públicas para a produção sustentável e dá outras providências. Brasília: DOU de 03/03/2006. 2006.
- Brasil. *Lei nº 12651 de 25 de maio de 2012*. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. Brasília: DOU de 28/05/2012. 2012.
- Brasil. *Instrução Normativa nº 2, de 5 de maio de 2014*. Dispõe sobre os procedimentos para a integração, execução e compatibilização do Sistema de Cadastro Ambiental Rural-SICAR e define os procedimentos gerais do Cadastro Ambiental Rural-CAR. DOU de 6/05/2014. 2014.
- Brasil. *Decreto nº 10.088, de 5 de novembro de 2019*. Consolida atos normativos editados pelo Poder Executivo Federal que dispõem sobre a promulgação de convenções e

- recomendações da Organização Internacional do Trabalho - OIT ratificadas pela República Federativa do Brasil. Brasília: DOU de 6/11/2019. 2019.
- Brasil. *Projeto de Lei 337/2022*. Altera a redação do inciso I do art. 3º da Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012, para excluir o Mato Grosso da Amazônia Legal. Câmara dos Deputados 22/02/2022. 2022a.
- Brasil. Serviço Florestal Brasileiro. Regularização Ambiental: Boletim Informativo - CAR. Dados declarados até 12 de junho de 2022. 2022b. Disponível em: <https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/servico-florestal-brasileiro/boletim-informativo-car>
- Berenguer, E.; Lennox, G. D.; Ferreira, J. *et al.* Tracking the impacts of El Niño drought and fire in human-modified Amazonian forests. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 118(30), 2021. DOI: <https://doi.org/10.1073/pnas.2019377118>
- Borges, L. A. C.; Moras-Filho, L. O.; Marques, R. T.; Silva, C. C.; de Paula Silva, L. G. A influência do tamanho do imóvel rural sobre as áreas de preservação permanente de corpos d'água. *Caminhos de Geografia*, 18(64), 444-453. 2017. Disponível em: <https://seer.ufu.br/index.php/caminhosdegeografia/article/view/40953>
- CNFP - Cadastro Nacional de Florestas Públicas. *Dados por estado - CNFP 2018*, 2021. Disponível em: <https://www.florestal.gov.br/cadastro-nacional-de-florestas-publicas/127-informacoes-florestais/cadastro-nacional-de-florestas-publicas-cnfp/1673-dados-por-estado-cnfp-2018> Acesso em: out. 2021.
- Capoane, V. EXPANSÃO DA FRONTEIRA AGRÍCOLA NO ESTADO DE MATO GROSSO ENTRE OS ANOS DE 1988 E 2018. *Caderno Prudentino de Geografia*, 1(44), 73-98, 2022. Disponível em: <https://revista.fct.unesp.br/index.php/cpg/article/view/8076>
- Doblas, J.; Oviedo, A. Efetividade dos territórios tradicionalmente ocupados na manutenção da cobertura vegetal natural no Brasil. In: Cunha, M. C.; Magalhães, S. B.; Adams, C. *Povos Tradicionais e Biodiversidade no Brasil: Contribuições dos povos indígenas, quilombolas e comunidades tradicionais para a biodiversidade, políticas e ameaças*. São Paulo: SBPC, 2021. P. 14-57. Disponível em: <https://ds.saudeindigena.icict.fiocruz.br/handle/bvs/4987>
- Farias, L. F. F. C. Expansão da soja e políticas de reforma agrária no Mato Grosso, Brasil. *PatryTer*, 5(9), 54-72, 2022. DOI: <https://doi.org/10.26512/patryter.v5i9.35410>
- Ricardo, F. (Org). *Terras Indígenas e Unidades de Conservação da natureza: o desafio das sobreposições*. São Paulo : Instituto Socioambiental, 2004.

- Fernandes, I. M.; Signor, C. A.; Penha, J. (Org.). *Biodiversidade no Pantanal de Poconé*. Cuiabá: Centro de Pesquisa do Pantanal, 2010. 196 p.
- Fernandes, P. F.; Vicente, M. C. M.; Ferrari, V. M.; De Souza, R. F.; Jardim, G. D. L. REGULARIZAÇÃO DAS ÁREAS DE RESERVA LEGAL EM RELAÇÃO AO TAMANHO DAS PROPRIEDADES NO MUNICÍPIO DE BURI-SP. *Revista Multidisciplinar de Educação e Meio Ambiente*, 2(2). 2021. DOI: <https://doi.org/10.51189/rema/1303>
- FUNAI – Fundação Nacional do Índio. *Geoprocessamento e Mapas*. 2021. Disponível em: <https://www.gov.br/funai/pt-br/atuacao/terras-indigenas/geoprocessamento-e-mapas> Acesso em: out. 2021.
- Galvanin, E. A. S.; Neves, S. M. A. S., Cruz, C. B. M., Vicens, R. S. Pantanal de Cáceres (Mato Grosso): uma análise temporal das pressões antrópicas do uso da terra. In: *Anais do 7º Simpósio de Geotecnologias no Pantanal*. Jardim-MS, 20-24 out., 2018.
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. *Manual Técnico da Vegetação Brasileira*, 2012. Disponível em: <https://www.terrabrasil.org.br/ecotecadigital/pdf/manual-tecnico-da-vegetacao-brasileira.pdf> Acesso em: mar. 2022.
- INCRA - Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária. *Certificação*, 2021. Disponível em: https://certificacao.incra.gov.br/csv_shp/export_shp.py Acesso em: out. 2021.
- INPE – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. *Catálogo de Imagens*, 2021. Disponível em: <http://www.dgi.inpe.br/CDSR/> Acesso em: jun. 2021.
- Lázaro, W. L.; Oliveira-Júnior, E. S.; Silva, C. J. D.; Castrillon, S. K. I.; Muniz, C. C. Climate change reflected in one of the largest wetlands in the world: an overview of the Northern Pantanal water regime. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 32. 2020. DOI: <https://doi.org/10.1590/S2179-975X7619>
- Laskos, A. A.; Cazella, A. A.; Rebollar, P. B. M. O Sistema Nacional de Cadastro Rural: história, limitações atuais e perspectivas para a conservação ambiental e segurança fundiária. *Desenvolvimento e Meio Ambiente*, 36, 189-199, 2016. DOI: <http://dx.doi.org/10.5380/dma.v36i0.39124>
- Laudares, S. S. A.; SILVA, K. G.; Borges, L. A. C. (2014). Cadastro Ambiental Rural: uma análise da nova ferramenta para regularização ambiental no Brasil. *Desenvolvimento e Meio Ambiente*, 31. 2014. DOI: <https://doi.org/10.5380%2Fdma.v31i0.33743>

- Leal, M. L. M. Monitoramento do desflorestamento em assentamentos rurais amazônicos com uso de geoprocessamento. *Revista Brasileira de Sensoriamento Remoto*, 1(3), 2020. DOI: [10.5281/zenodo.4584434](https://doi.org/10.5281/zenodo.4584434)
- Lima, K. N.; Pontes Filho, R. P. Agricultura familiar no contexto socioambiental amazônico. *Revista direitos sociais e políticas públicas (UNIFAFIBE)*, 8(1), 283-306. 2020. DOI: <http://dx.doi.org/10.25245/rdspp.v8i1.662>
- Maciel, H. M.; Maciel, W. M. Cadastro Ambiental Rural (CAR): Uma descrição do Brasil. *Conjecturas*, 22(1), 98-112, 2021. DOI: <https://doi.org/10.53660/CONJ-465-536>
- Mato Grosso. *Decreto nº 1.796, de 04 de Novembro de 1997*. Cria o Parque Estadual Serra Ricardo Franco e dá outras providências. DOE-MT de 04/11/1997. 1997.
- Mato Grosso. *Ação Civil Pública nº 642-31.2015.811.0003 - 56687*. Ministério Público do Estado de Mato Grosso – Comarca de Vila Bela da Santíssima Trindade. 2016.
- Mato Grosso. *Termo de Ajustamento de Conduta nº 005/2017*. Ministério Público do Estado de Mato Grosso – Promotoria de Justiça de Vila Bela da Santíssima Trindade. 2017.
- Mato Grosso. *Agravo Regimental Cível - AGR 1007695-44.2019.8.11.0000 – MT, de Ação Civil Pública*. Ministério Público do Estado de Mato Grosso – Comarca de Vila Bela da Santíssima Trindade. 2019.
- Mato Grosso. *Decreto nº 1025 de 29 de junho de 2021*. Regulamenta os artigos 62 e 62B da Lei Complementar Estadual nº 38, de 21 de novembro de 1995, que dispõe sobre o Código Estadual do Meio Ambiente e dá outras providências. DOE-MT: 30/07/2021. 2021a.
- Mato Grosso. *Decreto nº 785 de 18 de Janeiro de 2021*. Dispõe sobre as atividades de restauração das formações campestres na planície inundável do Bioma Pantanal, no Estado de Mato Grosso, e dá outras providências. DOE-MT: 19/01/2021. 2021b.
- Mato Grosso. *RESOLUÇÃO CONSEMA n.º 45, de 31 de agosto de 2022*. Regulamenta a proteção e o licenciamento ambiental de atividades e empreendimentos localizados em áreas úmidas no âmbito do Estado de Mato Grosso. DOE-MT: 05/09/2022. 2022.
- Martins, B. A. A.; Castrillon, S. K. I.; Sander, N. L.; Olivo-Neto, A. M.; Lázaro, W. L.; Da Silva, C. J.; MORAIS, F. F. de; Pedroga, J. A. Efeito da inundação sobre comunidades arbóreas em floresta poliespecífica na Estação Ecológica de Taiamã (Sítio Ramsar), Pantanal Matogrossense. *Research, Society and Development*, 9(8), 2020. DOI: <https://doi.org/10.33448/rsd-v9i8.5808>
- Marques, E. Q.; Marimon-Junior, B. H.; Marimon, B. S.; Matricardi, E. A.; Mews, H. A.; Colli, G. R. Redefining the Cerrado–Amazonia transition: implications for

- conservation. *Biodiversity and conservation*, 29(5), 1501-1517, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10531-019-01720-z>
- Melo, D. P.; Araújo, J. C. L.; Melo, S. R.; Ferrari, V. M.; Fernandes, P. F.; Oliveira, M. A.; Martensen, A. C. O Cadastro Ambiental Rural (CAR) no sudoeste paulista: deficiências e desafios. In: Silva, N. F. N.; Santos, L. L.; Martensen, A. C.; Ferreira, I. E. P. (Orgs.). *Alternativa para o Desenvolvimento Sustentável do Sudoeste Paulista*. São Paulo: Científica Digital, p. 120-137, 2021. DOI: <https://doi.org/10.37885/210906161>
- Mendes, M. F.; Neves, S. M. A. S.; Kreitlow, J. P. DINÂMICA ESPAÇO-TEMPORAL DA COBERTURA VEGETAL E DO USO DA TERRA NOS ASSENTAMENTOS FACÇÃO ESTADUAL E FACÇÃO/BOM JARDIM-CÁCERES-MT, BRASIL. *Acta Geográfica*, 15(39), 2021. DOI: <http://dx.doi.org/10.18227/19805772acta.v15i39.4842>
- Miranda, M. R. S.; Neves, S. M. A. S. DINÂMICA DA ESTRUTURA DA PAISAGEM DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO JAURU/MATO GROSSO. *Caminhos de Geografia*. 20(69), 63-77, 2019. DOI: <http://dx.doi.org/10.14393/RCG206940664>
- Moraes, M. F.; Cruz, W. J. A.; Olivo-Neto; A. M.; Pierangeli, M. A. P.; Lima Lemes, S. A.; Oliveras-Menor, I.; Carniello, M. A. (2021). Palmeiras limitam a proliferação de lianas em florestas do Ecótono Amazônia-Cerrado-Pantanal. *Research, Society and Development*, 10(3), 2021. DOI: <https://doi.org/10.33448/rsd-v10i3.13547>
- Nogueira, E. M.; Nelson, B. W.; Fearnside, P. M.; França, M. B.; de Oliveira, Á. C. A. Tree height in Brazil's 'arc of deforestation': shorter trees in south and southwest Amazonia imply lower biomass. *Forest Ecology and Management*, 255(7), 2963-2972. 2008. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.02.002>
- Olivo-Neto, A. M.; Da Silva, C. J.; Castrillon, S. K. I.; Lázaro, W. L.; Damasceno-Junior, G. A.; Gris, D.; Pereira, T. D. C.; Sander, N. L. Spatial distribution of single specie dominant forests of *Erythrina fusca* Lour. at the Taiaí Ecological Station, Pantanal, Mato Grosso, Brazil. *Tropical Ecology*, 61(2), 248-257, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1007/s42965-020-00081-x>
- OLIVEIRA, A. L. A.; Brugnara, E. Cadastro Ambiental Rural: um instrumento para evidenciar conflitos ambientais em terras indígenas?. *Desenvolvimento e Meio Ambiente*, 46. 2018. DOI: <https://doi.org/10.5380/dma.v46i0.56773>
- Primack, R. B.; Rodrigues, E. Biologia da conservação. Londrina: Editora Planta, 2001

- Rodrigues, M. I.; Souza, Á. N. D.; Joaquim, M. S.; Lustosa, I. M.; Pereira, R. S. Concessão florestal na Amazônia brasileira. *Ciência Florestal*, 30, 1299-1308. 2020. DOI: <https://doi.org/10.5902/1980509821658>
- Santos, R. R.; Micol, L.; Irgang, G. V.; Vasconcellos, J. M. Os desmatamentos em UCs. In: Alves, A.; Puhl, J. I.; Frank, J. (Orgs). *Mato Grosso Sustentável e Democrático*. Cuiabá: Defanti, 2006a. Disponível em: https://www.icv.org.br/drop/wp-content/uploads/2013/08/724318840caderno_mtsd_formad.pdf
- Santos, S. A.; Nunes da Cunha, C.; Tomás, W.; De Abreu, U. G. P.; Arieira, J. Plantas invasoras no pantanal: como entender o problema e soluções de manejo por meio de diagnóstico participativo. *Embrapa Pantanal-Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento (INFOTECA-E)*. 2006b. Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/handle/doc/812197>
- SEMA – Secretaria do Estado de Meio Ambiente de Mato Grosso. GeoPortal, 2021. Disponível em: <http://www.sema.mt.gov.br/transparencia/index.php/sistemas/simgeo>
Acesso em: set. 2021.
- Siqueira, E. M. *História de Mato Grosso: da ancestralidade aos dias atuais*. Cuiabá: Entrelinhas, 2002.
- Silva, M. P. D.; Mauro, R.; Mourao, G.; Coutinho, M. Distribuição e quantificação de classes de vegetação do Pantanal através de levantamento aéreo. *Revista brasileira de Botânica*, 23(2), 143-152, 2000. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-84042000000200004>
- Silva, C. P. A.; Souza, A. R.; Olivo-Neto, A. M.; Lima Lemes, S. A.; Silva-Alves, V. D.; dos Santos Filho, M.; Silva, D. J.; Carniello, M. A. Diversidade florística da comunidade arbórea de mata ripária do rio Paraguai em áreas de planalto e Pantanal, Mato Grosso, Brasil. *Research, Society and Development*, 9(10), 2020. DOI: <https://doi.org/10.33448/rsd-v9i10.8399>
- Silva, L. A. L.; Souza-Filho, C. F. M. Marco temporal como ameaça aos direitos territoriais indígenas e quilombolas no Brasil. *Homa Publica-Revista Internacional de Derechos Humanos y Empresas*, 5(2), 094-094, 2021. Disponível em: <https://periodicos.ufjf.br/index.php/HOMA/article/view/36504>
- Spanholi, M. L.; Young, C. E. F. Unidades de conservação: contribuições para o desenvolvimento sustentável. In: Sgyarezi, S. B. (Org.). *Ambiente e Sociedade no Brasil Central: Diálogos Interdisciplinares e Desenvolvimento Regional*. São Leopoldo: Oikos; Cáceres: Editora UNEMAT, 2019.

- Starck, G.; Bragato, F. F. O MARCO TEMPORAL E A JURISPRUDÊNCIA DA CORTE INTERAMERICANA DE DIREITOS HUMANOS. *Revista Direitos Sociais e Políticas Públicas* (UNIFAFIBE), 9(3), 424-453, 2022. DOI: <http://dx.doi.org/10.25245/rdsp.v9i3.916>
- Verdasca, S.; Ranieri, V. E. L. Benefícios e barreiras da transparência pública nos dados do Cadastro Ambiental Rural. *Ambiente & Sociedade*, 24, 2021. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/1809-4422asoc20200207r1vu2021L5AO>
- WWF-Brasil. Monitoramento das alterações da cobertura vegetal e uso do Solo na Bacia do Alto Paraguai– Porção Brasileira– Período de Análise: 2002 a 2008. *Iniciativa: CI– Conservação Internacional, ECOA-Ecologia e Ação, Fundación AVINA, Instituto SOS Pantanal*, WWF-Brasil. Brasília. 2009. Disponível em: <https://www.sospantanal.org.br/wpcontent/uploads/2020/11/mapacoberturabaciaaltoparaguaiestudocompleto.compressed.pdf>

Capítulo 3 - MORTALIDADE DA VEGETAÇÃO CAUSADA POR INCÊNDIO FLORESTAL EM UM FRAGMENTO NO ECÓTONO AMAZÔNIA-CERRADO-PANTANAL: USO DO DRONE NA AVALIAÇÃO

Resumo

Incêndios florestais podem acarretar diversos impactos, entre estes ocorre a mortalidade da vegetação. O presente estudo avaliou a dinâmica e mortalidade pós incêndio da vegetação arbórea de um fragmento florestal na região sudoeste de Mato Grosso, fazendo uso de imagens de satélites, dados levantados *in loco* e imagens aéreas de alta resolução, obtidas com Drone. O trabalho também avaliou a eficiência do Drone para estimar parâmetros de mortalidade frente aos dados obtidos *in loco*. Os resultados apontaram que a vegetação foi fortemente impactada pelo incêndio e a incidência do mesmo e consequentemente a maior mortalidade da vegetação ocorreu em regiões mais secas dentro do fragmento. Os dados *in loco* apontaram que 41,91% dos indivíduos arbóreos morreram, enquanto o Drone estimou 37,37% de mortalidade. As estimativas feitas para toda área, baseada nos dados *in loco*, apontaram um total de 328 ind/ha mortos, Área Basal (G) morta de 5,4196 m² e Volume morto de 54,317 m³. Já os dados do Drone apontaram um total de 292 ind/ha mortos, G morta de 7,4260 m² e Volume morto de 94,7573 m³. Comparando os dois métodos a análise estatística apontou diferença entre os valores para o Número de Indivíduos e para Volume, não diferindo as estimativas para G. Conclui-se que o incêndio provocou intenso impacto na área, e que o Drone pode auxiliar nessa avaliação, sendo viável para estimar valores de G em áreas florestais como a avaliada, pois não difere das estimativas feitas com dados obtidos no campo.

Palavras-chave: VANT; Árvores Mortas; Floresta; Dinâmica; Impacto do Fogo.

Abstract

VEGETATION MORTALITY CAUSED BY FOREST FIRE IN A FRAGMENT IN THE AMAZON-CERRADO-PANTANAL ECOTONE: USE OF DRONE IN EVALUATION. Forest fires can cause several impacts, among which occurs the mortality of vegetation. The present study evaluated the post-fire dynamics and mortality of the arboreal vegetation of a forest fragment in the southwest region of Mato Grosso, using satellite images, data collected on-site and high-resolution aerial images, obtained with Drone. The work also evaluated the efficiency of the Drone to estimate mortality parameters compared with the data obtained on-site. The results showed that the vegetation was strongly impacted by the fire and its incidence and consequently the highest vegetation mortality occurred in drier regions within the fragment. On-site data showed that 41.91% of the arboreal individuals died, while the Drone estimated 37.37% mortality. The estimates made for the whole area, based on on-site data, indicated a total of 328 dead ind/ha, dead Basal Area (G) of 5.4196 m² and dead Volume of 54.317 m³. Drone data showed a total of 292 dead ind/ha, dead G of 7.4260 m² and dead Volume of 94.7573 m³. Comparing the two methods, the statistical analysis showed a difference between the values for the Number of Individuals and for Volume, not differing the estimates for G. It is concluded that the fire caused an intense impact in the area, and that the Drone can help in this evaluation, being viable to estimate G values in forest areas as evaluated, as it does not differ from the estimates made with data obtained in the field.

Keywords: UAV; Dead Trees; Forest; Dynamics; Fire Impact.

INTRODUÇÃO

Os incêndios florestais podem levar a diversos impactos na vegetação, causando desde efeitos na absorção de nutrientes pelas plantas e da atividade fotossintética (SCALON; ROSSATO *et al.* 2021), até o impacto direto na mortalidade dos espécimes existentes na área (BRANDO *et al.*, 2014; PEREIRA *et al.*, 2016). Quanto a mortalidade, a taxa varia em função da intensidade do fogo, causando maior mortalidade quando as condições edafoclimáticas são favoráveis para potencializar o incêndio (BERENGUER *et al.*, 2021) e isso ocorre geralmente no período de seca no Brasil (PINTO *et al.*, 2021).

A composição de espécies da área também é determinante para a taxa de mortalidade. Em geral áreas composta por espécies típicas da fitofisionomia de cerrado, são mais resistentes à incêndios do que espécies de área de floresta, em função principalmente da sua adaptação morfológica que confere maior resistência a estas e por ser uma comunidade vegetal moldada pelo histórico de fogo (BRANDO *et al.*, 2014; SILVA *et al.*, 2022). Portanto, são vários os fatores que podem influenciar na mortalidade da vegetação em uma área submetida ao impacto de incêndio.

Uma forma de monitorar o efeito do fogo na comunidade vegetal é a avaliação *in loco* em área onde existe parcelas permanentes de avaliação da vegetação, pois permite saber quais eram as condições anteriores ao incêndio, permitindo avaliar os resultados do fogo na comunidade (SILVA *et al.*, 2020a). Porém, avaliar somente a área das parcelas permite apenas estimativas do efeito na área total. Uma possibilidade que temos atualmente para mapear grandes áreas de vegetação e possivelmente avaliar o efeito dos incêndios em toda a

região são os Veículos Aéreos Não Tripulados, popularmente conhecidos como Drones, por permitir gerar imagens aéreas de alta resolução onde é possível monitorar áreas extensas (TORRESAN *et al.*, 2020).

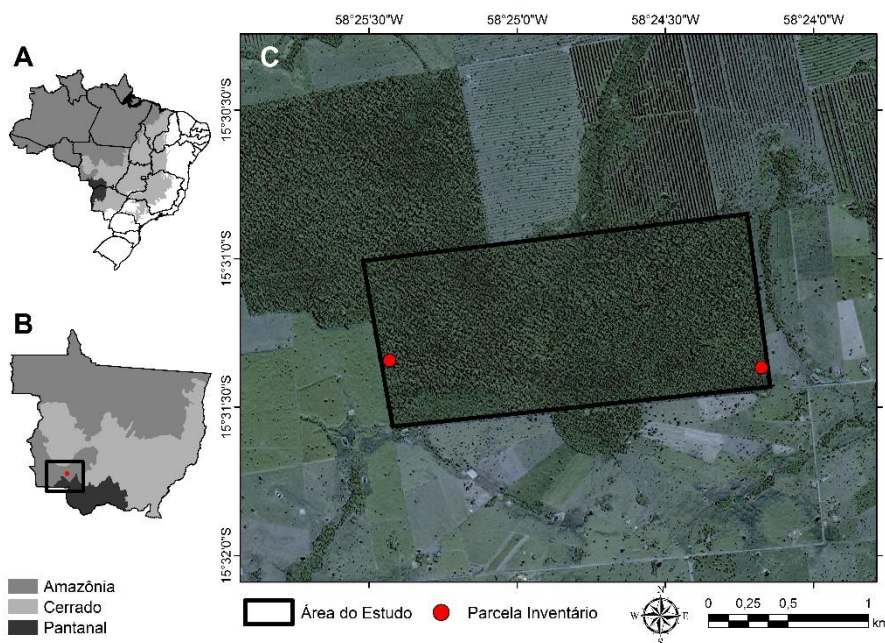
O Drone tem sido uma importante ferramenta utilizada na avaliação de impactos ambientais, com usos na área florestal (FIGUEIREDO *et al.*, 2020). Em áreas nativas alguns estudos indicam que essa ferramenta permite estimar dados de biomassa, monitora e identifica com precisão árvores dominantes e codominantes do dossel da comunidade (KAMEYAMA; SUGIURA 2020; TORRESAN *et al.*, 2020). Mesmo com esses trabalhos, existe uma carência de estudos para avaliar a eficiência do Drone na avaliação do efeito de incêndios na comunidade arbórea, principalmente estudos que comparem, os dados obtidos com as imagens aéreas de alta resolução, em relação aos dados obtidos em campo, visando testar a viabilidade do método.

O presente estudo teve como objetivo avaliar, com uso de Drone, a dinâmica e mortalidade da vegetação pós incêndio florestal ocorrido de forma acidental em junho de 2021 em um fragmento localizado na transição entre os biomas Amazônia-Cerrado-Pantanal, na região sudoeste de Mato Grosso. Foram analisadas a alteração na vegetação do fragmento, a mortalidade dos indivíduos arbóreos *in loco* e por meio de imagens aéreas de alta resolução, comparando os dois métodos nas estimativas de mortalidade para a área. As hipóteses do trabalho são que a área, por se tratar de um fragmento de vegetação florestal, será altamente impactado com o fogo e que o Drone é uma importante ferramenta na avaliação de impacto e apresenta eficiência para estimar parâmetros de mortalidade da vegetação, sendo equivalente à amostragem feita em campo.

METODOLOGIA

Área do estudo

A área do estudo é um fragmento florestal de aproximadamente 245,6 hectares, localizado no Assentamento Florestan Fernandes, no limite entre os municípios de São José dos Quatro Marcos e Araputanga, na região Sudoeste do Estado de Mato Grosso (Figura 1). O fragmento estudado encontra-se na região do Ecótono Amazônia-Cerrado-Pantanal, dentro do bioma Amazônico e a fitofisionomia do local é de Floresta, classificada como Floresta Estacional Semidecidual (BRASIL, 1982).



Capítulo 3 - Figura 1. Área do estudo. A – Mapa do Brasil; B – Mapa de Mato Grosso com destaque para a região estudada; C – Área do fragmento avaliado no Assentamento Florestan Fernandes.

Figure 1. Study area. A – Map of Brazil; B – Map of Mato Grosso with emphasis on the region studied; C – Area of the evaluated fragment in the Florestan Fernandes Rural Settlement.

A vegetação arbórea da área é monitorada por parcelas permanentes de inventário florestal. Instaladas e avaliadas pelo grupo de pesquisa vinculado ao HPAN - Herbário do Pantanal “Vali Joana Pott”, Unemat, Cáceres, Mato Grosso, em parceria com o Projeto Ecológico de Longa Duração: Sítio 15 - Transição Cerrado-Floresta Amazônica. A área do estudo encontra-se inserida em uma matriz de paisagem agropecuária e seus

limites fazem fronteira com pequenas e médias propriedades, em sua grande maioria com uso do solo para agricultura e pecuária. Também se conecta com uma área de reserva florestal e área de silvicultura.

Dinâmica da vegetação

A avaliação da dinâmica da vegetação foi feita por meio de análise temporal visual de imagens satélite para o período anterior ao incêndio e logo após a ocorrência deste. E por meio de ortofotomosaico (imagem aérea de alta resolução) gerado a partir de mapeamento realizado com Drone, para avaliar a área após um ano do incêndio transcorrido no fragmento estudado.

No caso das imagens de satélite, foi utilizado o CBERS-4A, obtidas do Catálogo de Imagens do Instituto Nacional de Pesquisa Espacial - INPE (INPE, 2022) sendo selecionada a Câmera Multiespectral e Pancromática de Ampla Varredura (WPM). Esse satélite equipado com esse tipo de câmera (WPM) além de fornecer as bandas padrões RGB (vermelho, verde e azul) e do Infravermelho Próximo, fornece a banda Pancromática que por meio de técnicas de geoprocessamento permite uma resolução espacial de dois metros (INPE, 2022). No presente estudo esse procedimento foi realizado no software ArcGIS (licença número ESU918728411) com a finalidade de se obter a melhor resolução espacial possível para avaliar a vegetação do fragmento estudado.

Foram selecionadas três cenas que cobrem a área do estudo para observar os padrões da vegetação. A primeira de data anterior a queima e em época chuvosa (04 de março de 2020) a segunda no início do período de seca (06 de junho de 2020) e a terceira logo após a queima (07 de outubro de 2020). Após selecionadas e baixadas as bandas (RGB e Pancromática) do Catálogo de Imagens do INPE, essas foram importadas para o ArcGIS onde foi realizado o processo de composição e união das bandas, e elaborados os mapas.

Na área do fragmento foi realizado o mapeamento com Drone um ano após a queima. O modelo utilizado foi o MAVIC 2 Pró. Os voos ocorreram com altura de 100 metros e sem uso de pontos de controle e de verificação. Esse processo ocorreu nos dias 20 e 21 de agosto de 2021, no período entre 10 e 14h. Os voos foram realizados em modo autônomo por meio de plano de voo realizado no *software* DroneDeploy com sobreposição frontal das imagens de 60% e lateral de 65%, a velocidade dos voos foi de 13m/s, com direção de 98°. Para cobrir toda a área foi necessária a realização de sete voos e registro de aproximadamente 1800 fotos.

O processamento das imagens com o objetivo da geração do ortofotomosaico também foi realizado no DroneDeploy por meio da licença de teste fornecida pelo software. As imagens feitas pelo Drone foram importadas para o DroneDeploy e realizado o processamento, gerando o ortofotomosaico que posteriormente foi exportado para o ArcGIS, com uma resolução final dos pixels de 4,4cm. O ortofotomosaico foi utilizado para avaliar a dinâmica da vegetação um ano pós queima, com objetivo de analisar o efeito do fogo com a utilização de imagens de alta resolução.

Avaliação da Mortalidade Pós Incêndio

Dados do Inventário *In Loco*

Os dados do inventário da área, anterior a queima foram levantados entre outubro de 2017 e fevereiro de 2018, onde foram amostrados todos os indivíduos arbóreos com diâmetro na altura de 1,30 metro do solo (DAP) – diâmetro na altura do peito) ≥ 05 centímetros (cm) e altura mínima dos espécimes ≥ 3 metros. A área total do levantamento foi de dois hectares, amostrados em duas parcelas de um hectare medindo 100 x 100 metros laterais cada. Foram utilizados no presente estudo os dados de abundância, diâmetro (DAP) e altura total (ht) das árvores inventariadas. Os indivíduos mortos encontrados no inventário *in loco*, foram descartados das análises do presente estudo, em função dos mesmos já estarem mortos no censo realizado e, portanto, descarta a possibilidade dos mesmos terem morrido em consequência do incêndio.

Essas parcelas tiveram os dados coletados seguindo os protocolos RAINFOR (Rede Amazônica de Inventários Florestais) (PHILLIPS *et al.*, 2016). Os respectivos dados compõem o banco de dados do Projeto Ecológico de Longa Duração (PELD-III e IV) Sítio 15: Transição Cerrado-Floresta Amazônica.

Após o incêndio acidental, ocorrido em junho de 2021, foi realizado após um ano do incêndio nas parcelas um levantamento com a finalidade de identificar os indivíduos mortos. Após a identificação dos indivíduos mortos, fazendo uso dos dados do censo realizado na fase anterior a queima, foi calculada a Densidade Relativa (DR %) viva e morta, Abundância (Número de Indivíduos – NI) de árvores mortas e vivas, a Área Basal (G) morta e viva e também o Volume morto e vivo das parcelas. No caso do volume a equação utilizada para o cálculo seguiu o método de Scolforo *et al.* (2008) utilizado para estimativa do volume total de madeira na Floresta Estacional Semidecidual (Equação 1).

$\text{Ln}(\text{Vol}) = -9,7394993677 + 2,3219001043 * \text{Ln}(\text{DAP}) + 0,5645027997 * \text{Ln}(\text{ht})$
 em que: Vol = Volume; DAP = Diâmetro à 1,30 metros do solo; ht= altura total das árvores.

Baseado nestes dados foi feita a estimativa das métricas avaliadas para a área total do fragmento estudado. Todos os cálculos, foram realizados por meio do *Software R*, fazendo uso do *pacote Florestal* (FERREIRA, 2020).

Dados Obtidos a partir do Drone

No software DroneDeploy com a finalidade de analisar a mortalidade das árvores, foi gerado o *PlantHealth* pelo método do Índice Visível Atmosfericamente Resistente (VARI) baseado no ortofomosaico gerado para avaliar a dinâmica da vegetação pós incêndio. Esse método faz uso das bandas RGB da imagem para gerar o índice de vegetação. O VARI mede a reflectância da vegetação *versus* solo, é uma medida de "quão verde" é uma imagem, sendo possível por meio dele identificar em uma imagem áreas de vegetação saudável e áreas de vegetação morta (DRONEDEPLOY, 2022).

A partir do *PlantHealth*, que foi exportado para o ArcGIS, o raster gerado pelo DroneDeploy foi reclassificado de forma supervisionada com base no ortofotomosaico em duas classes (vegetação viva e vegetação morta). A partir dessa reclassificação foi calculada a área correspondente a cada classe no fragmento estudado. A proporção de área da classe foi considerada como a Densidade Relativa (DR %) das árvores vivas e mortas.

Comparativo das estimativas

Essas análises foram baseadas nos resultados obtidos nas duas classes geradas com o uso do Drone e as ferramentas de geoprocessamento. Utilizando os resultados obtidos de Abundância, Área Basal (G) e Volume do inventário amostral *in loco*, foram calculados esses mesmos parâmetros baseados no percentual da área de cada classe, com o uso das seguintes equações:

$$\text{Valor estimado morto} = \text{Valor total } in \text{ loco por ha} * \left(\frac{\% \text{ de vegetação morta}}{100} \right)$$

$$\text{Valor estimado vivo} = \text{Valor total } in \text{ loco por ha} * \left(\frac{\% \text{ de vegetação viva}}{100} \right)$$

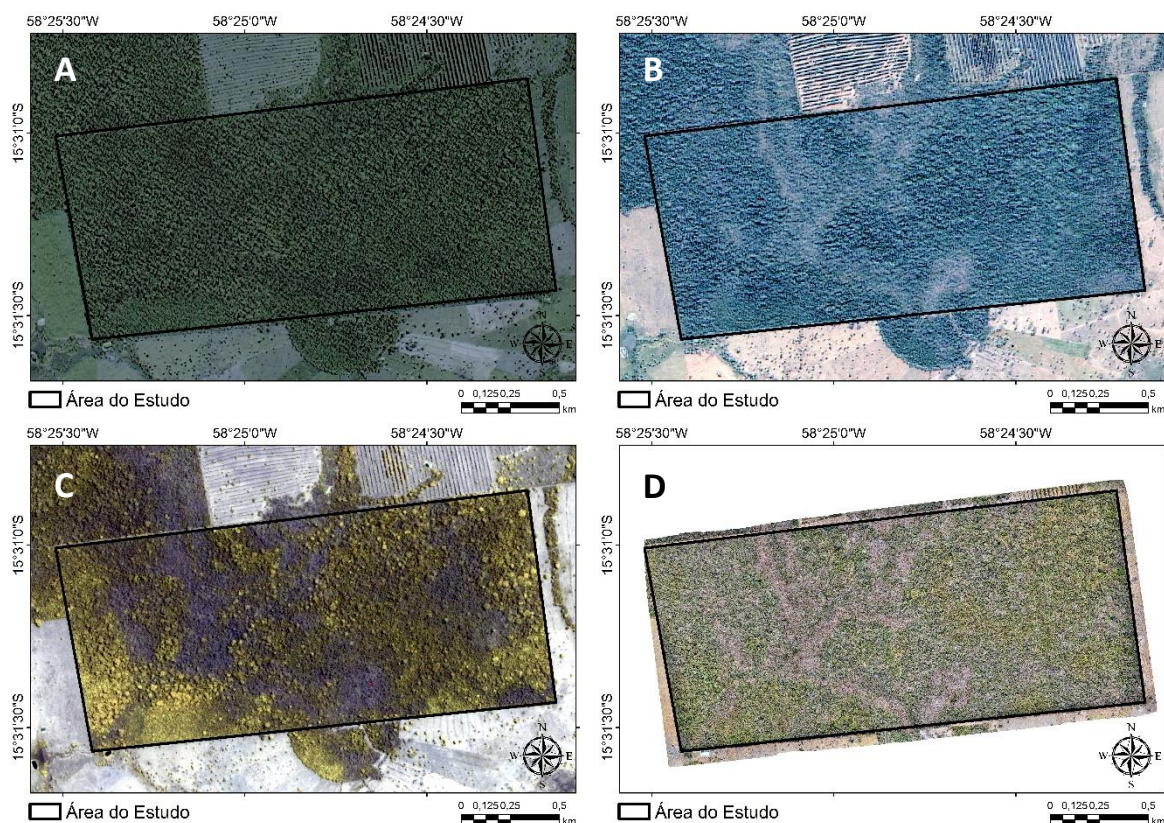
Para comparar os resultados das duas estimativas, realizou-se o teste de *Qui-quadrado* de dependência. Sendo possível observar se existe diferença significativa entre os valores observados em campo com o inventário e as estimativas feitas com o uso do ortofotomosaico gerado pelas imagens de Drone. As análises foram realizadas no *Software R*.

Foi considerado que o esperado para a área total são as estimativas dos parâmetros baseado no inventário amostral *in loco*, enquanto os valores obtidos pelo Drone são os resultados das equações acima descritas que levam em consideração os resultados do inventário, porém utilizando o percentual de área de cada classe (vegetação viva e vegetação morta) para obter as estimativas.

RESULTADOS

Dinâmica da vegetação

A avaliação da dinâmica apontou que o fragmento, originalmente, apresenta uma vegetação homogênea (Figura 2A) com a presença de regiões com característica de vegetação que respondem mais severamente ao ciclo hídrico, são áreas que coincidem com a presença de corpos d'água intermitentes e formam áreas de vegetação mais seca (biomassa combustível) no período de estiagem acompanhando os cursos d'água (Figura 2B). Essas áreas mais secas favoreceram o deslocamento do fogo pelo fragmento (Figura 2C) e foi a região mais impactada pelo o efeito da queima em relação a mortalidade da vegetação (Figura 2D).

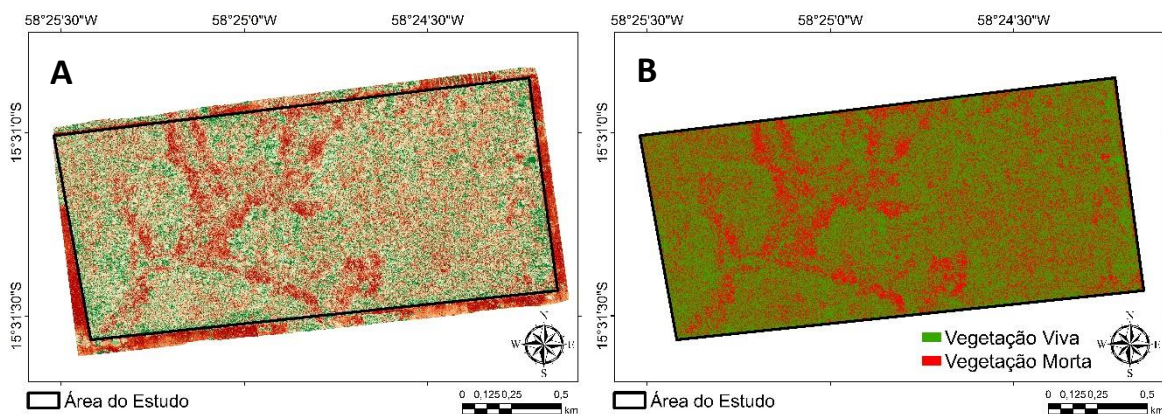


Capítulo 3 - Figura 2. Dinâmica da Vegetação. A – Imagem de Satélite da área do estudo no período chuvoso anterior ao incêndio; B - Imagem de Satélite da área do estudo no período seco anterior ao incêndio; C - Imagem de Satélite da área do estudo um mês após ao incêndio; D - Ortofotomosaico da área do estudo um mês após ao incêndio.

Figure 2. Vegetation Dynamics. A – Satellite image of the study area in the rainy period before the fire; B - Satellite image of the study area in the dry period before the fire; C - Satellite image of the study area one month after the fire; D - Orthophotomosaic of the study area one month after the fire.

Mortalidade Pós Incêndio

Da área total, os resultados obtidos com o Drone, possibilitaram observar que 37,37% (DR%) da vegetação do fragmento se encontrava morta (Figura 3A e Figura 3B). Já na avaliação *in loco* nas parcelas permanentes, esse total foi de 41,91%.



Capítulo 3 - Figura 3. Avaliação da mortalidade com o Drone na área do estudo. A – PlantHealth gerado no DroneDeploy; B – Vegetação morta e viva.

Figure 3. Mortality assessment with the Drone in the study area. A – PlantHealth generated in DroneDeploy; B – Dead and living vegetation.

Comparativo Entre as Estimativas

Com os resultados baseados no inventário amostral *in loco* obteve-se o total de 782 ind/ha, Área Basal igual a 19,8715 m²/ha e o Volume igual a 253,5652 m³/ha. A amostragem da mortalidade dos indivíduos nas parcelas permanentes realizado após a queima apontou que dos valores totais ocorreu a mortalidade estimada de 328 ind/ha, a Área Basal morta encontrada foi de 5,4196 m²/ha e o Volume morto foi igual a 54,3177 m³/ha.

Baseado nos resultados obtidos pelo cálculo de área feito a partir do ortofotomosaico, usando os valores totais obtidos na avaliação *in loco* das parcelas as estimativas apontaram um total de 292 ind/ha mortos, Área Basal morta igual a 7,4260 m²/ha, e Volume morto de 94,7573 m³/ha.

Os resultados das análises estatísticas aplicadas apontaram que, para os dados de Abundância (ind/ha) e de Volume, existem diferença significativa nas estimativas. Ou seja, o inventário *in loco* e as estimativas feitas baseadas nas imagens aéreas de alta resolução não são similares. Já para Área Basal o resultado apontou que os dois métodos não diferem nas estimativas para a área do estudo, portanto são iguais.

Capítulo 3 - Tabela 1 - Resultados das estimativas baseado no inventário *in loco* (1) e a partir das imagens aéreas de alta resolução realizadas com Drone (2).

Table 1. Results of the estimates based on the on-site inventory (1) and from the high resolution aerial images carried out with Drone (2).

	Ind/ha ¹	Ind/ha ²	G/ha ¹ (m ²)	G/ha ² (m ²)	Volume/ha ¹ (m ³)	Volume/ha ² (m ³)
Vivo	454	489*	14,4518	12,4455■	199,2475	158,8079*
Morto	328	292*	5,4196	7,4260■	54,3177	94,7573*

Legenda: *valores diferem significativamente ao nível de 95% de confiabilidade das estimativas baseadas nos dados obtidos *in loco*; ■ valores não diferem significativamente ao nível de 95% de confiabilidade das estimativas baseadas nos dados obtidos *in loco*.

DISCUSSÃO

Avaliando a dinâmica da vegetação, foi possível observar que o fogo foi potencializado por biomassa combustível com origem em uma vegetação mais seca disposta em forma de meandros no fragmento (Figura 2B), porém conforme observado logo após a queima (Figura 2C) é possível notar que o fogo atingiu toda área, com maior intensidade nas regiões com maior potencial de combustão. Áreas mais secas e mais abertas dentro de um ambiente permite maior entrada de luz, secando e aumentando o material combustível depositado (folhas e galhos por exemplo) (BRANDO *et al.*, 2014; MEIRA JÚNIOR *et al.*, 2020). Essa interação entre seca-fogo potencializa a mortalidade de árvores no bioma Amazônico (BERENGUER *et al.*, 2021).

No ortofotomosaico (Figura 2D) que possibilita uma avaliação com precisão, em função da resolução espacial, é possível constatar que ocorreu mortalidade de árvores por toda área avaliada, porém onde o material combustível era mais inflamável, ou seja, regiões mais secas, ocorreu maior mortalidade de árvores, demonstrando que a intensidade do fogo nessas regiões potencializou a morte da vegetação. Esse resultado é convergente com os apontamentos de Berenguer *et al.* (2021), ao considerarem que a mortalidade de árvores é influenciada pela intensidade do fogo e que árvores que sofrem maior intensidade, apresentam maior mortalidade.

Conforme as discussões anteriores, a imagem aérea de alta resolução apontou “corredores” de árvores mortas (Figura 2D) passado aproximadamente um ano após o incêndio na área florestal. Esses corredores ocorrem justamente em função da intensidade do fogo que foi maior nessas regiões do fragmento, assim como constatado por Berenguer *et al.*, (2021). O incêndio na área ocorreu justamente dentro do período que historicamente ocorre a maior quantidade de incêndios no Brasil (PINTO *et al.*, 2021), causado principalmente pelo fato do material combustível ser mais abundante e mais seco em consequência da época de ocorrência do incêndio e da característica da vegetação no fragmento estudado (MEIRA JÚNIOR *et al.*, 2020).

Quanto aos resultados de mortalidade, o valor esperado da taxa de árvores mortas para uma região como a estudada é de 2,8% ao ano (ESQUIVEL-MUELBERT *et al.*, 2020), como o tempo decorrido desde o inventário *in loco*, até a avaliação de mortalidade foi de aproximadamente 3,5 anos, era esperada uma mortalidade em torno de 10%, valor este muito inferior aos encontrados *in loco* e com o levantamento aéreo, ficando evidente o efeito do fogo sob as árvores no fragmento estudado.

Os resultados do presente estudo, tanto na avaliação com o Drone, quanto nas parcelas, são superiores ao encontrado por Santos *et al.* (2019), que em levantamento feito na Floresta Nacional do Tapajós obtiveram mortalidade de 28,4% em área atingida por incêndio. Medeiros e Miranda (2005) após a primeira queima prescrita realizada na Reserva Ecológica do IBGE, em uma área de cerradão, obtiveram 22,5% de mortalidade

e após três queimas em anos seguidos chegaram ao total de 37%, o valor mais próximo dos encontrados para o presente estudo, porém, só foi atingido após queimas consecutivas.

Com os resultados encontrados no presente estudo, comparado com trabalhos que avaliaram mortalidade de árvores, evidencia o potencial do incêndio ocorrido em resultar na mortalidade da vegetação na área estudada. Mesmo sendo uma região de Ecótono, a vegetação é típica de áreas florestais e possui uma baixa resiliência ao impacto causado pelo fogo, por possuir menos adaptações fisiológicas e morfológicas para resistir (SILVA *et al.*, 2020a; SILVEIRA *et al.*, 2022). Adaptações como por exemplo a presença de raízes superficiais que é uma característica de áreas florestais como estudada cujos espécimes são mais susceptíveis a mortalidade por seca e queimadas (BERENGUER *et al.*, 2021; COSTA *et al.*, 2022).

Ainda se tratando da resiliência da área avaliada, Peixoto *et al.* (2012), em seu estudo em uma região de Floresta Estacional Semidecidual no Parque Estadual da Serra Azul (PESA), Barra do Garças-MT, obteve como resultado uma mortalidade de 4,59% pós incêndio e conforme os autores essa baixa mortalidade ocorre em função da área estudada sofrer constantemente com esse tipo de distúrbio e possui resiliência, ao contrário da área do fragmento do presente estudo. O resultado de Peixoto *et al.* (2012) além da resistência conferida pelo fogo que molda e seleciona indivíduos mais adaptados a eventos múltiplos de queima, pode ter sido discrepante do presente estudo em função do acúmulo do material combustível, da área avaliada pelos autores, por sofrer eventos rotineiros de queima, dotada de menor quantidade de material acumulado, diminuindo a intensidade dos incêndios.

Outro fato que pode justificar a alta mortalidade pós incêndio em áreas como a estudada é que conforme Berenguer *et al.* (2021) áreas que sofreram maior intervenção humana são mais susceptíveis a incêndios mais severos e consequentemente maior mortalidade de árvores. Esse fato, aliado a condição ambiental da área que apresenta regiões mais secas conforme já discutido, justifica o elevado percentual de mortalidade do presente estudo, pois é uma área nativa, porém sofreu corte seletivo para extração de madeira, além de ser um fragmento florestal inserido em uma matriz de paisagem agropecuária, portanto a severidade do incêndio em função destes fatos, pode justificar a elevada proporção de indivíduos arbóreos mortos.

O elevado valor de mortalidade também pode ter sido potencializado pelo período em que ocorreu o incêndio, coincidente ao período de seca, justamente quando a carga de material combustível e temperatura são maiores e a umidade relativa do ar menor, tendo esses parâmetros, potencial de aumentar a intensidade do incêndio (BRANDO *et al.*, 2014) e consequentemente a mortalidade das árvores. Portanto a baixa resiliência da comunidade vegetal ao fogo, o histórico de antropização aliados às condições ambientais em que ocorreu o incêndio, fizeram com que a taxa de mortalidade tanto detectada pelo Drone, quanto inventariada *in loco* nas parcelas permanentes, tenham sido elevadas no fragmento avaliado.

O grande problema desse resultado do efeito do incêndio na área estudada, que resultou na mortalidade de árvores por toda área é que esta se torna mais susceptível a um novo evento de queima, pois causa o empobrecimento das floresta, aumentando o material combustível, principalmente no período de seca e o número de clareiras nas florestas também aumenta decorrente da mortalidade de árvores (NEPSTAD *et al.*, 1999), que além de potencializar a ocorrência de incêndios, apresenta tendência de mudança na estrutura e composição florestal do fragmento ao longo do tempo (MEIRA JÚNIOR *et al.*, 2020; SILVA *et al.*, 2020a), fatores que agem principalmente nos espécimes de menores diâmetros, reduzindo a abundância e potencializando o estabelecimento de lianas e espécies invasoras (PEREIRA *et al.*, 2016).

Os resultados das análises estatísticas comparando as estimativas feitas com a amostragem *in loco* e com o Drone, nos possibilita o entendimento que para estimar Área Basal, o uso do Drone foi igualmente eficiente a amostragem em campo. Portanto, desde que tenha um inventário amostral *in loco* e o objetivo seja estimar a perda de Área Basal causada por um incêndio o Drone é uma importante ferramenta para avaliar o impacto sofrido por essas áreas. Destaca-se também que o percentual de mortalidade obtido no levantamento nas parcelas e com os dados aéreos foram próximos nos resultados das duas metodologias avaliadas.

Segundo Torresan *et al.* (2020) a aplicação do Drone para estimar a biomassa aérea é satisfatório, concordando com os resultados do presente estudo. O Drone faz o mapeamento da copa das árvores em áreas florestais como a estudada e existe uma relação entre o tamanho da copa e o diâmetro das árvores e o método possui uma boa eficiência em detectar árvores com copas maiores (dominantes e codominantes) que são as que mais colaboram para a Área Basal da população (FIGUEIREDO *et al.*, 2020), e isso justifica os valores estimados pelos dois métodos serem estatisticamente iguais.

Destaca-se que o número de indivíduos não foi similar estatisticamente entre as estimativas pela análise aplicada, sendo que dentro das parcelas o número de árvores mortas, foi maior do que o estimado pelo Drone, isso pode ter ocorrido pela deficiência do Drone em identificar árvores de menores diâmetros que se encontram nos extratos inferiores da floresta (TORRESAN *et al.*, 2020), mas se mostrou eficiente em identificar as árvores dominantes e ineficiente na identificação dos indivíduos dominados da população (MARTINS NETO; BREUNIG, 2019). Indivíduos de menores diâmetros tendem a ser mais impactados com

o fogo (SANTOS *et al.*, 2019) e isso justificaria o maior número encontrado pela avaliação *in loco* de indivíduos mortos do que os estimados com Drone.

Quanto ao volume o Drone faz uma avaliação apenas da copa das árvores, mesmo existindo uma relação entre o tamanho da copa e o diâmetro das árvores (FIGUEIREDO *et al.*, 2020), para volume, é adotado o uso da altura no cálculo e o mapeamento aéreo não se mostrou suficiente por essa questão. Kameyama e Sugiura (2020) também obtiveram resultados que vão ao encontro do presente estudo, mesmo testando 80 condições de voo com VANT, cujos resultados demonstraram baixa precisão em relação aos valores reais de volume, principalmente em função da respectiva deficiência no método para estimar a altura das árvores.

O procedimento de amostragem, do inventário *in loco*, pode ter colaborado para a diferença entre os métodos. Mesmo sendo um protocolo internacional que fornece importantes dados para estudos ecológicos, ele tem o objetivo de monitorar a biomassa e dinâmica das florestas (PHILLIPS *et al.* 2016), podendo ser considerado portanto um procedimento de inventário suficiente para reconhecimento da área e acompanhamento da dinâmica da vegetação e biomassa, porém acaba tendo um alto coeficiente de variação para estimar valores para toda área (FLORIANO, 2021), o que pode justificar a diferença para os valores de Volume e Número de Indivíduos. Também é convergente com os resultados encontrados para área basal igual entre os métodos, principalmente em função da metodologia de amostragem do inventário ter esse foco em biomassa das florestas e o Drone demonstra eficiência em estimar a biomassa (TORRESAN *et al.*, 2020).

Destaca-se que os resultados aqui apresentados de significância na comparação das estimativas de Volume e NI, baseado na discussão anterior, poderia variar se fosse realizado com uso de dados de inventário levantados a partir de outros procedimentos que atinjam a suficiência amostral para área, por tornar mais precisas as estimativas (FLORIANO, 2021) e apontando que o Drone é uma importante ferramenta para auxiliar no monitoramento de impacto de incêndios florestais, sobre a biomassa florestal em áreas com presença de parcelas permanentes que seguem o método de amostragem da rede RAINFOR (PHILLIPS *et al.* 2016), pelos resultados encontrados para Área Basal.

Com esse estudo foi possível constatar a importância de estudos locais de vegetação com o monitoramento de parcelas permanentes, pois com o uso do Drone por si só não seria possível inferir parâmetros dendrométricos ou fitofisionômicos. Porém, ao conciliar os dois métodos comparativamente no presente estudo, foi possível estimar alguns parâmetros que podem dar respostas e auxiliar na geração de indicadores para orientar procedimentos a serem adotados visando a restauração de áreas similares a estudada após serem impactadas por incêndios.

O Drone permitiu uma avaliação total da área e não apenas na região das parcelas instaladas em campo. Portanto, o uso de Drone aliado a resultados de inventários florestais, é uma importante ferramenta para monitoramento do impacto causado por incêndios em áreas florestais, principalmente para avaliação da Área Basal, conforme resultado do presente estudo. Pelos resultados encontrados o mapeamento realizado com Drone no período pós incêndio pode auxiliar nas estimativas de perda/incremento no estoque de carbono de florestas em função do efeito do fogo, pois por ser uma ferramenta que permite estimar os dados de Área Basal e essa por sua vez é levada em consideração nos cálculos de estoque de carbono (SOARES *et al.* 2016), utilizar as imagens aéreas de alta resolução pode auxiliar também no monitoramento da dinâmica do carbono.

CONCLUSÕES

- A área do fragmento estudada sofreu transformações na sua vegetação causadas pelo efeito do incêndio florestal acometido.
- Ocorreu grande mortalidade de árvores, constatada tanto na avaliação realizada *in loco* quanto a avaliação usando imagens aéreas de alta resolução, mostrando corredores com maior incidência de mortalidade que coincide com regiões onde as condições ambientais favoreceram a dispersão do fogo pela presença de disponibilidade de material combustível e consequentemente a intensidade da queima foi maior.
- O uso do Drone para avaliar a mortalidade da vegetação arbórea demonstrou ser uma importante ferramenta para avaliar o efeito dos incêndios em áreas florestais, quando conciliado com dados de inventário amostral feito no campo.
- A taxa de mortalidade/sobrevivência observada em campo e pelo Drone foram próximas e para estimar a Área Basal morta/viva não foi constatada diferença estatística significativa entre as estimativas baseado nos dados levantados em campo e os dados aéreos.
- O Drone demonstrou possuir limitação para estimar o Número de Indivíduos mortos/vivos e o Volume morto/vivo quando comparado com o inventário das parcelas, subestimando o Número de árvores mortas e superestimando o Volume morto.

AGRADECIMENTOS

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa de doutorado do autor 1 e ao Projeto Ecológico de Longa Duração (PELD-III e IV) Sítio 15: Transição Cerrado-Floresta Amazônica pelo apoio financeiro ao projeto de doutorado. A empresa AGROSALES (CNPJ nº 28.904.432/0001-46) de Cáceres-MT, pela cedência do Drone utilizado no estudo.

REFERÊNCIAS

- BERENGUER, E.; LENNOX, G. D.; FERREIRA, J. *et al.* Tracking the impacts of El Niño drought and fire in human-modified Amazonian forests. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, 118(30), 2021. DOI: <https://doi.org/10.1073/pnas.2019377118>
- BRANDO, P.; MACEDO, M.; SILVÉRIO, D.; RATTIS, L.; PAOLUCCI, L.; ALENCAR, A.; COE, M.; AMORIM, C. Amazon wildfires: Scenes from a foreseeable disaster. **Flora**, v. 268, p. 151609, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2020.151609>
- BRASIL. **Ministério das Minas e Energia**. Secretária-Geral. Projeto RADAMBRASIL. Folha; geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação e uso potencial da terra. Rio de Janeiro. 1982.
- COSTA, F. R. C.; SCHIETTI, J.; STARK, S. C.; SMITH, M. N. The other side of tropical forest drought: do shallow water table regions of Amazonia act as large-scale hydrological refugia from drought?. **New Phytologist**, 2022. <https://doi.org/10.1111/nph.17914>
- DRONEDEPLOY. **Understanding NDVI**. Disponível em: <<https://help.dronedeploy.com/hc/en-us/articles/1500004860841-Understanding-NDVI>> Acesso em: 05/04/2022.
- ESQUIVEL-MUELBERT, A. *et al.* Tree mode of death and mortality risk factors across Amazon forests. **Nature communications**, v. 11, n. 1, p. 1-11, 2020. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-18996-3>
- FERREIRA, Igor C. **florestal: Results for Forest Inventories**. R package version 0.1.3. Brasília. Brazil. 2020. <https://cran.r-project.org/package=florestal>
- FIGUEIREDO, E. O.; MELO JUNIOR, A. D.; de OLIVEIRA, L. C.; OLIVEIRA, M. D.; FIGUEIREDO, S. D. M.; PAPA, D. D. A.; DUARTE, A. Manejo florestal 4.0-passos para emprego de aeronaves remotamente pilotadas (drones) no planejamento florestal em nativas. **Embrapa Acre-Documents (INFOTEC-A)**, 2020.
- FLORIANO, E. P. **Inventário florestal**. Rio Largo: Edição do autor, 2021, p. 135.
- INPE - INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. **Catálogo de Imagens**: divisão de geração de imagens. Disponível em: <<http://www.dgi.inpe.br/catalogo/>> Acesso em: 10/04/2022.
- KAMEYAMA, S.; SUGIURA, K. Estimating tree height and volume using unmanned aerial vehicle photography and sfm technology, with verification of result accuracy. **Drones**, v. 4, n. 2, p. 19, 2020. <https://doi.org/10.3390/drones4020019>
- MARTINS NETO, R. P.; BREUNIG, F. M.. Drones nas Ciências Florestais. In: PRUDKIN, G.; BREUNIG, F. M. **Drones E Ciência: teoria e aplicações metodológicas**. Santa Maria: Ed. FACOS-UFSM, 2019, p. 68.
- MEDEIROS, M. B.; MIRANDA, H. S. Mortality of woody species in a campo sujo after three prescribed annual fires. **Acta Botanica Brasilica**, v. 19, n. 3, p. 493-500, 2005. <https://doi.org/10.1590/S0102-33062005000300009>
- MEIRA JUNIOR, M. S.; PINTO, J. R. R.; RAMOS, N. O.; MIGUEL, E. P.; GASPAR, R. D. O.; PHILLIPS, O. L. The impact of long dry periods on the aboveground biomass in a tropical forest: 20 years of monitoring. **Carbon balance and management**, v. 15, n. 1, p. 1-14, 2020. <https://doi.org/10.1186/s13021-020-00147-2>
- NEPSTAD, D. C.; VERSSIMO, A.; ALENCAR, A.; NOBRE, C.; LIMA, E.; LEFEBVRE, P.; SCHLESINGER, P.; POTTERK, C.; MOUTINHO, P.; MENDOZA, E.; COCHRANE, M.; BROOKS, V. Large-scale impoverishment of Amazonian forests by logging and fire. **Nature**, v. 398, n. 6727, p. 505-508, 1999. <https://doi.org/10.1038/19066>
- PEIXOTO, K. S.; SANCHEZ, M.; PEDRONI, F.; RIBEIRO, M. N.; FACURE, K. G.; GOMES-KLEIN, V. L.; GUILHERME, F. A. G. Tree community dynamics in a semideciduous forest under recurrent fires. **Acta Botanica Brasilica**, v. 26, n. 3, p. 697-708, 2012. <https://doi.org/10.1590/S0102-33062012000300020>

- PEREIRA, I. S.; Calil, F. N., Martins, T. O., Silva-Neto, C. D. M. E., Borges, J. B., Venturoli, F., & Oliveira, L. H. Fire effect on the seasonal forest structure in the Cerrado biome. **FLORESTA**. Volume 46, Número 4, p. 499-507, 2016. <http://dx.doi.org/10.5380/rf.v46i4.45277>
- PHILLIPS, O.; Baker, T.; Feldpausch, T.; Brien, R.. Manual de Campo para o Estabelecimento e Remediação de Parcelas da RAINFOR. 2. ed. **The Royal Society**, 2016.
- PINTO, D. L.; SPLETOZER, A. G.; BARBOSA, S. G.; LIMA, G. S.; TORRES, C. M. M. E.; TORRES, F. T. P. PERIODS OF HIGHEST OCCURRENCE OF FOREST FIRES IN BRAZIL. **FLORESTA**, v. 51, n. 2, p. 484-491, 2021. <https://doi.org/10.5380/rf.v51i2.70286>
- SANTOS, M. G. S.; OLIVEIRA MELO, L.; COSTA, M. S. S. Effects of forestry fire on vegetation in the National Forest of Tapajos. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, v. 9, n. 7, p. 211-223, 2018. <https://doi.org/10.6008/CBPC2179-6858.2018.007.0019>
- SCALON, Marina Corrêa; ROSSATTO, Davi Rodrigo. Ground layer Cerrado plants sustain higher maximum photosynthetic rates after medium-term fire events. **Flora**, v. 285, p. 151962, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2021.151962>
- SCOLFORO, J. R.; RUFINI, A. L.; MELLO, J. D.; OLIVEIRA, A. D.; SILVA, C. D. C. Equações para estimar o volume de madeira das fisionomias, em Minas Gerais. In: SCOLFORO, JR; OLIVEIRA, AD; ACERBI JÚNIOR, FW (Ed.). **Inventário florestal de Minas Gerais: equações de volume, peso de matéria seca e carbono para diferentes fisionomias da flora nativa**. Lavras: UFLA, p. 67-101, 2008.
- SILVA, L. S.; ORNELAS OTONI, T. J.; VIEIRA, A. D.; DIAS GONZAGA, A. P.; PEREIRA, I. M., MENDONÇA MACHADO, E. L.; PORFIRIO FRANCO, S. A. Dynamics of tree populations in Cerrado and seasonal semi-deciduous forest phyto-physiognomies. **SCIENTIA FORESTALIS**, v. 48, n. 128, 2020a. <https://doi.org/10.18671/scifor.v48n128.23>
- SILVA, G. O.; SILVA, R. C.; SOUZA, F. B.; AGUIAR, B. A. C.; LOPES, V. C.; SOUZA, P. B. DYNAMICS OF A WOODY COMMUNITY IN A CERRADO sensu stricto AREA IN SPACE AND TIME. **FLORESTA**, v. 52, n. 2, p. 342-350, 2022. <http://dx.doi.org/10.5380/rf.v52i2.80815>
- SILVEIRA, F. A. O.; ROSSATTO, D. R.; HEILMEIER, H.; OVERBECK, G. E. Fire and vegetation: Introduction to the special issue. **Flora**, v. 286, p. 151985, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2021.151985>
- SOARES, C. P. B.; OLIVEIRA, M. L. R. D.; MARTINS, F. B.; FIGUEIREDO, L. T. M. D. Equações para estimar estoque de carbono por hectare nos fustes das árvores de floresta estacional semidecidual. **Ciência Florestal**, v. 26, p. 579-588, 2016. <https://doi.org/10.5902/1980509822758>
- TORRESAN, C.; CAROTENUTO, F.; CHIAVETTA, U.; MIGLIETTA, F.; ZALDEI, A.; GIOLI, B. Individual tree crown segmentation in two-layered dense mixed forests from UAV LiDAR data. **Drones**, v. 4, n. 2, p. 10, 2020. <https://doi.org/10.3390/drones4020010>

Capítulo 4 – Influência do Diâmetro Mínimo de Inclusão em Levantamentos da Vegetação Arbórea no Ecótono Amazônia-Cerrado-Pantanal, Mato Grosso, Brasil

1 INTRODUÇÃO

Os estudos na área de ecologia florestal, buscam sempre definir padrões da estrutura e diversidade das florestas. Atualmente análises em larga escala com compilações de dados tem embasado decisões e estratégias de conservação e manejo de recursos florestais (Sá; Araújo, 2009).

A análise comparativa e compilação de dados entre os diversos trabalhos existentes muitas vezes são inviáveis em função da metodologia de coleta de dados e protocolos distintos adotados (Oliveira *et al.*, 2014; Sonogo; Backes; Souza, 2007). A ausência de padronização e uniformidade da metodologia adotada nos estudos, principalmente relacionado aos critérios de inclusão dos espécimes inventariados, geram problemas para a realização de estudos comparativos e de larga escala (Moonlight *et al.*, 2020; Souza *et al.*, 2021).

O diâmetro mínimo de inclusão dos espécimes, afetam diretamente as informações amostradas, principalmente nas respostas ecológicas que se relacionam ao estágio sucessional e de conservação das áreas, afetando os parâmetros fitossociológicos (Souza *et al.*, 2017; Siminski; Fantini; Reis, 2013). A escolha do diâmetro mínimo de inclusão (DMI), implica também na obtenção de informações a respeito de serviços ecossistêmicos, como o estoque de carbono (Souza *et al.*, 2021; Ubielli *et al.*, 2009).

Além disso, a escolha errônea pode levar a subestimação de uma espécie na área estudada, e, esta ser de suma importância para a ecologia do local, podendo ser uma espécie indicadora de uma determinada fitofisionomia ou indicadora do estágio de conservação da área florestal (Sonogo; Backes; Souza, 2007). Conforme se aumenta o diâmetro mínimo de inclusão, diminui a chance de uma espécie ser incluída nos levantamentos (Souza *et al.*, 2021).

Em áreas de transição entre fitofisionomias como por exemplo no Ecótono entre os biomas Amazônia-Cerrado-Pantanal, a correta escolha do diâmetro mínimo de inclusão se torna ainda mais importante. Áreas assim consideradas,

abrigam espécimes que ocorrem com exclusividade em áreas de cerrado ou áreas de florestas, além disso, espécies de ampla ocorrência sendo que muitas destas só ocorrem em área de contato florístico entre as fitofisionomias (Ivanauskas; Monteiro; Rodrigues, 2008; Macedo *et al.*, 2019; Mendes *et al.*, 2012).

A escolha de um diâmetro mínimo que seja capaz de avaliar com maior exatidão a riqueza, composição, estrutura e biomassa desses ambientes, é de suma importância para que se obtenha respostas ecológicas (Kershaw *et al.*, 2017; Sanquetta *et al.*, 2014). Também é importante para atender legislações a respeito do manejo e da correta definição da fitofisionomia de áreas no Estado de Mato Grosso (Brasil, 2012; Mato Grosso, 2021; 2022).

Diante do exposto, o presente estudo tem o objetivo de avaliar a influência da escolha do diâmetro mínimo de inclusão no monitoramento do efeito de incêndio acidental em indivíduos arbóreos. O estudo foi conduzido em inventários de áreas florestais localizadas na Estação Ecológica da Serra das Araras, na região do Ecótono Amazônia-Cerrado-Pantanal no sudoeste de Mato Grosso.

Partimos da hipótese de que um menor diâmetro mínimo de inclusão é necessário para avaliar os impactos sofridos por incêndios na vegetação arbórea. Onde só é perceptível o impacto nos dados de riqueza, abundância, área basal e volume quando a amostragem é realizada com um menor diâmetro mínimo de inclusão.

2 METODOLOGIA

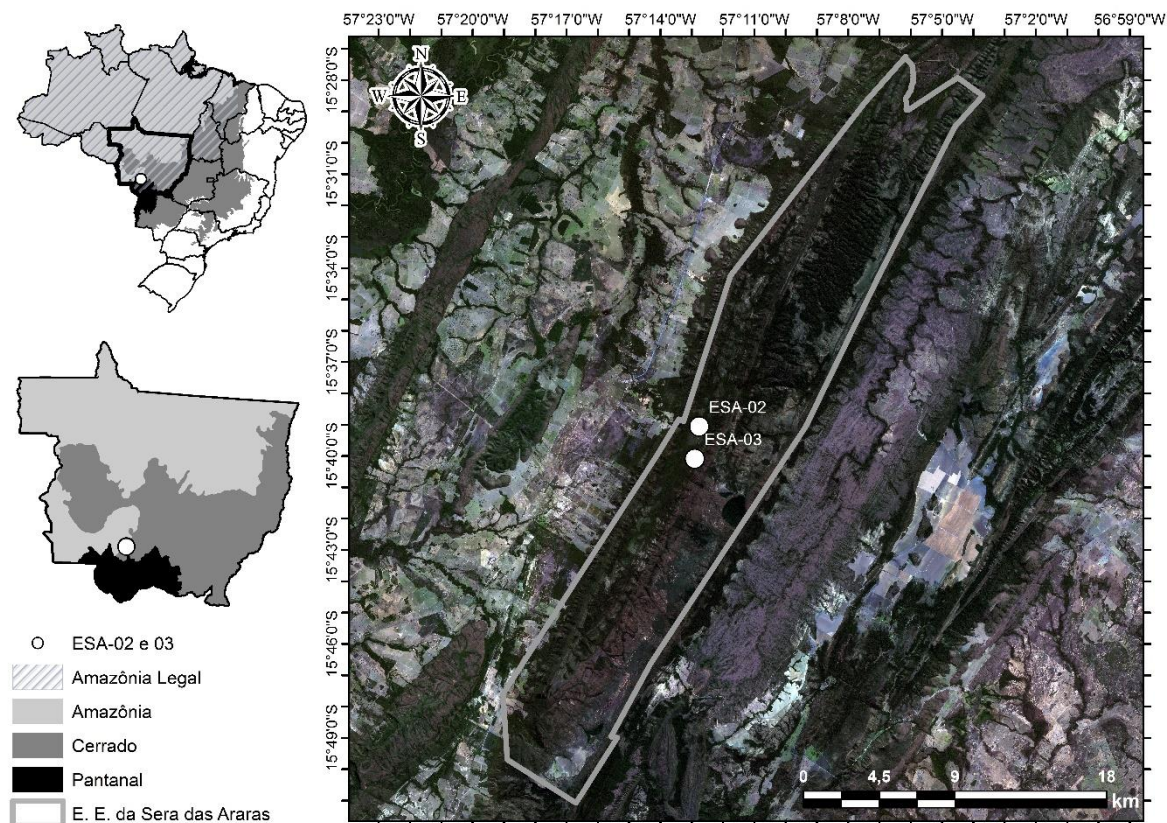
2.1 Área do Estudo

O estudo foi realizado na Estação Ecológica da Serra das Araras, uma unidade de conservação de proteção integral, localizada na Zona de Transição entre os biomas Amazônia, Cerrado e Pantanal na região sudoeste do Estado de Mato Grosso, que abriga as cabeceiras do Pantanal, conservando cursos d'água formadores da Bacia do Alto Paraguai (BAP) (Brasil, 2016).

Na Estação Ecológica da Serra das Araras, para o presente estudo foram avaliadas duas parcelas (ESA-02 e ESA-03) (Figura 1), conforme a classificação do RADAM-Brasil (Brasil, 1982) ambas estão localizadas no Cerrado em

fitofisionomia classificadas como matas secas semidecíduas, pelo plano de manejo da E. E. da Serra das Araras (Brasil, 2016).

Capítulo 4 - Figura 1 – Área do Estudo.



Na Estação Ecológica da Serra das Araras, essas fitofisionomias estão localizadas em regiões próximas das encostas de serras, em relevo suave ondulado, com solos rochosos, classificados de forma geral como Cambissolo Háplico (IBGE, 2018), a estrutura arbórea é composta de árvores que possuem entre 15 a 30 metros de altura, que durante o período chuvoso possuem índice de cobertura de copa superior a 90%, reduzindo esse valor no período de seca para 50% (Brasil, 2016).

2.2 Coleta e Análise dos dados

Os dados do inventário amostral das parcelas utilizados no presente estudo foram coletados seguindo os protocolos da RAINFOR (Rede Amazônica de Inventários Florestais) (Phillips *et al.*, 2016). Os respectivos dados compõem o

banco de dados do Projeto Ecológico de Longa Duração (PELD-III/IV) Sítio 15: Transição Cerrado-Floresta Amazônica.

Foram utilizados dados de dois inventários realizados nas áreas (censo e recenso) no censo inicial realizado em 2020 e no recenso 2021, foram amostrados todos os indivíduos arbóreos com Diâmetro a 1,30 m do solo (DAP) $\geq 5\text{cm}$ e altura $\geq 3\text{ m}$.

A área total do levantamento foi de dois hectares, amostrados em duas parcelas de um hectare cada com 100 x 100 metros laterais. Foram utilizados no presente estudo os dados de riqueza, abundância, diâmetro (DAP) e altura total (ht) das árvores inventariadas.

Com estes dados, foi possível além da comparação entre o valor do diâmetro mínimo de inclusão, inferir se a realização de inventários com um diâmetro maior ($\geq 10\text{cm}$) é suficiente para estudos de dinâmica da vegetação em áreas ecotonais como a estudada. Ou se ao diminuir o limite de inclusão é possível se obter melhores respostas ecológicas com os parâmetros avaliados.

Além disso, foi realizada a amostragem na parcela ESA-02, que passou por um incêndio entre o primeiro e o segundo levantamento e, portanto, será possível inferir também a influência do diâmetro mínimo de inclusão (DMI) no monitoramento dos efeitos dos incêndios na vegetação.

Foram comparados quatro cenários em cada uma das parcelas estudadas (ESA-02 e 03): 1 – Fazendo uso dos dados obtidos em 2020, com DMI $\geq 5\text{cm}$; 2 - Fazendo uso dos dados obtidos em 2020 com DMI $\geq 10\text{cm}$; 3 - Fazendo uso dos dados obtidos em 2021 com DMI $\geq 5\text{cm}$ e 4 - Fazendo uso dos dados obtidos em 2021 com DMI $\geq 10\text{cm}$.

Foram avaliados os parâmetros de Riqueza, Abundância, Área Basal e Volume. A comparação destes parâmetros em cada cenário analisado, foi feito por meio de Análise Variância (ANOVA), usando o teste de Kruskal-Wallis e o teste posterior de comparações múltiplas de Dunn.

Além destes parâmetros, também foi realizada a avaliação da lista das espécies de maiores valores de importância (VI) da comunidade em cada um dos cenários para cada parcela amostrada.

Sendo todas essas análises realizadas utilizando-se o programa *R* (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2020). As análises dos parâmetros avaliados foram realizadas fazendo uso do pacote Florestal (FERREIRA, 2020).

3 Resultados

Para ESA-02, os resultados apontaram que existe diferença significativa para os dados de riqueza e abundância quando comparados as medições realizadas com DAP >5cm, com as medições de DAP >10cm (Tabela 1). Para os dados de volume e área basal, não foram observadas diferenças significativas entre os diâmetros mínimos de inclusão testados.

Capítulo 4 - Tabela 1 - Média de riqueza, abundância, volume e área basal, encontrados em cada um dos levantamentos fazendo uso dos diferentes diâmetros mínimos de inclusão, para a parcela ESA-02.

	Riqueza		Abundância		Volume (m³)		Área Basal (m²)	
>05_2020	113	a	701	a	79,0775	a	10,4125	a
>05_2021	106	a	617	a	78,1375	a	10,1564	a
>10_2020	68	b	296	b	71,9075	a	8,7972	a
>10_2021	71	b	293	b	71,5750	a	8,7455	a

Legenda: Levantamentos seguidos de mesma letra para cada parâmetro avaliado, não diferem entre si a 5% de significância pelo teste estatístico realizado.

Foi possível constatar maior alteração na riqueza e abundância pós incêndio quando adotado o DMI >5cm, pois anteriormente ao incêndio ocorrido na área a riqueza era de 113 espécies e a abundância igual 701 espécimes e após o incêndio esse valor foi de 106 espécies e 617 espécimes, respectivamente.

Já para o DMI >10cm quando comparados os valores anterior ou pós incêndio, não é possível notar diferença nos parâmetros riqueza e abundância, inclusive para riqueza ocorreu o aumento no número de indivíduos pós incêndio.

Mesmo não sendo observada diferença significativa os valores de volume e área basal são maiores quando adotado DMI >5cm, quando comparados aos valores destes parâmetros com inclusão de espécimes maiores que 10 cm de diâmetro. Constatou-se também que pós incêndio tanto o valor de área basal, quanto o de volume diminuíram tanto com DMI >5cm, quanto DMI >10cm.

Para ESA-03, onde não ocorreu incêndio na área amostrada, foi constatada diferença significativa para os parâmetros riqueza e abundância entre as medições com DMI >5cm, quando comparado com o DMI >10cm (Tabela 2).

Para os dados de volume, não houve diferença significativa entre os DMI analisados, enquanto para área basal, foi observada diferença significativa entre os DMI >5cm, com os dados de DMI >10cm em 2020.

Capítulo 4 - Tabela 2 - Média de riqueza, abundância, volume e área basal, encontrados em cada um dos levantamentos fazendo uso dos diferentes diâmetros mínimos de inclusão, para a parcela ESA-03.

	Riqueza		Abundância		Volume (m ³)		Área Basal (m ²)	
>05_2020	130	a	1057	a	118,205	a	16,214	a
>05_2021	129	a	1041	a	121,1825	a	16,6129	a
>10_2020	93	b	443	b	106,3225	a	13,5854	b
>10_2021	90	b	438	b	109,4825	a	14,0362	ab

Legenda: Levantamentos seguidos de mesma letra para cada parâmetro avaliado, não diferem entre si a 5% de significância pelo teste estatístico realizado.

Na ESA-03 o fator ano da medição não surtiu efeito nos valores observados para os parâmetros, sendo que para riqueza e abundância é mínima a diferença observada entre os anos para cada valor de diâmetro mínimo de inclusão nos anos de 2020 e 2021. Para área basal e volume, constatou-se um aumento nos resultados em função do ano da amostragem.

Quanto as espécies que compõem a lista das 10 de maiores valores de importância em cada ano e para cada DMI avaliado, para ESA-02 verificou-se que ocorre uma heterogeneidade na composição das listas (Tabela 3). Constatou-se que cinco espécies são comuns em todas as avaliações (*Anadenanthera colubrina* (Vell.) Brenan, *Physocalymma scaberrimum* Pohl, *Cedrela fissilis* Vell. *Cupania vernalis* Cambess. e *Duguetia marcgraviana* Mart.). A espécie *Machaerium* cf. *brasiliense* Vogel, só esteve ausente na lista das 10+ de VI na amostragem realizada com DMI >5cm no ano de 2021 (pós incêndio).

Três espécies só compõem a lista das 10+ de VI quando a amostragem é realizada usando DMI >5cm (*Cordia macrophylla* (K.Schum.) Kuntze, *Sorocea guilleminiana* Gaudich. e *Casearia gossypiosperma* Briq.) e outras três espécies só

fazem parte das espécies de maiores valores de importância quando avaliado o DMI >10cm (*Guazuma ulmifolia* Lam., *Spondias mombin* L. e *Aspidosperma cylindrocarpon* Müll.Arg.).

Capítulo 4 - Tabela 3 – Lista das 10 espécies de maiores densidades relativas encontradas em cada um dos levantamentos fazendo uso dos diferentes diâmetros mínimos de inclusão, para a parcela ESA-02.

	>05_2020	>05_2021	>10_2020	>10_2021
1	<i>Anadenanthera colubrina</i>	<i>Physocalymma scaberrimum</i>	<i>Anadenanthera colubrina</i>	<i>Anadenanthera colubrina</i>
2	<i>Physocalymma scaberrimum</i>	<i>Cordia macrophylla</i>	<i>Physocalymma scaberrimum</i>	<i>Physocalymma scaberrimum</i>
3	<i>Cedrela fissilis</i>	<i>Sorocea guilleminiana</i>	<i>Cedrela fissilis</i>	<i>Cedrela fissilis</i>
4	<i>Cordia macrophylla</i>	<i>Cedrela fissilis</i>	<i>Cupania vernalis</i>	<i>Cupania vernalis</i>
5	<i>Cupania vernalis</i>	<i>Anadenanthera colubrina</i>	<i>Guazuma ulmifolia</i>	<i>Machaerium</i> cf. <i>brasiliense</i>
6	<i>Sorocea guilleminiana</i>	<i>Casearia gossypiosperma</i>	<i>Machaerium</i> cf. <i>brasiliense</i>	<i>Guazuma ulmifolia</i>
7	<i>Duguetia marcgraviana</i>	<i>Cupania vernalis</i>	<i>Duguetia marcgraviana</i>	<i>Duguetia marcgraviana</i>
8	<i>Machaerium</i> cf. <i>brasiliense</i>	<i>Casearia decandra</i>	<i>Spondias mombin</i>	<i>Hymenaea courbaril</i>
9	<i>Casearia gossypiosperma</i>	<i>Duguetia marcgraviana</i>	<i>Cecropia pachystachya</i>	<i>Aspidosperma cylindrocarpon</i>
10	<i>Aspidosperma subincanum</i>	<i>Ocotea longifolia</i>	<i>Aspidosperma cylindrocarpon</i>	<i>Spondias mombin</i>

Legenda: Cinza – Espécies que aparecem em todas as listas; Amarelo – Espécies de Ocorrência Exclusiva nas listas >5cm; Verde – Espécies de Ocorrência Exclusiva nas listas >10 cm; Azul – Espécies que ocorrem em somente uma lista.

Para a parcela ESA-03, foi verificada uma homogeneidade nas listas das 10 espécies de maiores VI das comunidades, sendo estas independentes do diâmetro mínimo de inclusão e também do ano da amostragem (Tabela 4). As espécies *Pouteria bangii* (Rusby) T.D.Penn., *Physocalymma scaberrimum* Pohl, *Anadenanthera colubrina* (Vell.) Brenan, *Cordia trichotoma* (Vell.) Arráb. ex Steud., *Ocotea aciphylla* (Nees & Mart.) Mez, *Virola sebifera* Aubl. *Hymenaea courbaril* L., *Hirtella gracilipes* (Hook.f.) Prance e *Aspidosperma cylindrocarpon* Müll.Arg. estão

presentes na lista das 10 espécies de maiores VI em todas as amostragens realizadas.

A espécie *Cordia macrophylla* (K.Schum.) Kuntze, só esteve presente entre as 10 de maiores VI nas avaliações realizadas com DMI >5cm, enquanto a espécie *Callisthene major* Mart. aparece entre as de maiores VI nas amostragens usando DMI >10cm.

Capítulo 4 - Tabela 4 - Lista das 10 espécies de maiores densidades relativas encontradas em cada um dos levantamentos fazendo uso dos diferentes diâmetros mínimos de inclusão, para a parcela ESA-03.

	>05_2020	>05_2021	>10_2020	>10_2021
1	<i>Pouteria bangii</i>	<i>Pouteria bangii</i>	<i>Physocalymma scaberrimum</i>	<i>Physocalymma scaberrimum</i>
2	<i>Physocalymma scaberrimum</i>	<i>Anadenanthera colubrina</i>	<i>Anadenanthera colubrina</i>	<i>Anadenanthera colubrina</i>
3	<i>Anadenanthera colubrina</i>	<i>Physocalymma scaberrimum</i>	<i>Cordia trichotoma</i>	<i>Cordia trichotoma</i>
4	<i>Cordia trichotoma</i>	<i>Cordia trichotoma</i>	<i>Ocotea aciphylla</i>	<i>Ocotea aciphylla</i>
5	<i>Ocotea aciphylla</i>	<i>Cordia macrophylla</i>	<i>Virola sebifera</i>	<i>Virola sebifera</i>
6	<i>Cordia macrophylla</i>	<i>Ocotea aciphylla</i>	<i>Pouteria bangii</i>	<i>Pouteria bangii</i>
7	<i>Virola sebifera</i>	<i>Virola sebifera</i>	<i>Hymenaea courbaril</i>	<i>Hymenaea courbaril</i>
8	<i>Hymenaea courbaril</i>	<i>Hymenaea courbaril</i>	<i>Aspidosperma cylindrocarpon</i>	<i>Aspidosperma cylindrocarpon</i>
9	<i>Hirtella gracilipes</i>	<i>Aspidosperma cylindrocarpon</i>	<i>Callisthene major</i>	<i>Callisthene major</i> ³
10	<i>Aspidosperma cylindrocarpon</i>	<i>Hirtella gracilipes</i>	<i>Hirtella gracilipes</i>	<i>Hirtella gracilipes</i>

Legenda: 1 – Espécies que aparecem em todas as listas; 2 – Espécies de Ocorrência Exclusiva nas listas >5cm; 3 – Espécies de Ocorrência Exclusiva nas listas >10 cm.

4 Discussões

Os resultados demonstraram que quando realizada a amostragem com DMI >5cm, é possível captar maior riqueza e abundância nas áreas. Já quando se trata dos dados de volume e área basal, os resultados para as áreas florestais na

transição apontaram que apesar de se obter menores valores com DMI >10cm, não existe diferença significativa entre as amostragens >5cm e >10cm.

Os resultados encontrados no presente estudo, coincidem com os de Souza *et al.* (2021) que em uma compilação de dados de estudos em florestas estacionais semidecíduas ou decíduas, obteve como resultado que diâmetros de inclusões >10 acabam não incluindo algumas árvores, influenciando na riqueza e abundância. Estes mesmo autores também chegaram à conclusão de que o uso de diâmetros maiores como limite de inclusão, afetam em menor grau as estimativas de biomassa e volume, similar aos achados do presente estudo.

Caifa e Martins (2007), também fazendo uso de dados de vários estudos chegaram à conclusão que existe uma correlação negativa entre o DAP mínimo usado e os dados de riqueza e abundância, ou seja, similar ao presente estudo os valores encontrados para estes parâmetros diminui com o aumento do diâmetro de inclusão. Segundo os autores, o DMI usado, possui mais influência nos resultados do que o método de amostragem escolhido.

Portanto, se o objetivo do estudo for levantar dados mais robustos de riqueza e abundância, é necessária a amostragem fazendo uso de DAP >5cm. Porém, caso o foco do estudo e/ou trabalho técnico seja dados de volume ou área basal pelos resultados encontrados é possível obter valores representativos independente do DMI adotado.

Os resultados de biomassa, podem ter ocorrido em função de mais de 90% desta em áreas similares a do presente estudo serem oriundas de árvores com DAP >10 cm (Souza *et al.*, 2021). As árvores dominantes e codominantes são as que mais influenciam nestes parâmetros (Figueiredo *et al.*, 2020) e, portanto, um DMI menos inclusivo como no caso >10 cm, acaba por incluir esses espécimes no levantamento, deixando de fora os indivíduos dominados da comunidade, que são os que menos influenciam nestes parâmetros.

Pelos resultados encontrados para ESA-02, foi possível constatar que após um impacto sofrido na área, como o incêndio ocorrido, o uso do DMI >5cm consegue captar melhor as alterações ocorridas. Principalmente nos dados de riqueza e abundância. Mesmo que não exista uma diferença estatística significativa entre estes valores, é perceptível quando adotado tal DMI, que ocorre perda nestes descritores com o incêndio.

Pelos resultados, são imperceptíveis as alterações nos parâmetros citados anteriormente quando realizada a amostragem com DMI menos inclusivo (>10 cm). Isso pode mascarar os efeitos dos impactos em função da escolha do DMI.

O limite de 10 cm pode prejudicar as estimativas da estrutura e diversidade de estudos que adotem esse limite ou superior a este, não fornecem inferências confiáveis em escalas amplas, como por exemplo região biogeográfica ou bioma/fitofisionomia (Souza *et al.*, 2021). Pelos resultados do presente estudo o DMI >10cm também não fornece embasamento para monitoramento de áreas que sofreram com o impacto do fogo.

No caso da ESA-03, os resultados apontaram que mesmo em áreas mais estabilizadas ecologicamente o mesmo se repete quanto aos DMI analisados, porém foi possível notar que existe uma diferença significativa nos dados de área basal quando comparado as medições >5 cm, com a avaliação usando >10cm no ano de 2020.

Portanto, em áreas estabilizadas ecologicamente onde principalmente a riqueza, abundância e área basal são mais elevadas, foi possível constatar uma diferença entre os DMIs analisados para estes parâmetros. Indica, portanto, que nestas áreas é preferível a amostragem usando um diâmetro mínimo de medição mais inclusivo, para resultados mais precisos de riqueza, abundância e também área basal.

Mesmo que conforme os resultados para ESA-02 e ESA-03, apontem que são menores os impactos da escolha do DMI nos dados de biomassa, a opção por levantamentos com DMI >10cm são problemáticos para decisões a respeito da conservação e monitoramento em áreas prioritárias de conservação (Souza *et al.* 2021). Como por exemplo em uma unidade de conservação como a Estação Ecológica da Serra das Araras, foco do presente estudo, pode omitir informações importantes para a compreensão acerca da vegetação do local.

Em ambas as parcelas amostradas os indivíduos entre 5 e 10 cm de DAP, representam uma porção considerável da biomassa vegetal acima do solo. Estes devem ser inclusos em estudos na área da ecologia vegetal, para maior rigor nas estimativas (Souza *et al.* 2021), e também conforme resultados do presente estudo para monitorar os impactos que possam ocorrer nestas áreas, como por exemplo o incêndio registrado na ESA-02.

Com os resultados das espécies de maiores valores de importância da parcela ESA-02, fica evidente a instabilidade ecológica da área. Essa percepção ocorre em função da composição obtida das 10 espécies de maiores valores em função do DMI e também em função do incêndio ocorrido na área da parcela.

Para ESA-02, não existe uma homogeneidade na lista das 10 espécies com maiores VI, algumas espécies só compõem a lista, quando a amostragem é realizada usando DMI >5 cm. Isso ocorre em função de algumas espécies possuírem características morfológicas de não atingirem DMI maiores (Souza *et al.* 2021). Para ESA-02 as espécies *Cordia macrophylla* (K.Schum.) Kuntze, *Sorocea guilleminiana* Gaudich. e *Casearia gossypiosperma* Briq. só estiveram presentes entre as de maiores VI, quando adotado o DMI mais inclusivo.

A espécie *S. guilleminiana* quando adotado medições >10cm nem se faz presente entre as espécies encontradas na área, demonstrando que mesmo ocorrendo em abundância no local, essa ocorre com diâmetros inferiores. Portanto pode-se entender que inventários que usam DMIs maiores, acabam por omitir a real composição, inclusive influenciando nas espécies de maiores valores de importância.

Cabe destacar que as espécies que ocorrem exclusivamente entre nas 10 espécies de maiores VI com DMI >10cm, também se fazem presentes entre as espécies com inclusão >5cm, porém com valores de VI que não permitem que as mesmas componham a lista das de maiores valores.

Conforme os dados de riqueza, a omissão de espécies no levantamento é considerável e estatisticamente significativo. Portanto, reforça a teoria de que a utilização de DMI menos inclusivo não permite o real conhecimento a respeito da composição arbórea/arbustiva das áreas florestais na transição e também influencia diretamente nos parâmetros fitossociológicos quando analisados.

Quanto à composição de espécies da área, cabe destacar ainda que uma das características de áreas de transição como a do presente estudo é a presença de espécies raras (Araújo *et al.* 2009). Ao fazer o uso de DMI >10 cm, diminui a chance destas espécies serem incluídas no inventário (Souza *et al.*, 2021) e isso influencia diretamente nos parâmetros fitossociológicos.

Ainda se tratando das espécies de maiores VI da ESA-02, com a avaliação pós incêndio foi possível constatar que medições >5cm de DAS podem ser mais

sensíveis para avaliar a resistência das espécies ao incêndio ocorrido. Pois, constatou-se uma alternância nas espécies de maiores VI, com algumas espécies subindo de posição, enquanto outras decaem na lista.

Neste caso, as espécies mais adaptadas por resistirem aos impactos acabam sofrendo menos e sobressaindo às menos adaptadas (Prestes *et al.*, 2020), ocupando as posições superiores da ordem de VI e isso é mais perceptível quando analisado com DMI >5cm, principalmente no caso das espécies *C. macrophylla* e *S. guilleminiana*. Quando realizada a avaliação usando DMI >10cm, pouco se altera na ordem de VI quando avaliado anterior e pós incêndio.

Para ESA-03, foi possível constatar que as listas das espécies de maiores valores de importância são homogêneas, não sendo possível constatar alterações na composição das mesmas em função do DMI escolhido.

Somente a espécie *C. macrophylla* conseguiu figurar com exclusividade nas listas de maiores VIs dos DMIs >5cm, não estando presente quando a avaliação foi realizada usando DMI >10cm. Isso reforça os apontamentos realizado que algumas espécies possuem características morfológicas que conferem a estas menores medidas de DAS.

Nas áreas similares as amostradas na E. E. da Serra das Araras as espécies são menores do que as encontradas em ambientes de floresta tropical (Souza *et al.*, 2021). Motivo esse que torna mais viável a amostragem incluindo árvores de menores diâmetros. Inventários que usam métodos de inclusão >10 cm, como o Inventário Nacional do Brasil (Serviço Florestal Brasileiro, 2019) pelos resultados encontrados, podem não levantar com precisão a riqueza e abundância das espécies (Souza *et al.*, 2021), em função desta característica morfológica relacionada ao crescimento.

A espécie *S. guilleminiana* que só aparece nos inventários entre as de maiores VI quando a amostragem é realizada com menor DMI, possui essa característica de ocupar o estrato inferior do dossel e consequentemente ser de menor diâmetro (Santos; Pinheiro; Ferreira, 2018).

Outra característica morfológica encontrada que confere um menor DAP às espécies é de possuir multi caules, onde nenhum destes atinge o DMI quando o valor escolhido é >10cm (Souza *et al.*, 2021). Em campo foi constatado que isso é

uma característica da espécie *C. macrophylla* e a mesma só compôs a lista de maiores VI na ESA-02 e 03, quando a amostragem foi realizada com DMI >5cm.

Além de apontar que é de suma importância a amostragem incluindo espécimes >5cm de DAP para conhecer a real riqueza, abundância e monitorar os impactos sofridos pelas áreas nativas de vegetações na Transição Amazônia-Cerrado-Pantanal, os resultados obtidos neste estudo, corroboram com as legislações existentes em Mato Grosso que adotam diferentes DMI dependendo do objetivo do trabalho técnico realizado.

Por exemplo, os processos que envolvem Manejo de Floresta Nativa ou Plano de Exploração Florestal no Estado (Mato Grosso, 2022) usam de DMI menos inclusivos, pois o objetivo é estimar dados principalmente de volume e área basal, de espécimes comerciáveis.

Já se tratando da definição da fitofisionomia o Decreto Estadual 1.025/2021 (Mato Grosso, 2021), adota um DMI >5cm, pois a tomada de decisão se baseia na área basal, porém também na composição de espécies do local. E o presente estudo demonstra que é importante manter esse critério para definição de fitofisionomias com o objetivo de captar a real composição florística e também os parâmetros fitossociológicos.

Portanto, os resultados obtidos neste estudo são importantes para embasamento de estudo técnicos científicos, levando ao entendimento de que pesquisas ou trabalhos técnicos que visem monitorar impactos ou captar a riqueza e abundância florística das áreas, devem realizar amostragens com DAP >5cm. Já os que tenham como objetivo somente dados de biomassa, podem escolher por levantamentos com DAP >10cm.

5 Conclusões

O diâmetro mínimo de inclusão >5 cm é indispensável se o objetivo for obtenção de dados de riqueza e abundância em áreas florestais na transição. Também sendo indicado para o monitoramento de impactos ocorridos na área.

O diâmetro mínimo de inclusão >10 cm pode ser utilizado se o objetivo for o levantamento de dados de biomassa da vegetação.

As espécies de maiores valores de importância foram alteradas em função do diâmetro mínimo de inclusão em áreas que sofreram com impacto de incêndio.

Em áreas onde não ocorrem impactos de incêndios, as espécies de maiores valores pouco se alteram em função do diâmetro mínimo de inclusão.

6 Referências

Arruda, D. M.; Batista, M. L.; de Castro Simão, M. V. R.; Duque-Brasil, R.; Ferreira-Júnior, W. G.; Schaefer, C. E. G. R.. Diferentes critérios de inclusão amostral e suas interpretações: estudo de caso em floresta estacional decidual. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 32, n. 72, p. 471-471, 2012.

ARAUJO, R. D. A.; COSTA, R. B. D.; FELFILI, J. M.; GONÇALVES, I. K.; SOUSA, R. A. T. D. M.; DORVAL, A.. Florística e estrutura de fragmento florestal em área de transição na Amazônia Matogrossense no município de Sinop. **Acta Amazonica**, v. 39, p. 865-877, 2009.

BRASIL. **Ministério das Minas e Energia**. Secretária-Geral. Projeto RADAMBRASIL. Folha; geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação e uso potencial da terra. Rio de Janeiro. 1982.

BRASIL. Lei nº 12651 de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. Brasília: **DOU de 28/05/2012**. 2012.

BRASIL. **Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade**. Plano de Manejo da Estação Ecológica da Serra das Araras, Brasília, 2016. p. 259.

BRASIL. **Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE**. Solos da Amazônia Legal. 2018. Disponível em: https://dados.gov.br/dataset/cren_pedologiaamazonialeal_250. Acesso em: 08 de jun. de 2022.

CAIAFA, A. N.; MARTINS, F. R.. Taxonomic identification, sampling methods, and minimum size of the tree sampled: implications and perspectives for studies in the Brazilian Atlantic Rainforest. **Functional Ecosystems and Communities**, v. 1, n. 2, p. 95-104, 2007.

FERREIRA, Igor C. **florestal: Results for Forest Inventories**. R package version 0.1.3. Brasília. Brazil. 2020. <https://cran.r-project.org/package=florestal>

FIGUEIREDO, E. O.; MELO JUNIOR, A. D.; de OLIVEIRA, L. C.; OLIVEIRA, M. D.; FIGUEIREDO, S. D. M.; PAPA, D. D. A.; DUARTE, A. Manejo florestal 4.0-

passos para emprego de aeronaves remotamente pilotadas (drones) no planejamento florestal em nativas. **Embrapa Acre-Documentos (INFOTECA-E)**, 2020.

IVANAUSKAS, N. M.; MONTEIRO, R.; RODRIGUES, R. R.. Classificação fitogeográfica das florestas do Alto Rio Xingu. **Acta Amazonica**, [s.l.], v. 38, n. 3, p.387-402, 2008.

KERSHAW JR., J. A.; DUCEY, M. J.; BEERS, T. W.; HUSCH, B. **Forest Mensuration**. 5. ed. Hoboken: WileyBlackwell - John Wiley & Sons, 2017. 160 p.

MACEDO, W. S; SILVA, L. S., ALVES, A. R.; Rocha Martins, A. Análise do componente arbóreo em uma área de Ecótono Cerrado-Caatinga no sul do Piauí, Brasil. **Scientia Plena**, v. 15, n. 1, 2019.

MATO GROSSO. Decreto nº 1025 de 29 de junho de 2021. Regulamenta os artigos 62 e 62B da Lei Complementar Estadual nº 38, de 21 de novembro de 1995, que dispõe sobre o Código Estadual do Meio Ambiente e dá outras providências. **DOE-MT: 30/07/2021**. 2021

MATO GROSSO. Decreto Nº 1313 DE 11/03/2022. Regulamenta a Gestão Florestal do Estado de Mato Grosso, e dá outras providências. **DOE-MT: 11/03/2022**. 2022

MENDES, F.; SILVA JARDIM, F. C., CARVALHO, J. O. P., LIMA, T. T. S.; SOUZA, D. V. Dinâmica da composição florística do sub-bosque em floresta tropical manejada, no município de Moju, estado do Pará, Brasil. **Amazonian Journal of Agricultural and Environmental Sciences**, v. 55, n. 2, p. 117-123, 2012.

MOONLIGHT, P.W.; BANDA, R.K.; PHILLIPS, O.L., et al. Expanding tropical forest monitoring into Dry Forests: The DRYFLOR protocol for permanente plots. **Plants, People, Planet**. 2020. <https://doi.org/10.1002/ppp3.10112>

PRESTES, N. C. C. S.; MASSI, K. G.; SILVA, E. A.; NOGUEIRA, D. S.; OLIVEIRA, E. A.; FREITAG, R.; MARIMON, B. S.; MARIMON-JUNIOR, B. H.; KELLER, M.; FELDPAUSCH, T. R. Fire Effects on Understory Forest Regeneration in Southern Amazonia. **Front. For. Glob. Change**, v. 3, p. 1493, 2020.

PHILLIPS, O.; Baker, T.; Feldpausch, T.; Brien, R.. Manual de Campo para o Estabelecimento e Remediação de Parcelas da RAINFOR. 2. ed. **The Royal Society**, 2016.

R CORE TEAM. R: **A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria, 2020. <https://www.R-project.org/>,

SÁ, C. F. C.; ARAÚJO, D. S. D. Estrutura e florística de uma floresta de restinga em ipitangas. **Rodriguésia**, 60 (1): 147-170, 2009.

SANTOS, E. A.; MESQUITA PINHEIRO, R.; FERREIRA, E. J. L. MORFOMÉTRIA DE FRUTOS E SEMENTES E EMERGÊNCIA DE PLÂNTULAS DE *Sorocea guilleminiana* Gaudich. MORACEAE. **Revista do Instituto Florestal**, v. 30, n. 2, p. 171-181, 2018.

SANQUETTA, C. R.; DALLA CORTE, A. P.; RODRIGUES, A. L.; WATZLAWICK, L. F. **Inventários florestais**: planejamento e execução. 3. ed. Curitiba: Multi-graphic Gráfica e Editora, 2014. 406 p. v. 1.

SERVIÇO FLORESTAL BRASILEIRO. Manual de campo: procedimentos para coleta de dados biofísicos e socioambientais, Serviço Florestal Brasileiro. Ministério da Agricultura e Pecuária, Brasília. 2019.

SIMINSKI, A; FANTINI, A. C; REIS, M. S. Classificação da vegetação secundária em estágios de regeneração da mata atlântica em Santa Catarina. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 23, n. 3, p. 369-378, jul.-set, 2013.

SONEGO, R. C.; BACKES, A.; SOUZA, A. F. Descrição da estrutura de uma Floresta Ombrófila Mista, RS, Brasil, utilizando estimadores não-paramétricos de riqueza e rarefação de amostras. **Acta Botanica Brasilica**, 21(4), 943-955, 2007. <https://doi.org/10.1590/S0102-33062007000400019>.

SOUZA, M. P.; COUTINHO, J. M. C.; SILVA, L. S.; AMORIM, F. S.; ALVES, A. S. Composição e estrutura da vegetação de Caatinga no sul do Piauí, Brasil. **Revista Verde**. v.12, n.2, p.210-217. 2017.

SOUZA, C. R; SOUZA, F.C.; MAIA, V.A.; CAMPOS, N. A.; COELHO, P. A.; FARRAPO, C.L.; SANTOS, A. B. M.; ARAÚJO, F. C.; GIANASI, F. M.; PAULA, G. G. P.; MOREL, G.D.; FAGUNDES, N. C. A.; GARCIA, P. O.; SANTOS, P. F.; SILVA, W. B.; FONTES, M. A. L.; SANTOS, R. M. Tropical forests structure and diversity: a comparison of methodological choices. **Methods in Ecology and Evolution**, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13670>

OLIVEIRA, P. T.; TROVÃO, D. M. B. M.; CARVALHO, E. C. D.; SOUZA, B. C.; FERREIRA, L. M. R. Florística e fitossociologia de quatro remanescentes vegetacionais em áreas de serra no Cariri Paraibano. **Revista Caatinga**, v. 22, n. 4, p. 169-178, 2009.

UBIALLI, J. A; FIGUEIREDO FILHO A; MACHADO, S. A.; ARCE, J. E. Comparação de métodos e processos de amostragem para estudos fitossociológicos em uma floresta ecotonal na região norte matogrossense. *Floresta*, Curitiba, v. 39, n. 3, p. 511-523, 2009. DOI: <http://dx.doi.org/10.5380/rf.v39i3.15351>

Capítulo 5: Dinâmica da Vegetação e Caracterização do Solo em Áreas Florestais Sob Efeito de Incêndio no Ecótono Amazônia-Cerrado-Pantanal, Mato Grosso, Brasil

1 INTRODUÇÃO

Uma importante característica dos ecossistemas é a dinâmica. A dinâmica florestal é o meio pelo qual é possível interpretar como a floresta se mantém equilibrada ou não, avaliando-se a respectiva estrutura e composição ao longo dos anos. O atual estado de um ambiente florestal é resultante das interações de diversos processos em especial o crescimento, a mortalidade e a regeneração (Felfili, 2000; Felfili; 1995; Mews; Marimon; Ratter, 2012).

O entendimento a respeito da dinâmica de incremento, recrutamento, mortalidade e produção florestal dos ecossistemas é um complexo desafio. Povoamentos florestais são dinâmicos e as modificações ocorrem de forma contínua nos distintos níveis da população, de espécies e de indivíduos ao longo do tempo. Mesmo a comunidade florestal sendo estável, devido ao equilíbrio entre crescimento, recrutamento e mortalidade, a interpretação sobre a dinâmica é complexa (Felfili, 1995).

Ainda se tratando de dinâmica um forte descritor das condições de uma área florestada é o índice de infestação de Lianas. Existem controvérsias em relação aos efeitos das lianas, pois algumas evidências da relação entre lianas e árvores apontam para uma “convivência harmônica” entre as espécies, essas somente são consideradas indesejáveis quando os níveis de distúrbios, na maioria antrópicos, afetam a estrutura e função das comunidades onde estão presentes.

Aumentando o nível de infestação das lianas, ou seja, em condições normais elas coexistem com competição equilibrada (Engel *et al.* 1998). Quando se tornam abundantes, as lianas podem reduzir o número de árvores e, além disso, reduzir a quantidade de carbono sequestrado pelas florestas tropicais (Schnitzer; Bongers, 2002).

Dentro deste contexto de dinâmica florestal, um forte agente modificador do processo, (relação lianas e árvores suportes) são os incêndios florestais. O fogo age sobre o crescimento, recrutamento e mortalidade de áreas florestais, altera os

processos de fotossíntese e absorção de nutrientes dos espécimes vegetais (Scalon; Rossato, 2021), agindo no crescimento e consequentemente no recrutamento, elevando a mortalidade (Brando *et al.*, 2014; Pereira *et al.*, 2016), variável em função da intensidade do incêndio, que será maior no período de seca (Pinto *et al.*, 2021), quando as condições edafoclimáticas favorecerem a ocorrência do fogo (Berenguer *et al.*, 2021).

Além de agir diretamente sob a vegetação arbórea e infestação de lianas na área, o fogo altera as propriedades químicas do solo, o que consequentemente irá interferir na absorção nutricional das plantas (Scalon; Rossato, 2021), que terá influência na dinâmica arbórea, agindo principalmente no parâmetro de crescimento dos espécimes.

Uma forma de avaliar os efeitos antrópicos ou naturais que ocorrem nas áreas (por exemplo os incêndios), incluindo a infestação por lianas e os parâmetros de dinâmica da vegetação arbórea, é avaliar continuamente uma mesma área. Conforme Hosokawa; Moura; Cunha (1998), estudar os processos da dinâmica de uma floresta é de suma importância, já que estes parâmetros apontam o crescimento e as modificações que ocorrem na composição e estrutura florestal, em função dos processos em que as áreas são passivas ao longo do tempo.

O presente estudo, teve como objetivo avaliar o efeito de incêndios florestais na dinâmica da vegetação e no solo em área localizadas no Ecótono Amazônia-Cerrado-Pantanal, no sudoeste do Estado de Mato Grosso. Trabalhamos com a hipótese de que os incêndios são capazes de moldar a vegetação da região, modificando as interações ecológicas entre árvores e lianas e as condições de fertilidade do solo.

2 METODOLOGIA GERAL

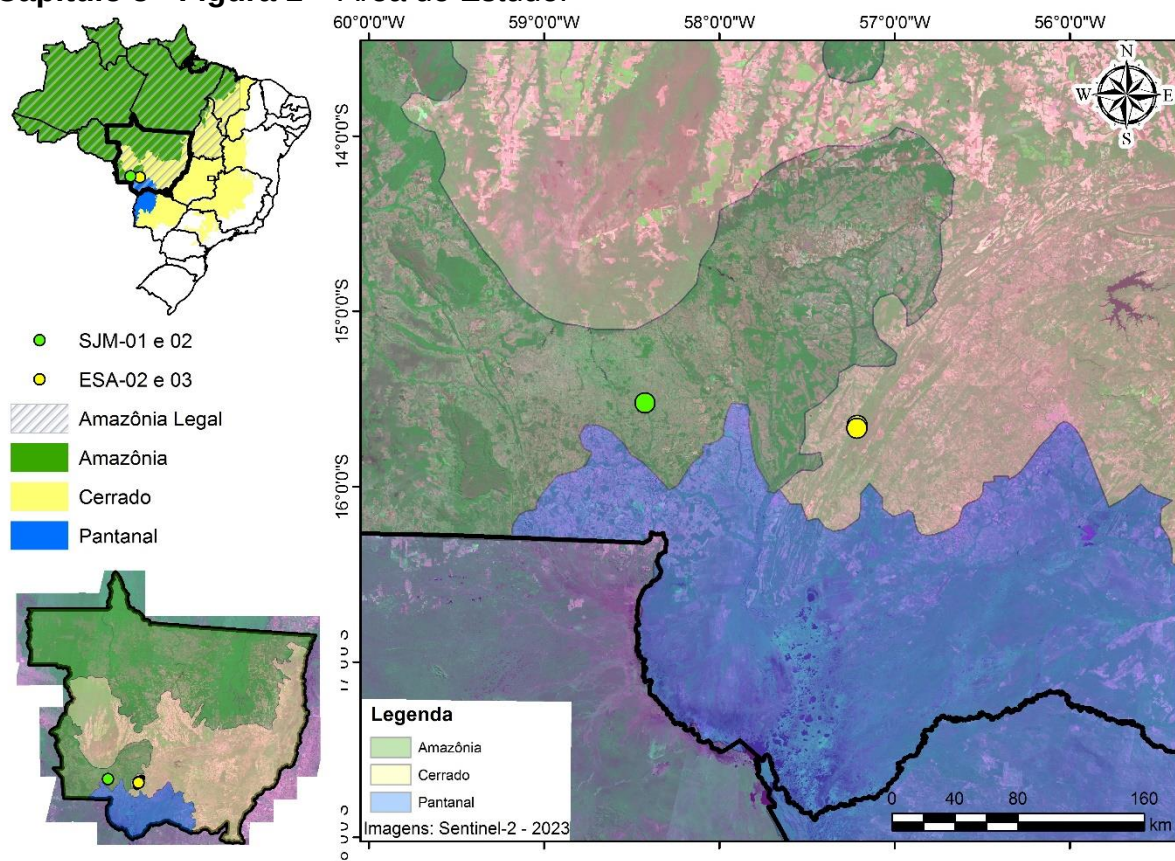
2.1 Área do Estudo

O estudo foi realizado na região sudoeste do estado de Mato Grosso, na região de Transição entre os Biomas Amazônia, Cerrado e Pantanal (Figura 1). Especificamente em duas áreas dentro deste contexto.

A primeira compreende uma Unidade de Conservação, categorizada como de proteção integral (Estação Ecológica) que recebe o nome de Estação Ecológica da Serra das Araras (ESA). O segundo sítio de pesquisa avaliado é uma área de Reserva Legal (RL) pertencente ao Assentamento Florestan Fernandes (AFF).

Ambas as áreas possuem a sua vegetação arbórea monitorada por parcelas permanentes instaladas e avaliadas seguindo o método da Rede RAINFOR (Phillips *et al.*, 2016). Na ESA, foram avaliadas duas parcelas existentes nos limites da Estação, sendo que estas recebem a nomenclatura de ESA-02 e ESA-03. No AFF foram incluídas no presente estudo as duas parcelas existentes na RL, nomeadas: SJM-01 e SJM-02. Ambas as parcelas estudadas possuem característica fitofisionômicas de vegetação florestal (Brasil, 2016; 1982).

Capítulo 5 - Figura 1 – Área do Estudo.



Fonte: Elaborado para este estudo. Fonte: IBGE. Datum: WGS-84. Imagem; Sentinel-2 – 2023.

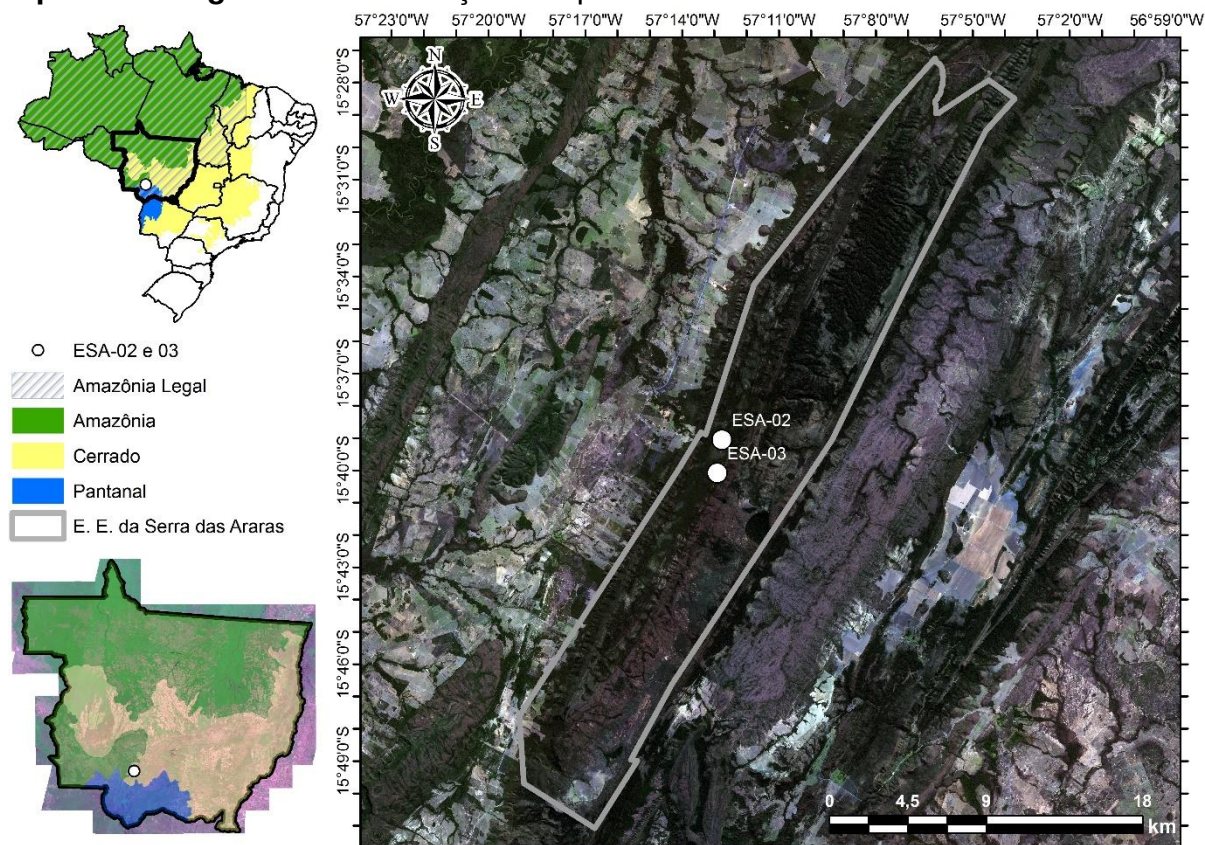
Essa região que se encontram inseridas as áreas avaliadas no estudo são conhecidas como uma área de expansão da fronteira agrícola e situada no arco do desmatamento (Nogueira *et al.*, 2008).

Enquanto as parcelas da ESA estão no bioma Cerrado, as do AFF estão no bioma Amazônico e ambas estão inseridas na Amazônia Legal, que abrange todo estado de Mato Grosso. Destaca-se que as áreas dos dois locais foram afetadas por incêndios florestais ocorridos no ano de 2020.

2.1.1 Estação Ecológica da Serra das Araras (ESA-02 e ESA-03)

A Estação Ecológica da Serra das Araras (ESA) (Figura 2) é um Unidade de Conservação de proteção integral, tem como objetivo a preservação da natureza e a realização de pesquisas científicas e seu território é de posse e domínio públicos, conforme consta no Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza – SNUC (Brasil, 2000).

Capítulo 5 - Figura 2 – Localização das parcelas ESA-01 e ESA-02.



Fonte: Elaborado para este estudo. Imagem: CBERS-4A - 23/07/2021. Datum: WGS-84.

A ESA foi criada pelo Decreto nº 87.222 de 31 de maio de 1982 (Brasil, 1982), possui uma área de 27.159,71 hectares, localizada em sua maioria no

município de Porto Estrela (97,07%), com parte do seu território em Cáceres (2,93%) e está inserida no bioma Cerrado com influência de Floresta Amazônica e Pantanal (Brasil, 2016).

O clima da região da ESA na classificação de Köppen se enquadra como Aw, sub-tipo megatérmico. Correspondendo a um clima quente e úmido, com chuvas abundante no verão e seca no inverno, com uma precipitação anual em torno de 1500mm, temperatura média máxima de 32°C e mínima de 20°C (Alvares *et al.*, 2013).

Quanto a hidrografia a Estação está inserida na Bacia do Alto Paraguai – BAP, que tem como principal rio o Paraguai. Encontra-se inserida na microbacia do rio Salobra, tendo a área da UC um importante papel na manutenção das nascentes do Pantanal (Brasil, 2016). Os solos da região da ESA são compostos por Latossolos, Cambissolos e Neossolos (Brasil, 2018).

Quanto ao relevo, a ESA localiza-se nos Cinturões Móveis Neoproterozóico em uma região de serras, conhecida como Província Serrana (Brasil, 2006), onde ocorre um extenso corredor de serras paralelas, caracterizando o relevo entre suave ondulado e ondulado a forte ondulado e montanhoso (Brasil, 2018).

A vegetação da área é típica do Cerrado, porém com influência da Amazônia e do Pantanal (Brasil, 2016). Essa vegetação é formada por diferentes fitofisionomias que seguindo a classificação de Ribeiro e Walter (2008) são descritas como: campo limpo, sujo e rupestre; parque cerrado; cerrado *sensu strictu* e cerrado rupestre; vereda; cerradão; mata ciliar; mata de galeria; mata seca semidecídua; mata seca decídua (Brasil, 2016).

As duas parcelas avaliadas na Estação Ecológica da Serra das Araras (ESA-02 e ESA-03) conforme a classificação do RADAM-Brasil (Brasil, 1982) estão na fitofisionomia de cerrado e se enquadram como matas secas semidecíduas, seguindo o plano de manejo da Estação (Brasil, 2016).

O estrato arbóreo foco do estudo é composto de árvores que variam de 15 a 30 metros de altura, que na época da chuva possuem índice de cobertura de copa superior a 90%, que na seca reduz para 50% (Brasil, 2016).

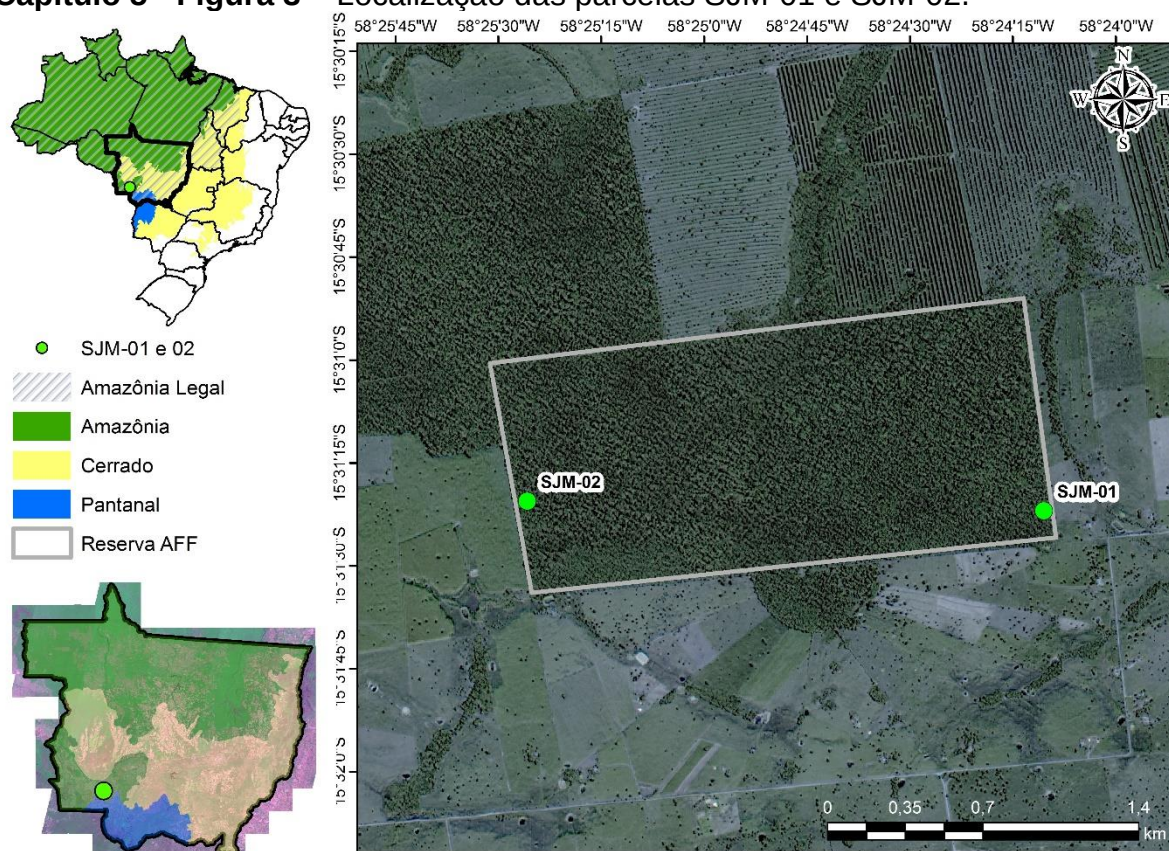
Na ESA, essas fitofisionomias estão nas encostas, em relevo suave ondulado, ocupando áreas com solos rochosos, classificados de forma geral como Cambissolo Háplico (Brasil, 2018). Conforme Moraes (2017), a parcela ESA-02,

possui solo classificado como Argissolo Vermelho com fragmentos de quartzito ao longo do perfil. Enquanto na ESA-03 o solo também é do tipo Argissolo Vermelho com arenitos dispostos por rolamento nos horizontes Bt/Bw e material saprofítico fino a 3 m da superfície.

2.1.2 Assentamento Florestan Fernandes (SJM-01 e SJM-02)

O Assentamento Florestan Fernandes (AFF) (Figura 3) é um assentamento rural do Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária – INCRA, classificado na modalidade de Projeto de Assentamento Federal (Sigla oficial – PA), criado em 04 de novembro de 2000. Possui uma área de 4551,12 hectares e 151 famílias assentadas na criação do mesmo (Brasil, 2017). Está localizado nos municípios de Araputanga e São José dos Quatro Marcos.

Capítulo 5 - Figura 3 – Localização das parcelas SJM-01 e SJM-02.



Fonte: Elaborado para este estudo. Imagem: CBERS-4A - 16/07/2020. Datum: WGS-84.

O clima da região do AFF é classificado como Aw – savana equatorial com inverno seco, que é caracterizado por ter temperatura média superior a 22°C no verão e índice pluviométrico menor que 60 mm no inverno (Alvares *et al.*, 2013).

Quanto ao relevo, a região encontra-se nos Crátons Neoproterozóico, classificada como Depressão do Alto Paraguai (Brasil, 2016). Nesta formação o relevo é pouco dissecado, apresentando um pequeno caimento topográfico de nordeste para sudoeste, tendo nível altimétrico variando de 120 a 160 metros (Brasil, 2016), classificando-se como suave ondulado e ondulado (Brasil, 2018).

O assentamento possui uma área de vegetação de aproximadamente 245,6 hectares, destinada para reserva legal dos lotes. A RL do AFF foi definida e demarcada de modo comunitário, para que os assentados pudessem utilizar o máximo possível de suas propriedades para produção e também para que a área de vegetação fosse continuar melhorando assim as interações ecológicas e facilitando a conservação do local.

As parcelas SJM-01 e SJM-02, estão inseridas nesse fragmento florestal destinado como a RL do assentamento e este encontra-se em uma matriz de paisagem agropecuária.

A vegetação da área estudada encontra-se inserida no bioma Amazônico, com vegetação florestal, classificada como Floresta Estacional Semidecidual (Brasil, 1982). O solo neste fragmento é classificado de maneira geral como Argissolo Vermelho-Amarelo e o relevo é o mesmo para toda região, com caráter suave ondulado (Brasil, 2018).

Os solos das parcelas foram descritos para o presente estudo, na parcela SJM-01, o solo foi classificado como CAMBISSOLO HÁPLICO Ta Eutrófico típico, com horizonte A moderado, com textura arenosa. No solo desta parcela foi possível constatar formação esparsa de petroplintita no horizonte mais profundo (Cr).

Já a parcela SJM-02, apresenta solo classificado como ARGISSOLO VEMELHO Eutrófico típico, horizonte A moderado e com textura média. Este solo apresenta cascalhos nos horizontes intermediários (BCtc).

2.2 Histórico de Monitoramento das Parcelas Avaliadas

2.2.1 Parcelas ESA-02 e ESA-03

As parcelas monitoradas na Estação Ecológica da Serra das Araras tiveram os indivíduos arbóreos mensurados em fevereiro de 2020 (anterior ao incêndio), onde foram medidos todos os indivíduos com diâmetro a 1,30 metros da altura do solo (DAP) $\geq 5\text{cm}$ e altura $\geq 3\text{m}$.

A segunda avaliação para a dinâmica, buscando avaliar o efeito dos incêndios nas parcelas foi realizada em julho de 2021, posterior ao incêndio sofrido nas áreas. Em função disto, todos os indivíduos com DAP $\geq 5\text{cm}$ foram remedidos.

Cabe destacar que nas parcelas ESA-02 e ESA-03 já existia um levantamento anterior (realizado em 2016), porém incluindo apenas os indivíduos com DAP $\geq 10\text{cm}$ e posteriormente, para o presente estudo, foi realizada a inclusão de todos os indivíduos com DAP $\geq 5\text{cm}$ em fevereiro de 2020.

Realizou-se o procedimento citado anteriormente com o objetivo de seguir o método indicado pela RAINFOR (Phillips *et al.*, 2016), que busca avaliar a dinâmica e produção de biomassa das florestas. Segundo o método, os indivíduos com DAP $\geq 5\text{cm}$, fornecem uma maior segurança para indicar o atual estágio de sucessão ecológica. Por esse motivo foram utilizados os dados dos levantamentos de 2020 e 2021, totalizando 1 ano e 5 meses de intervalo entre as amostragens.

2.2.2 Parcelas SJM-01 e SJM-02

Nas parcelas SJM-01 e SJM 02, foram realizados dois monitoramentos da vegetação, o primeiro foi feito pelo grupo de pesquisa vinculado ao HPAN - Herbário do Pantanal “*Vali Joana Pott*”, Unemat, Cáceres, Mato Grosso entre novembro de 2017 e fevereiro de 2018. E o segundo realizado com foco no presente estudo entre junho e julho de 2021.

Em ambos os levantamentos foram medidos todos os indivíduos arbóreos com diâmetro a 1,30 metros da altura do solo (DAS) $\geq 5\text{cm}$ e altura $\geq 3\text{m}$.

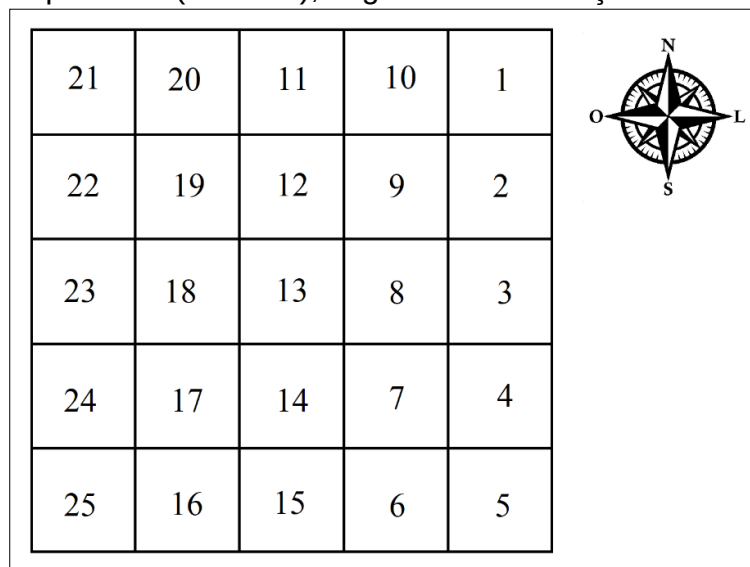
2.3 Dinâmica da Vegetação

2.3.1 Coleta dos dados

O levantamento de dados para avaliar a dinâmica da vegetação sob efeito do fogo seguiu a metodologia da RAINFOR (Phillips *et al.* 2016), cujo protocolo determina que a remedição de áreas já estabelecidas seja iniciada com a localização e demarcação da parcela já existente, fazendo isso com a finalidade de reduzir erros, como por exemplo de inclusão de árvores fora dos limites da parcela.

Os métodos de coleta que seguem os protocolos da RAINFOR (Phillips *et al.* 2016), são compostos de parcelas de um hectare cada, subdivididas em parcelas menores de 20X20 metros (m), sendo assim 25 parcelas distribuídas em cada área, seguindo a orientação Norte-Sul (Figura 4). Portanto, a área total amostrada no presente trabalho foi de quatro hectares, um em cada parcela (ESA-01, ESA-02, SJM-01, SJM-02) e 100 sub parcelas (25 em cada).

Capítulo 5 - Figura 4 - Representação esquemática da parcela (100x100m) com as divisões das sub-parcelas (20x20m), seguindo a orientação Norte-Sul.



Fonte: Elaborado para este estudo.

As parcelas e sub parcelas foram localizadas, demarcadas com barbantes e todos os indivíduos avaliados na primeira medição foram remediados. Também foram incluídos (quando presentes) e receberam placas numeradas para identificação, todos os novos espécimes que apresentaram as condições de inclusão pré-definida pelo protocolo (Diâmetro a 1,30m do solo (POM – ponto ótimo

de medição) $\geq 5\text{cm}$ e Altura total $\geq 3\text{m}$) e contabilizadas para as novas análises e avaliação da dinâmica pós incêndios.

As placas nos espécimes que apresentaram o limite de inclusão no recenso (recrutamento), foram alocadas a 1,60 m de altura (30 cm acima do POM), assim como foi realizado no primeiro levantamento. As placas foram fixadas nas árvores com uso de prego de alumínio e martelo, assegurando na aplicação do prego o mínimo de injúria possível na planta.

A medida de diâmetro foi feita a 1,30 m de altura do solo (POM), conforme determina o método, fazendo o uso de trena diamétrica, e a medição de altura foi realizada com trena laser, medindo a altura total da árvore. No caso do POM a remedição foi feita exatamente na marcação de tinta realizada na primeira avaliação das áreas.

Foi realizada nova marcação com tinta para reforçar o ponto de onde foi tomada a medida e em alguns casos por exemplo em função de raízes aéreas das plantas ou deformidades no tronco o POM não se encontrava a 1,30 m de altura do solo ou precisou ser realocado, quando necessário, essa observação foi anotada em planilha e pintado então o local na árvore de onde foi realização a nova medida do POM.

A identificação botânica de todos os espécimes inclusos na primeira medição foram revisados e a identificação dos indivíduos inclusos na segunda avaliação foram realizadas em campo quando possível, quando não, foram realizadas fotografias, coletadas amostras botânicas ou vegetativas levadas para o Laboratório do HPAN – Herbário do Pantanal “Vali Joana Pott”, Unemat, Cáceres, MT.

As coletas foram processadas e identificadas por comparação com o Acervo e a literatura (Kuhlmann, 2018a; Lorenzi, 2016; 2020; 2021; Lorenzi; Lacerda; Bacher, 2015; Kuhlmann, 2018b; Pereira, 2021; Pott; Pott, 1994; Ramos *et al.*, 2015; Saueressig, 2014; Saueressig, 2018; Souza *et al.*, 2018) e sites específicos (Flora Do Brasil 2020, 2023; Specieslink, 2022). A fim de uma melhor precisão na identificação, as amostras e respectivas identificações foram e estão sendo conferidas por taxonomistas generalistas e especialistas.

A classificação das famílias e respectivos táxons seguiu o sistema do Grupo de Filogenia das Angiospermas IV (The Angiosperm Phylogeny Group IV - APG IV)

(APG, 2016) e a nomenclatura botânica adotada segue o que dispões a lista de espécies da Flora do Brasil 2020 (Flora Do Brasil 2020, 2023), atualizando as possíveis alterações ocorridas na nomenclatura das espécies desde a identificação feita nos primeiros levantamentos.

Em todas as áreas foram realizadas coletas de material botânico/vegetativo (mesmo dos indivíduos já identificados) com a finalidade de confirmação da identificação e quando em estágio reprodutivo para confecção dos vouchers, em conformidade com o Manual de Procedimentos para Herbário (Brasil, 2013), para posterior tombamento no HPAN - Herbário do Pantanal “*Vali Joana Pott*”, Unemat, Cáceres, Mato Grosso.

Cabe destacar que todas as amostras coletadas passaram por revisão da identificação botânica e os indivíduos só foram confirmados no nível de espécies quando possuíam características morfológicas/estruturais que permitissem a correta identificação. Em caso de dúvida, quanto ao epíteto específico dos espécimes, foi mantida a classificação a nível de gênero ou família e quando possível foi feita a indicação do epíteto, porém mantendo a sigla cf. que aponta para uma conferência por especialista quanto a identificação do mesmo.

Este cuidado foi tomado para que nas próximas amostragens, nas áreas das parcelas permanentes, sejam revistas as identificações, evitando assim que os pesquisadores assumam tal identificação como correta, sem a devida confirmação, que no caso dos indivíduos dependentes da confirmação da espécie, carecem atualmente de amostras botânicas para confirmação dos epítetos.

2.3.2 Análise dos dados

Para verificar as mudanças ocorridas na riqueza das comunidades, além da riqueza antes e pós fogo, foram calculados os índices de diversidade de Shannon-Weaver (H') e o Índice de Simpson (D'), por meio das seguintes equações:

$$H' = - \sum (n_i / N) \ln (n_i / N)$$

$$D' = \sum (n_i / N)^2$$

Em que: S = número de espécies amostradas; N = quantidade de indivíduos amostrados, n_i = quantidade de indivíduos amostrados da espécie i; ln = logaritmo natural.

Seguindo a metodologia proposta por Sheil, Jennings e Savill (2000), foram calculadas as taxas anuais de mortalidade (M) e recrutamento (R) e também a perda (P) e ganho (G) anual de área basal, seguindo as equações:

$$M = \{ 1 - [(N_0 - m) / N_0]^{1/t} \} \times 100$$

$$R = [1 - (1 - r / N_t)^{1/t}] \times 100$$

$$P = \{ 1 - [AB_0 - AB_m + AB_d] / AB_0 \}^{1/t} \times 100$$

$$G = \{ 1 - [1 - (AB_r + AB_g) / AB_t]^{1/t} \} \times 100$$

Em que: N_0 e N_t = número de indivíduos, inventário inicial e final respectivamente; t = tempo entre inventário inicial e final, respectivamente; AB_0 e AB_t = áreas basais dos indivíduos nos dois inventários; AB_m e AB_t = áreas basais dos mortos e ingressantes, respectivamente; AB_d e AB_g = áreas basais do decremento e incremento.

Após calculada a taxa de mortalidade, recrutamento e perda e ganho de área basal, foram calculadas as taxas de rotatividade para o número de indivíduos (TN) e para a área basal (TAB), resultados esses que expressam a mudança global (Korning; Balslev, 1994; Oliveira-Filho; Melo; Scolforo, 1997).

$$TN = (M + R) / 2$$

$$TAB = (P + G) / 2$$

Em que: M = taxa anual dos indivíduos mortos; R = taxa anual dos indivíduos recrutados; P e G = taxa de perda e ganho de área basal, respectivamente.

Seguindo o método proposto por Korning; Balslev (1994), também foram calculadas as taxas de mudança líquida para o número de indivíduos (CH_n) e para a área basal (CH_{ab}), fazendo o uso das seguintes fórmulas:

$$CH_n = [(N_f / N_0) 1 / t - 1] \times 100$$

$$CH_{ab} = [(AB_f / AB_0) 1 / t - 1] \times 100$$

Em que: t = tempo entre o inventário inicial e final, respectivamente; N_0 e N_f = número de indivíduos do inventário inicial e final, respectivamente e AB_0 e AB_f = áreas basais dos indivíduos do primeiro e segundo inventário.

Com o objetivo de avaliar as influências temporais e dos incêndios sofridos em cada classe de diâmetros, foi contabilizado o número de indivíduos que permaneceram nas classes, morte, recrutamento, imigração e emigração na classe. Baseado na distribuição de diâmetro em 2020 para as parcelas da ESA e 2016 nas do AFF e utilizando o teste de qui-quadrado, foram avaliadas se as frequências de árvores remanescentes vivas e as mortas ocorrem independentes das classes de diâmetro ou seja, se a mortalidade/sobrevivência ocorreu de forma proporcional nas classes.

Para a definição das classes de diâmetros, foi utilizado o método de amplitudes crescentes, que é utilizado em estudos de dinâmica florestal e visa compensar o alto decréscimo da densidade nas classes de diâmetros maiores (Appolinário; Oliveira-Filho; Guilherme, 2005). Baseado no método adotado as classes foram definidas com as seguintes amplitudes ≥ 5 -<10 cm, ≥ 10 -<20 cm, ≥ 20 -<40 cm e ≥ 40 cm.

Fazendo uso das mesmas classes de diâmetro, foi avaliada a distribuição diamétrica antes e pós os incêndios, cujo objetivo foi analisar as transformações ocorridas nas estruturas transversal na vegetação arbórea das áreas estudadas.

2.4 Carga De Lianas

A avaliação do índice de infestação de liana na copa foi reavaliada seguindo o método proposto pela RAINFOR (Phillips *et al.* 2016). Para esse levantamento

todas as árvores que foram incluídas no primeiro e segundo censo da vegetação arbórea realizado nas áreas estudadas, (parcelas permanentes), foram avaliadas e possuem sua nomenclatura devidamente registrada conforme os códigos determinados no protocolo seguido no estudo.

O método se baseia em códigos pré-determinados, para infestação segue-se a seguinte nomenclatura com número de 0 a 4, onde 0 - Nenhuma liana na copa; 1 - 25% da copa coberta por lianas; 2 - > 25-50% da copa coberta; 3 - > 50-75% da copa coberta; 4 - > 75% da copa coberta.

Foram avaliados os dados do índice de iluminação da copa seguindo o método proposto pela RAINFOR (Phillips *et al.* 2016). Para esses dados a nomenclatura do método seguido vai de 1 a 5, sendo: 1 - Sem luz direta; 2a - Pouca luz lateral; 2b - Média luz lateral; 2c - Muita luz lateral; 3a - Pouca luz vertical (<50% da copa está exposta à luz vertical); 3b - Muita luz vertical (>50%); 4 - Copa totalmente exposta à luz vertical, mas com alguns bloqueios na luz lateral; 5 - Copa totalmente exposta à luz vertical e lateral.

Esses códigos foram adaptados para análise, conforme metodologia de Clark e Clark (1992). Recebendo os seguintes valores: 1 - Sem luz direta; 1,5 - Pouca luz lateral; 2 - Média luz lateral; 2,5 - Muita luz lateral; 3 - Pouca luz vertical (<50% da copa está exposta à luz vertical); 3,5 - Muita luz vertical (>50%); 4 - Copa totalmente exposta à luz vertical, mas com alguns bloqueios na luz lateral; 5 - Copa totalmente exposta à luz vertical e lateral. Dessa maneira, há um gradiente de exposição de copa, que vai de copas totalmente sombreadas (IIC = 1) até aquelas totalmente expostas (IIC = 5).

Com esses dados foi verificado que existe diferença entre as classes de infestação de lianas em função da altura e do diâmetro das árvores em cada uma das parcelas amostradas. Para essa comparação foram realizados o teste de Análise Variância (ANOVA), usando o teste de Kruskal-Wallis e o teste posterior de comparações múltiplas de Dunn, análises estas realizadas no programa R (R Development Core Team, 2020).

Fazendo uso dos dados do índice de iluminação da copa foi possível verificar se existe correlação entre os valores obtidos com as classes de infestação de lianas em cada parcela estudada. Para verificar se existe relação entre a iluminação e a

carga de liana nas árvores, foi aplicado o teste de correlação de Spearman, também realizado no programa *R* (R Development Core Team, 2020).

2.5 Caracterização do Solo

O objetivo de se realizar as análises relacionadas a fertilidade dos solos nas parcelas estudada foi de avaliar as condições do solo pós efeito dos incêndios, relacionando as condições atuais com a vegetação arbórea das áreas. Além de produzir banco de dados para acompanhar a dinâmica nutricional destas áreas no médio e longo prazo.

As coletas voltadas para análise de fertilidade do solo foram realizadas por meio de amostras deformadas feitas com auxílio de trado em abril de 2022 nas parcelas do AFF e julho de 2022 nas parcelas da ESA.

As amostras para análise da fertilidade, foram feitas por meio de amostragem composta, que são produzidas a partir da mistura de várias amostras de uma área determinada (unidade amostral) (Brasil, 2015). Cada parcela foco do estudo (ESA-02; ESA-03; SJM-01 e SJM-02) foi considerado como uma unidade amostral, portanto a área amostral de cada unidade foi de 1 hectare.

Em cada parcela do estudo foram coletadas 25 amostras simples de solo (uma em cada sub-parcela), três profundidades (0 – 10 cm; 10 – 30 cm; 30 – 50cm), totalizando então 75 amostras simples por unidade amostral e quando subdivididas por profundidade e misturadas, formaram três amostras compostas por parcela.

Foram realizadas as análises de Química Básica (pH(H₂O), pH(CaCl₂), P, K, Ca, Mg, H, Al, Matéria Orgânica, Valores de S, CTC, V, Ca/Mg, Ca/K, Mg/K, Saturação de bases p/ elemento de Ca, Mg, Al, K, Saturação de Al); Micronutrientes (S, Zn, Cu, Fe, Mn, B); Física (Análise Granulométrica: Areia, Silte, Argila - Método Densímetro); Carbono Orgânico Total - (Método de Walkley; Black) e Nitrogênio (N) Total. Esses procedimentos foram terceirizados e realizados pelo laboratório de solos da Empresa Mato-grossense de Pesquisa, Assistência e Extensão Rural (EMPAER – Várzea Grande - MT).

A caracterização do solo e a avaliação do teores de cada elemento seguiu as métricas propostas no Guia prático para interpretação de resultados de análises de solos (Sobral *et al.*, 2015) e também do Guia de interpretação de análise de solo

e foliar (Prezotti; Guarçoni, 2013). Em função disto os teores foram classificados em baixo, médio e alto, conforme indicação das referências consultadas.

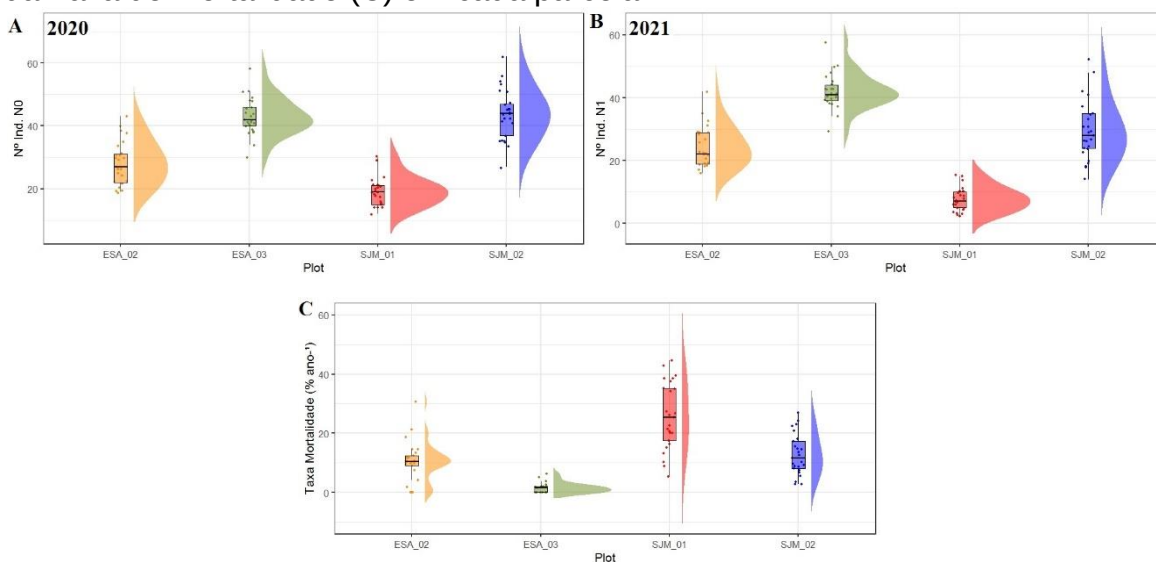
3 RESULTADOS E DISCUSSÕES

3.1 Dinâmica da Vegetação

3.1.1 Resultados

Os resultados apontaram para redução na abundância de todas as parcelas, com destaque para as parcelas do AFF (Figuras 5 – A e B). Foi possível constatar que a parcela SJM-01 apresentou a maior taxa de mortalidade geral com 60,09% (24,29% ano⁻¹), seguido da parcela SJM-02 com 34,83% (12,17% ano⁻¹) (Figura 5 – C). A parcela ESA-02 apresentou mortalidade pós incêndio de 13,70% (10,72% ano⁻¹) e a ESA-03 a mortalidade foi de 1,86% (1,44% ano⁻¹).

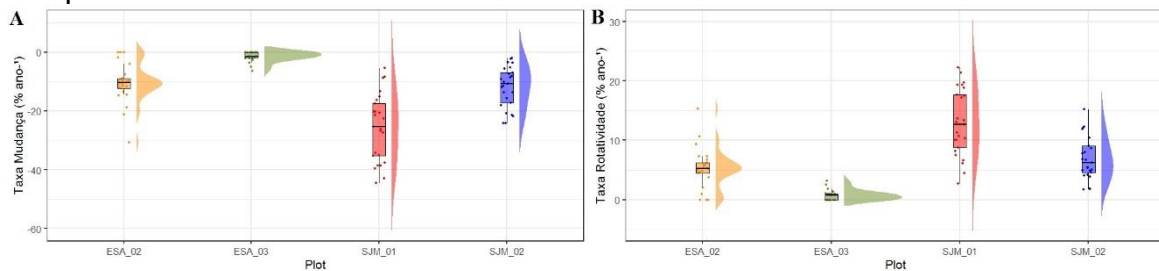
Capítulo 5 - Figura 5 – Gráfico *Raincloud* apresentando os dados de abundância em cada uma das parcelas para o ano de 2020 (A) e para o ano de 2021 (B), além da Taxa de Mortalidade (C) em cada parcela.



A variação líquida no número de indivíduos foi de -24,17% ano⁻¹ para SJM-01 e -11,32% ano⁻¹ na SJM-02 (Figura 6 - A). A parcela ESA-02 obteve valor de -10,72 % ano⁻¹ e ESA-03 -1,44% ano⁻¹. A taxa de rotatividade do número de

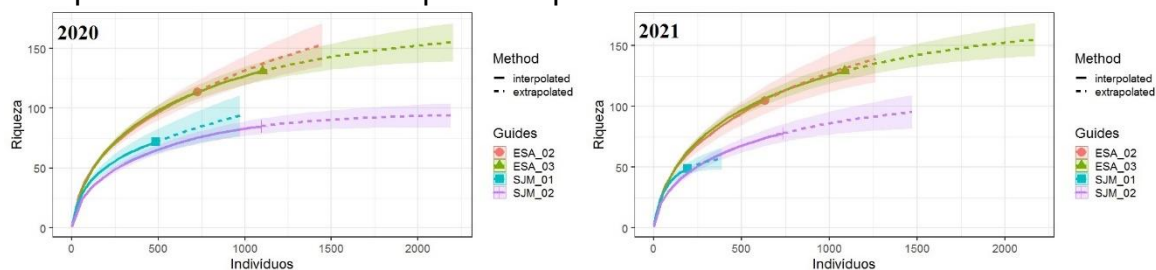
indivíduos foi de 12,23% ano⁻¹ para SJM-01, 6,56% ano⁻¹ na SJM-02, 5,36% ano⁻¹ na ESA-02 e 0,72% ano⁻¹ na parcela ESA-03 (Figura 6 - B).

Capítulo 5 - Figura 6 - Gráfico *Raincloud* apresentando os dados das taxas de mudanças líquidas (A) e de rotatividade (B) do número de indivíduos em cada uma das parcelas.



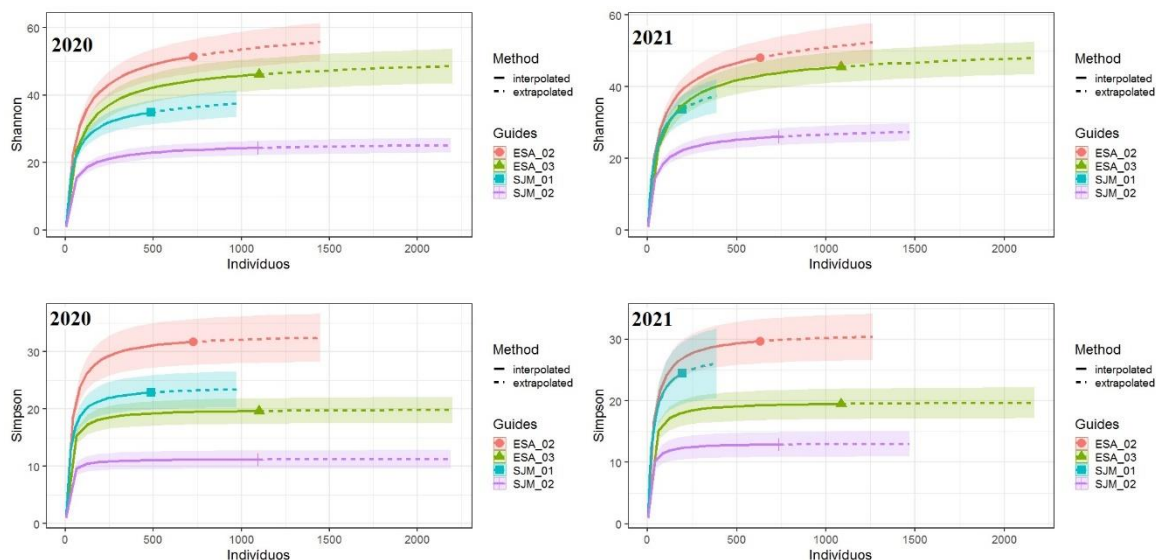
Nas parcelas que sofreram com o efeito do fogo foi possível observar uma diminuição considerável da riqueza (Figura 7). A parcela SJM-01 perdeu 23 espécies, enquanto na SJM-02 houve a redução de 7 espécies, ESA-02 registrou a perda de 9 espécies e ESA-03 apenas 2 espécies.

Capítulo 5 - Figura 7 - Gráfico com a curva de rarefação apresentando os dados de riqueza em cada uma das parcelas para o ano de 2020 e 2021.



Em consequência da diminuição das alterações da riqueza, também foram registradas mudanças nos índices de diversidade, com destaque para a SJM-01, que foi a parcela onde as alterações foram mais perceptíveis (Figura 8).

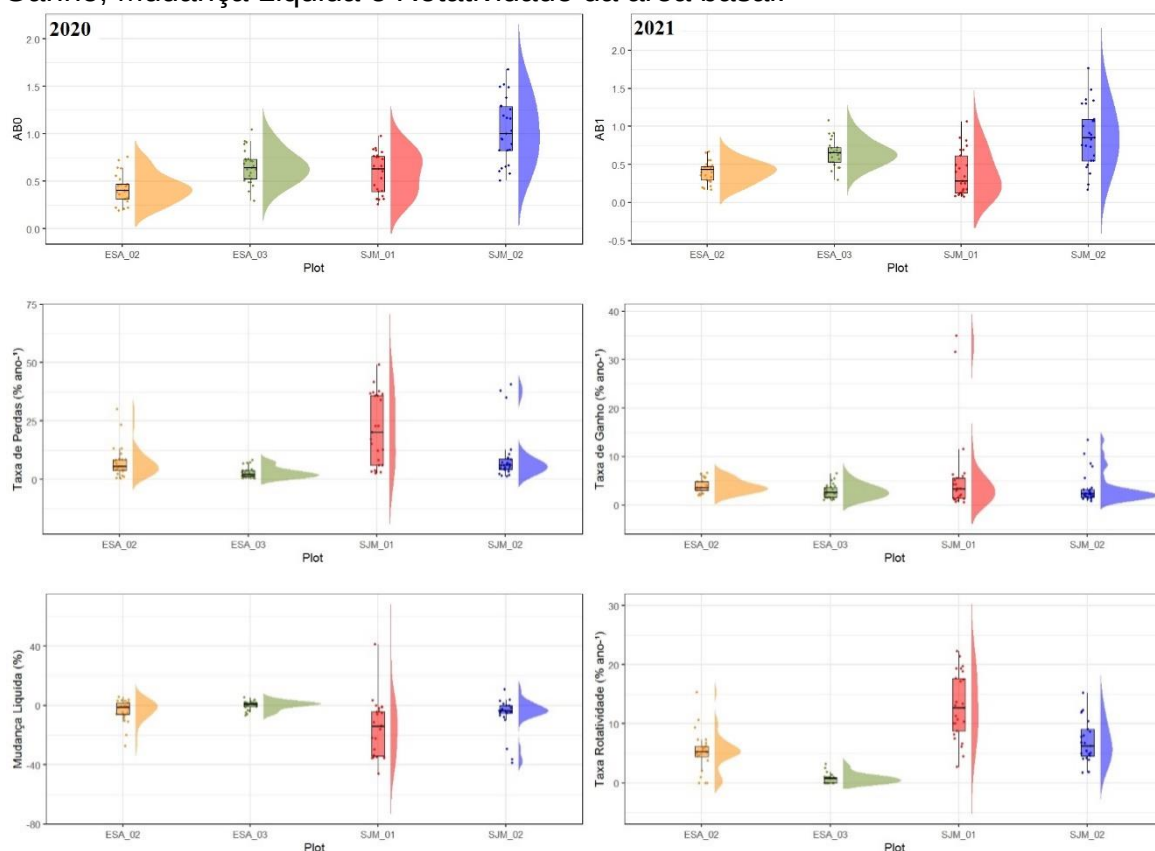
Capítulo 5 - Figura 8 - Gráfico com a curva de rarefação apresentando os dados dos índices de Shannon e Simpson em cada uma das parcelas para os anos de 2020 e 2021.



Quanto a área basal, SJM-01 teve como resultado uma área basal remanescente de 9,64 m², com variação líquida de -11,9% ano⁻¹ e taxa de rotatividade de 11,74% x ano⁻¹ (Figura 9). A parcela SJM-02 apresentou área basal pós incêndio de 21,91 m², variação líquida de -4,87% ano⁻¹ e taxa de rotatividade de 5,94% ano⁻¹.

Nas parcelas da Estação Ecológica da Serra das Araras, foram menores as reduções da área basal. Após o incêndio na ESA-02 a área basal registrada foi de 10,04 m², com variação líquida de -3,94% ano⁻¹ e taxa de rotatividade de 5,65% ano⁻¹. Para ESA-03 o valor de área basal remanescente (16,23 m²) é praticamente igual ao valor da primeira amostragem (16,22 m²), com variação líquida de 0,01% ano⁻¹ e taxa de rotatividade de 2,88% ano⁻¹.

Capítulo 5 - Figura 9 - Gráfico *Raincloud* apresentando os dados de área basal em cada uma das parcelas para o ano de 2020 e 2021, além das taxas de Perdas, Ganho, Mudança Líquida e Rotatividade da área basal.



Quando realizado a avaliação da taxa de mortalidade por classes de diâmetro, em todas as parcelas, foi registrado maior mortalidade nos espécimes de diâmetros inferiores, principalmente na primeira classe (5 até 10 cm) (Tabela 1).

No caso das parcelas SJM-01 e 02 e ESA-02, os valores de indivíduos mortos da primeira classe, superaram os valores esperados. Em consequência da mortalidade, a quantidade de indivíduos remanescentes vivos na primeira classe de diâmetro foi inferior ao esperado nas parcelas citadas anteriormente. Já os valores das demais classes nas parcelas citadas, são superiores aos esperados no caso dos sobreviventes e inferiores aos esperados para a quantidade de indivíduos mortos.

Capítulo 5 - Tabela 1 - Mortalidade dos indivíduos por classe de diâmetros, indicando os valores esperados (esp.), indivíduos emigrantes (emigr.), recrutas (recr.) e imigrantes (imigr.).

Parcela	DAP (cm)	Nº de Árvores Vivas			Mortos		Emigr.	Recr.	Imigr.
		T0	T1	esp.	Nº	esp.	Nº	Nº	Nº
SJM-01	5 - 10	252	70	101	173	151	10	1	0
	10 - 20	119	58	48	68	72	3	0	10
	20 - 40	71	40	28	33	43	1	0	3
	>40	34	23	14	12	20	0	0	1
SJM-02	5 - 10	720	426	484	286	251	33	23	2
	10 - 20	220	179	148	67	77	9	0	35
	20 - 40	103	85	69	22	36	3	0	7
	>40	48	44	32	5	17	0	0	1
ESA-02	5 - 10	403	318	348	78	55	10	0	3
	10 - 20	219	212	189	15	30	4	0	12
	20 - 40	79	76	68	3	11	2	0	2
	>40	7	5	6	1	1	1	0	0
ESA-03	5 - 10	603	596	592	8	11	14	0	15
	10 - 20	352	337	345	10	7	22	0	16
	20 - 40	101	103	99	2	2	2	0	6
	>40	16	16	16	0	0	0	0	0

O teste de qui-quadrado aplicado, indicou que para SJM-01 e SJM-02 tanto os resultados do número de indivíduos sobreviventes, quanto os mortos, são estatisticamente diferentes do esperado para as classes (Tabela 2).

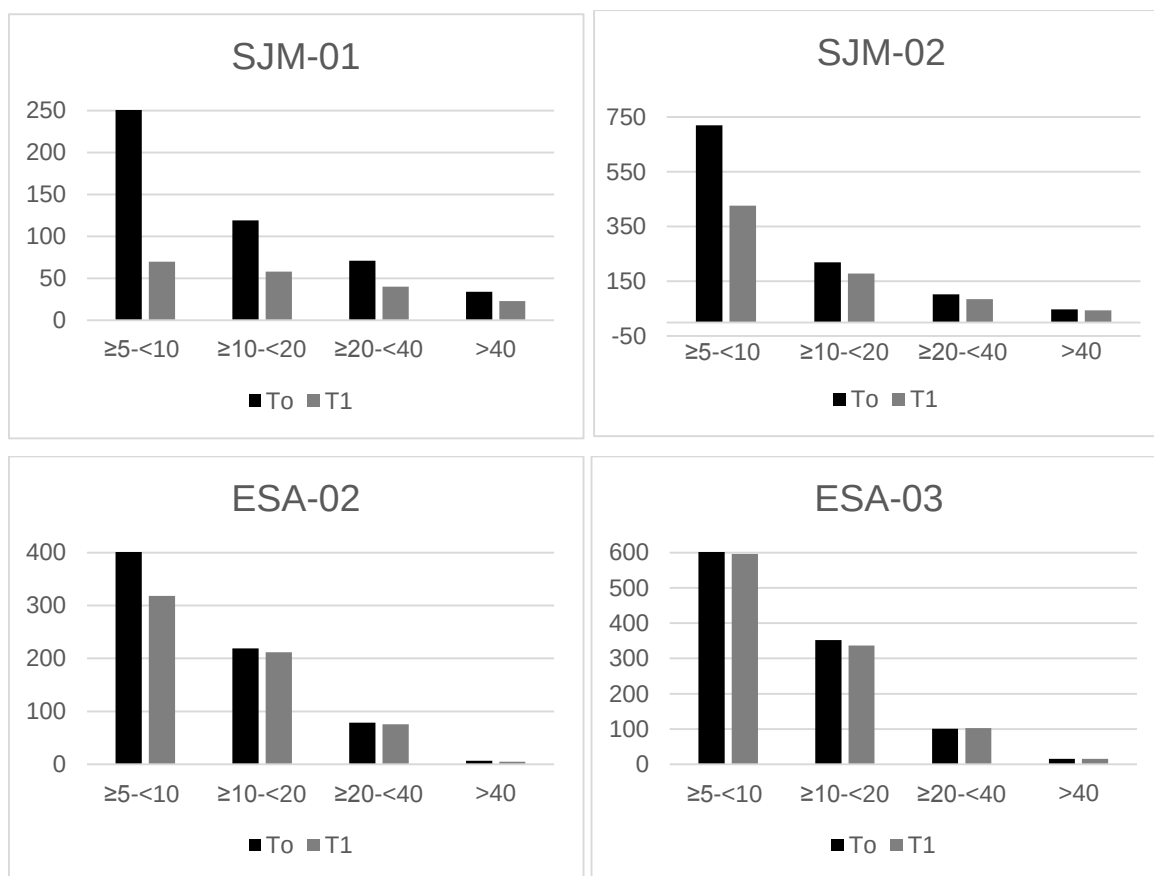
Para ESA-02, o resultado da análise indicou que para os indivíduos sobreviventes os valores encontrados, são iguais aos observados. Enquanto para essa mesma parcela, os indivíduos mortos nas classes, são diferentes estatisticamente dos valores esperados. Na ESA-03, os valores encontrados para os indivíduos sobreviventes e mortos nas classes diamétricas, são iguais estatisticamente aos valores esperados.

Capítulo 5 - Tabela 2 - Resultado do teste Qui-quadrado para os dados de indivíduos vivos e mortos

Parcela	Vivos		Mortos	
	X ²	p-valor	X ²	p-valor
SJM-01	22,846	0,00*	8,9445	0,03*
SJM-02	21,308	0,00*	19,745	0,00*
ESA-02	6,4307	0,09	22,565	0,00*
ESA-03	0,39887	0,94	3,0374	0,39

No que diz respeito as classes de diâmetros, todas as parcelas mantiveram o padrão de J-reverso, que indicam a ocorrência de maior número de indivíduos de diâmetros menores (Figura 10). Porém na parcela SJM-01 não foi obtido o padrão J-reverso após o incêndio sofrido na área.

Capítulo 5 - Figura 10 – Distribuição diamétrica em cada uma das parcelas.



3.1.2 Discussão

Os resultados obtidos refletem a atual condição pós incêndio das áreas estudadas. Onde os incêndios sofridos causaram modificações profundas na estrutura e composição da vegetação arbórea nas parcelas SJM-01, SJM-02 e ESA-02.

As parcelas do Assentamento Florestan Fernandes demonstram claramente a alteração severa que um incêndio pode causar em uma área florestal de fragmento remanescente de vegetação. As taxas de rotatividade, mortalidade e variação líquida do número de indivíduos e área basal deixam claro a transformação ocorrida no fragmento em questão.

Muito provavelmente existe também na área uma relação com o efeito de borda, pois as parcelas estudadas no AFF estão relativamente próximas da borda do fragmento. Reconhecidamente as taxas de rotatividade da vegetação, são maiores nas bordas em função da instabilidade natural que ocorre nestes locais do fragmento (Oliveira-Filho *et al.*, 2007).

Além disso, em fragmentos os incêndios podem agir com maior intensidade em função da matriz de paisagem (Brando *et al.*, 2014). A reserva de vegetação do AFF está inserida em uma matriz agropecuária e não existe nenhum método de controle de incêndio na área, como por exemplo, aceiros. Portanto o fogo pode facilmente adentrar a floresta e se espalhar no seu interior, facilitado pelas pressões antrópicas (Barlow *et al.* 2016, Brando *et al.*, 2014).

As parcelas do AFF são de tipologia florestal, com pouca ou praticamente nenhuma influência de espécies do cerrado, existindo na área espécies de ampla ocorrência entre estas fitofisionomias. Isso confere uma baixa resiliência da vegetação a incêndios.

Nessas áreas as espécies são morfologicamente pouco adaptadas aos incêndios, elevando a mortalidade (Prestes *et al.*, 2020). A área além de ser um fragmento, também passou por exploração seletiva de madeira e a combinação fogo com exploração florestal, potencializa a mortalidade das árvores (Andrade *et al.*, 2020).

No caso da parcela ESA-02, foi possível verificar resultados de taxas de rotatividade, mortalidade e variação líquida do número de indivíduos e área basal inferiores as parcelas SJM-01 e 02. Foi registrada uma pequena redução da área basal quando comparado com as parcelas do AFF.

Cabe destacar que não foi mensurada a intensidade dos incêndios nas áreas, mas algumas características das áreas da E. E. da Serra das Araras, podem ter levado a essa diferença, como por exemplo a matriz de paisagem. A parcela ESA-02, encontra-se em área de vegetação nativa que embora a região tenha sido ocupada e explorada em décadas anteriores (entre 30 e 40 anos atrás), atualmente não existe sinais de degradação ou interferência humana na região onde encontra-se a parcela.

Conforme Andrade *et al.* (2020), a resiliência de áreas florestais aos incêndios, depende da intensidade do fogo na vegetação e da sua estrutura anterior ao incêndio. Áreas florestais mais alteradas, são mais frágeis e susceptíveis a distúrbios causados por fogo (Barlow *et al.*, 2016; Brando *et al.*, 2014).

Outra questão se relaciona à fitofisionomia, pois apesar da área ser uma floresta estacional semidecidual a parcela está em uma região de contato com cerrado *stricto sensu*. Portanto, existe a influência das fitofisionomias de cerrado na área estudada e é possível encontrar espécies morfológicamente mais adaptadas a resistirem a incêndios, ao contrário de áreas florestais como a do AFF (Prestes *et al.*, 2020).

A resiliência de áreas como as estudadas dependem entre alguns fatores da composição de espécies, pois áreas com espécies mais tolerantes ao fogo, ou que apresentem rebrota pós mortalidade, conseguem se recuperar mais facilmente dos efeitos dos incêndios (Brando *et al.*, 2014). Em ambas as áreas avaliadas foi possível observar a rebrota de indivíduos pós incêndio, porém isso foi mais marcante na parcela ESA-02, fruto da composição florística da área.

Porém, se compararmos a parcela ESA-02 e SJM-02, os valores obtidos para essas parcelas são próximos nas taxas anuais avaliadas para N e AB, todavia a área basal da ESA-02, foi menos impactada pelo incêndio. Isso ocorreu principalmente pela taxa de mortalidade e o tempo decorrido entre os inventários, pois o intervalo entre medições da SJM-02 foi maior do que o da ESA-02 e portanto, acabou causando equilíbrio nas métricas anuais de mortalidade, tanto no que diz respeito aos valores de N e também de AB.

Os resultados da taxa anual de mortalidade, taxa de rotatividade e variação líquida, demonstram que é de suma importância a avaliação periódica da vegetação em áreas impactadas por incêndios, para que se tenha resultados mais robustos e

precisos sob o impacto dos mesmos (Betts; Malhi; Roberts, 2008; Sato *et al.*, 2016). Foi constatado um falso resultado de igualdade entre essas métricas avaliadas da ESA-02 e SJM-02, porém isso ocorreu em função do intervalo entre as amostragens, que influenciam na detecção dos impactos sofridos pelos incêndios (Berenguer *et al.*, 2021).

Quando comparada somente a mortalidade, sem levar em consideração o período decorrido entre os inventários é nítida a maior mortalidade ocorrida nas áreas do AFF, quando comparado com as da E. E. da Serra das Araras.

Em todas as parcelas avaliadas os inventários pós incêndios foram realizados aproximadamente um ano após o distúrbio. Conforme Berenguer *et al.* (2021), nesse curto espaço de tempo não é possível captar totalmente os impactos, principalmente no que diz respeito a perda de biomassa.

Além disso, o fogo irá agir na regeneração e no banco de sementes, tornando as espécies resistentes ao fogo mais abundantes e reduzindo as menos tolerantes (Brando *et al.*, 2012). Por isso as áreas em questão, devem ser reavaliadas com o objetivo de acompanhar os efeitos dos incêndios nestas parcelas permanentes (Betts; Malhi; Roberts, 2008), auxiliando na descrição dos processos de dinâmica de florestas pós incêndios.

Tal resultado pode ter ocorrido justamente em função da fitofisionomia dos locais, reforçando a teoria de que as áreas florestais em contato direto com o cerrado, possuem maior resistência aos incêndios florestais. Isso pode ocorrer em função da composição das espécies, além da intensidade dos incêndios que podem ter sido diferente em função da matriz da paisagem e do grau de perturbação em que se encontram as áreas.

Quanto a área basal, fica evidenciado pela pequena diferença constatada na parcela ESA-02 que nestas áreas os indivíduos mais jovens foram os mais impactados pelo incêndio, ocorrendo maior mortalidade nas classes inferiores de diâmetro conforme resultado das análises realizadas. O mesmo ocorreu para as parcelas SJM 01 e 02, porém, além de maior mortalidade nestas, também é possível verificar mortalidade considerável nas classes intermediárias de diâmetro, ocasionando uma maior redução da área basal nestes locais.

Os resultados encontrados para o presente estudo, vão ao encontro de outros autores (Silva *et al.*, 2020; Ribeiro *et al.*, 2012), que também evidenciam

maior mortalidade nos espécimes de menores diâmetros, após o efeito de incêndios. Os indivíduos mais jovens possuem menor resistência aos incêndios (Medeiros; Miranda, 2005), enquanto árvores maiores possuem maior capacidade de resistirem aos incêndios (Peixoto *et al.*, 2012; Sato *et al.*, 2016).

A mortalidade de muitos indivíduos de diâmetros inferiores pouco irá influenciar na área basal e biomassa dessas áreas, conforme resultados encontrados no capítulo 4 apresentados nesta tese, porém, agirá com grande intensidade na estrutura, alterando a riqueza de espécies (Araujo *et al.*, 2013; Prestes *et al.*, 2020).

Foi observado redução na riqueza de espécies nas parcelas SJM-01 e 02 e na ESA-02, isso muito em função da grande quantidade de espécies raras que se faziam presentes no primeiro inventários e com o fogo foram eliminadas, portanto os incêndios registrados possuem o potencial de causar a extinção local de espécies, causando impactos na integridade do ecossistema (Steege *et al.*, 2013; Cochrane; Schulze, 1999).

Apesar da maior mortalidade de indivíduos de diâmetros inferiores, foi possível constatar que a distribuição diamétrica permaneceu com a característica do J-reverso nas parcelas SJM-02 e ESA 02 e 03, onde a maior quantidade de indivíduos, são das classes de menores diâmetros, diminuindo a frequência conforme aumenta-se os diâmetros.

Conforme Andrade *et al.* 2020, a permanência da distribuição diamétrica no formato de J-reverso, indicam que apesar dos impactos sofrido em consequência dos incêndios, as parcelas afetadas não perderam a capacidade natural de se recuperar após a ocorrência do distúrbio. Porém, é necessário cuidado nesta afirmação, pois conforme relatado, os inventários pós incêndios foram realizados no presente estudo um ano após o distúrbio e conforme já discutido é preciso um maior tempo para a real verificação dos impactos sofridos.

Esse padrão de J-reverso não foi evidente na parcela SJM-01, indicando que esta foi altamente impactada pelo incêndio e que pode ter perdido a sua resiliência e o potencial de se recuperar de tal impacto (Andrade *et al.*, 2020).

A parcela SJM-01 possuía área basal de 14,64 m²/há, valor este considerado baixo em função das explorações seletivas sofridas, e após o incêndio, passou a ter um valor de 9,64 m²/ha, isso demonstra o poder que um incêndio possui em

moldar áreas florestais e reduzir expressivamente a área basal e consequentemente a biomassa viva destas áreas.

O valor de área basal remanescente da SJM-01 é compatível com áreas de fitofisionomia de cerrado típico, motivo este que faz com que áreas com degradação severa por fogo, não devem ser levado em consideração para a definição de fitofisionomias, principalmente se avaliada somente a área basal, sem considerar a composição de espécies. O fogo ao selecionar as espécies mais resistentes (Kennard *et al.*, 2002), reduzirá a área basal, podendo levar a interpretações errôneas a respeito das fitofisionomias, principalmente na transição/contato entre floresta e cerrado, se avaliada somente a área basal.

Os resultados da ESA-03 demonstram que na ausência de incêndios como o que impactou as demais parcelas, ocorre a estabilização da área. A mortalidade é baixa e ocorre de maneira natural, destacando que mesmo que o incêndio não tenha atingido diretamente a área desta parcela, é possível observar pequenos sinais de fogo na área avaliada, porém pelos resultados, com intensidade insuficiente para causar alteração na vegetação arbórea.

Cabe destacar que mesmo sem o incêndio impactando a área, os valores de mortalidade observados podem ser em função da sucessão natural que vem ocorrendo, pois a área da ESA-03, assim como da ESA-02, é composta por uma vegetação secundária que co-habita com a presença abundante e dominante da palmeira *Attalea speciosa* Mart. ex Spreng. (Moraes *et al.*, 2021).

Nesta parcela (ESA-03), as espécies pioneiras, podem estar dando lugar as espécies secundárias, além disso a mortalidade observada para ESA-03 está de acordo com os resultados observados por outros autores (Oliveira-Filho *et al.*, 2007; Silva *et al.*, 2020), em áreas naturais, sem o efeito do fogo, inclusive pela análise realizada a mortalidade dentro das classes de diâmetro, é compatível com os valores esperados na ESA-03.

Os resultados, de maneira geral, apontaram que a parcela com maior interferência antrópica (SJM-01), que está localizada próxima a borda do fragmento e sofreu mais severamente com explorações seletivas, foi a mais impactada pelo incêndio. Seguido pela SJM-02, que possui uma exploração seletiva mais moderada e está localizada mais distante da borda do fragmento.

A parcela ESA-02 não sofre o efeito de borda e encontra-se em uma matriz de paisagem de vegetação nativa, motivo esse que pode ter levado a mortalidade ser menor nesta parcela do que nas duas anteriores. Esse resultado vai ao encontro dos resultados de Berenguer *et al.*, (2021), Brando *et al.*, (2014) e Oliveira-Filho *et al.*, (2007), que em seus estudos apontaram que as áreas mais alteradas por ação humana, sofrem maior mortalidade quando atingidas por incêndios.

Os resultados da ESA-03, apontaram que na ausência de incêndio, essas áreas florestais seguem a sua dinâmica, independente de se tratar de uma área de vegetação primária ou secundária. Caso as demais parcelas não tivessem sido atingidas pelos incêndios, não teriam uma mortalidade tão elevada como a observada no presente estudo. Portanto, o fogo agiu como modificador, alterando a sucessão florestal destas áreas as quais já passaram por interferências humanas em décadas anteriores.

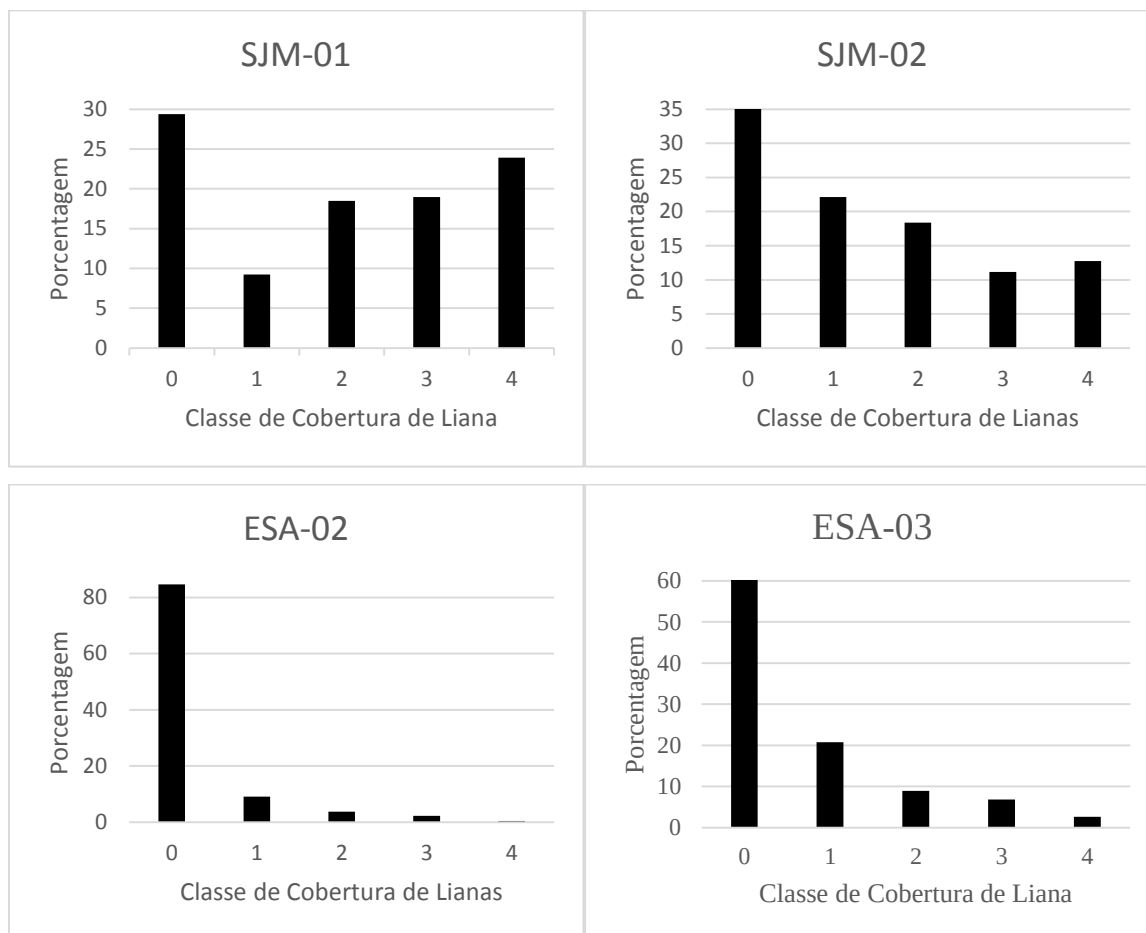
3.2 Carga de Lianas

3.2.1 Resultados

No Assentamento Florestan Fernandes, na parcela SJM-01, 70,62% dos indivíduos arbóreos inclusos no inventário florestal, estavam infestados por lianas, na SJM-02 esse valor foi de 64,36%. Nas parcelas da E. E. da Serra das Araras, o valor encontrado foi de 15,40% para ESA-02 e 39,21% para ESA-03.

Os resultados, apontaram que no geral a infestação de lianas ocorre de maneira decrescente, ou seja a maior proporção de espécimes não são infestadas por lianas, ou possuem baixa infestação por lianas. Exceto na parcela SJM-01, onde foi possível observar um aumento na infestação das classes 1 para a classe 4 (Figura 11).

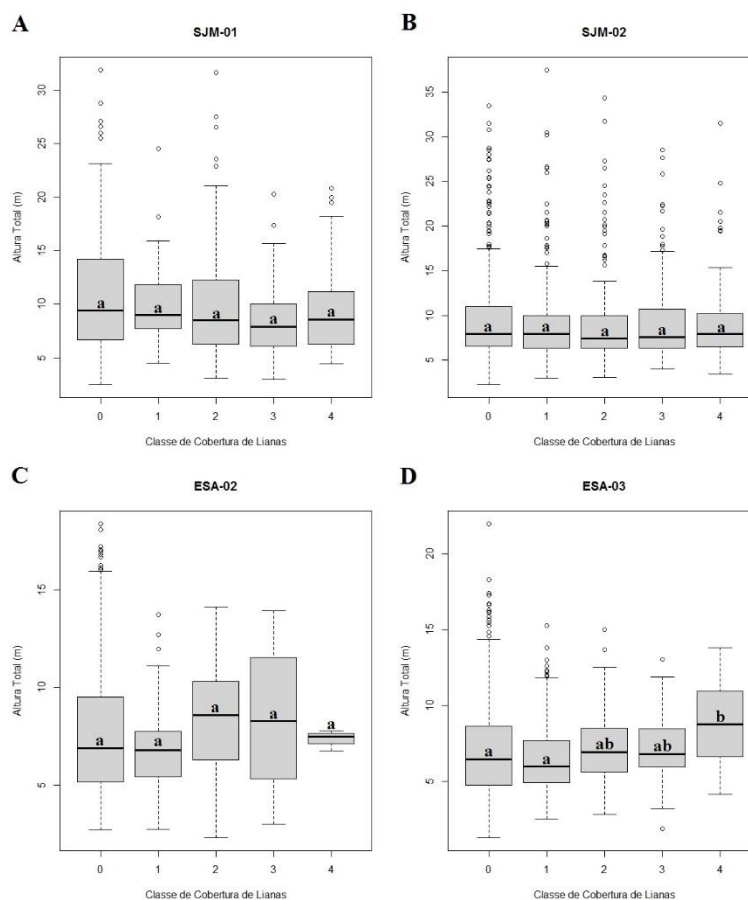
Capítulo 5 - Figura 11 – Classe de cobertura de lianas em cada uma das parcelas amostradas.



Quanto a relação da carga de lianas com a altura das árvores, foi possível verificar que para as parcelas SJM 01, 02 e ESA 02, ocorre uma aleatoriedade nas classes de infestação em relação à altura das árvores (Figura 12 – A, B e C). As classes de infestação, ocorrem independente das alturas, podendo uma árvore do estrato inferior do dossel possuir um nível de infestação acima de 75% de lianas, assim como as árvores emergentes podem não possuir carga de lianas.

Na parcela ESA-03, a análise demonstrou que existe diferença significativa entre as classes de cobertura de lianas 0 e 1 com a classe 4, onde as árvores mais altas, possuíam maior infestação de lianas (Figura 12 – D).

Capítulo 5 - Figura 12 - Boxplot do teste realizado entre a altura e as classes de infestação de lianas em cada uma das parcelas amostradas.



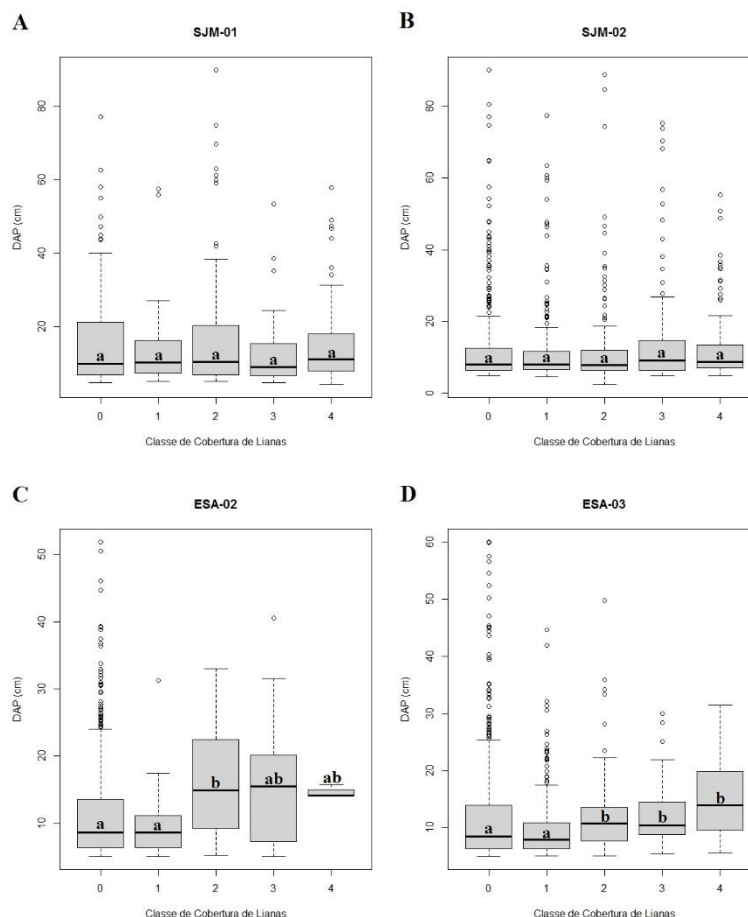
Legenda: Classes de vegetação seguidas de mesma letra, não diferem entre si a 5% de significância pelo teste estatístico realizado.

No que se refere a relação entre o Diâmetro a 1,30 m do solo (DAP) com a carga de lianas, para as parcelas SJM 01 e 02, repetiu o mesmo resultado encontrado para altura, não tendo diferença significativa entre as classes de infestação em função do DAP, portanto, a infestação das árvores destas parcelas, se deu independente do diâmetro das mesmas (Figura 13 A e B).

Para a parcela ESA 02, foi constatado significância pelo teste aplicado entre as classes 0 e 1 com a classe 2 (Figura 13 C). Para ESA 03 foram diferentes estatisticamente as classes 0 e 1 com as classes 2, 3 e 4 (Figura 13 D).

No caso da ESA 02, a classe 2, concentra as árvores de maiores diâmetros, juntamente com a classe 3, e para ESA 03, pode-se considerar que aumenta a infestação, conforme aumenta-se o diâmetro das árvores, sendo que os espécimes de maiores diâmetros, concentram maiores infestações de lianas.

Capítulo 5 - Figura 13 - Boxplot do teste realizado entre a altura e as classes de infestação de lianas em cada uma das parcelas amostradas.



Legenda: Classes de vegetação seguidas de mesma letra, não diferem entre si a 5% de significância pelo teste estatístico realizado.

Nos resultados da correlação entre o índice de iluminação da copa e a infestação por lianas, foi possível constatar uma correlação negativa significativa, somente na parcela SJM-01 (Tabela 3) e para as demais parcelas avaliadas neste estudo o teste aplicado não indicou significância nos resultados.

Mesmo não sendo significativo, os resultados indicaram que na parcela SJM-02 ocorre uma correlação negativa, similar aos resultados da parcela SJM-01, que se mostrou significativo. Enquanto nas parcelas ESA 01 e 02, ocorre uma correlação com valor positivo, ou seja, aumentando a infestação de lianas, conforme se aumenta o índice de iluminação da copa.

Capítulo 5 - Tabela 3 - Resultado da correlação entre a iluminação da copa e a infestação de lianas em cada uma das parcelas amostradas.

Parcela	Correlação	p-valor
SJM-01	-0,110	0,023*
SJM-02	-0,026	0,413
ESA-02	0,024	0,528
ESA-03	0,046	0,1283

3.2.2 Discussão

Os resultados encontrados para a infestação de lianas podem ter ocorrido em função de alguns fatores, como por exemplo a fitofisionomia da área. As Lianas são mais abundantes em áreas florestais do que em vegetações típicas de cerrado (Maracahipes *et al.*, 2011; Sfair *et al.*, 2012).

Apesar das parcelas ESA-02 e 03, possuírem uma fitofisionomia florestal, estas possuem elementos e espécies típicas de áreas de transição/cerrado e encontram-se conectadas com vegetação de cerrado *stricto sensu*. Podendo a diferença entre as fitofisionomias das áreas estudadas influenciar na menor infestação por lianas nas parcelas da E. E. da Serra das Araras.

Outro fato que pode ter potencializado a ocorrência de lianas nas áreas do AFF e atenuado nas parcelas da ESA, é o grau de conservação em que se encontram. As lianas tendem a ocorrerem em maior número em áreas perturbadas/degradadas (Voltolini; Wludarski; Da Silva, 2009; Putz, 1984), que é o caso das áreas estudadas no AFF. Além da ocorrência de incêndios que resultou em uma alta mortalidade de árvores da área (Olivo-Neto; Carniello (no prelo)), trata-se de um fragmento, isolado em uma matriz de paisagem agropecuária, que sofreu exploração seletiva de madeira.

Nas áreas estudadas do AFF, por se tratar de um fragmento, ocorre o efeito de borda e as lianas são registradas com maior abundância na borda do que no interior e fragmentos (Voltolini; Wludarski; Da Silva, 2009), destacado que as parcelas SJM-01 e 02, estão localizadas na borda de um fragmento de aproximadamente 200 hectares.

As constatações anteriores, justificam a maior infestação de lianas nos espécimes do AFF. Inclusive corroborando com os resultados encontrados para a parcela SJM-01, a mais próxima da borda e mais degradada desse estudo, onde ocorre um grande número de indivíduos (42,89%) com mais de 50% de sua copa, infestados por lianas.

As parcelas ESA-02 e 03, são parcelas em estágio avançado de sucessão ecológica e apesar do incêndio ocorrido na ESA-02, no ano de 2020, o respectivo impacto na vegetação foi baixo, quando comparado com as áreas do AFF. Neste sentido, a menor infestação das árvores destas duas parcelas ocorre também em função da tendência natural da sucessão, pois o fechamento do dossel resulta na diminuição da abundância e consequentemente controla a infestação das lianas (Engel; Fonseca; Oliveira, 1998).

Além dos fatores citados anteriormente, as parcelas ESA-02 e 03, possuem dominância da espécie *Attalea speciosa* Mart. ex Spreng., conforme Moraes *et al.*, (2021), as palmeiras limitam a ocorrência das lianas nestas áreas, fato esse também relatado por outros autores (Sfair *et al.*, 2016; Cox *et al.*, 2019) para fitofisionomias florestais. Isso pode ter levado a uma menor infestação por lianas nas áreas da ESA, quando comparado com as do AFF.

No que diz respeito as interações das lianas das áreas estudadas com a dinâmica da vegetação, nas parcelas do AFF a carga de lianas pode ter colaborado com a mortalidade de árvores que atingiu o valor médio de 41,91% nas duas parcelas estudadas na área (Olivo-Neto; Carniello (no prelo)), pois anterior ao incêndio ocorrido, a carga de liana já era elevada, com mais de 70% dos indivíduos arbóreos, infestados por lianas (Souza, 2019).

Como na área das parcelas SJM-01 e 02, é possível observar a “entrelaçamento” de lianas com copas de árvores e classe de cobertura elevada de lianas. Na área pode ocorrer o efeito combinado do peso sobre a copa e o sombreamento, aumentando a chance de quebra das árvores, competição por luz e sufocamento da copa e além disso, espécimes mortos pelo efeito o fogo, ao caírem podem ter derrubado árvores conectadas, aumentando o tamanho das clareiras e consequentemente a mortalidade de árvores da área (Putz, 1984).

Os resultados encontrados da relação entre infestação de lianas para Altura e DAS das parcelas do AFF (SJM-01 e 02), são frutos da condição em que se

encontra a conservação da área. Os resultados mostraram que nessa área as árvores são altamente ocupadas por lianas e não existe uma preferência das mesmas por forófitos maiores em altura e diâmetros, pois as lianas estão ocupando toda a área e não preferencialmente os estratos superiores do dossel.

De maneira geral, em todas as análises realizadas para ESA 02, a baixa infestação por lianas registradas para área, pode ter influenciado nos resultados obtidos no presente estudo, pois assim como na ESA 03, foi observada maior infestação em árvores maiores em diâmetro e altura, mesmo que para ESA 02, isso não tenha ficado evidente pela análise realizada.

De maneira geral as lianas tendem a escalarem até as árvores mais altas para obter o máximo de luminosidade (Malizia; Grau, 2006). Como nas parcelas SJM-01 e 02 as áreas encontram-se degradadas, principalmente pelo último incêndio registrado, que causou grande mortalidade de árvores e consequentemente uma grande abertura do dossel, não existe na área uma competição entre árvores e lianas por luminosidade. Por esse motivo, na área, não existe relação entre a infestação por lianas, com árvores maiores em altura e diâmetros.

Em áreas com elevado distúrbio, ocorre maior infestação por lianas, por se tratar de um ambiente com luminosidade abundante, apresentando também grande disponibilidade de suporte em árvores jovens da regeneração, que conforme relatado por autores (Putz, 1984; Hegarty; Caballé, 1991), quando ocorre abundância de luz a infestação por lianas é determinada pela disponibilidade de forófitos e não pelas características dos forófitos.

Nas parcelas do Florestan Fernandes, é possível observar uma grande carga de lianas se desenvolvendo sob o material lenhoso morto (árvores caídas ou quebradas), que se estende para os espécimes em regeneração e escala até as árvores sobreviventes. Isso resulta em um grande entrelaçamento de lianas pelas áreas amostradas.

A discussão anterior, vai ao encontro dos resultados encontrados para o presente estudo. Pela análise de correlação realizada entre o índice de luminosidade da copa (IIC), com o índice de infestação por lianas, apontaram que para as parcelas ESA-02, ESA-03 e SJM-02, as correlações entre os dados não foram significativas. Porém, para a parcela SJM-01, ocorre uma correlação negativa

e significativa entre as variáveis analisadas, indicando que conforme aumenta a luminosidade, diminui a carga de liana nas árvores, em função da disponibilidade de luz ser tão abundante nas parcelas do AFF, que a infestação está sendo determinada por outros fatores.

O resultado da correlação negativa para SJM-01 e 02, é reforçado pelo resultado encontrado para ESA-02 e ESA-03, pois enquanto nas parcelas do Florestan Fernandes, ocorre correlação negativa, nas parcelas da Serra das Araras esse valor é positivo. Mesmo não ocorrendo significância é possível observar que em áreas mais estruturadas (estabilizadas ecologicamente), os resultados correspondem aos obtidos por Sfair *et al.* (2012) e por Putz (1984), indicando que as lianas infestam forófitos com maior IIC.

Esses resultados demonstram que em áreas nativas estabilizadas como a ESA-03 ou com baixa degradação como a ESA-02, os resultados vão ao encontro dos observados pelos autores citados anteriormente (Putz, 1984; Sfair *et al.* 2012). Demonstrando que as lianas ocupam com maior intensidade forófitos maior em altura e pelos resultados do presente estudo é possível afirmar que o mesmo ocorre para o DAS, talvez motivado pela relação existente entre DAS e Altura das árvores.

Porém, quando as alterações são elevadas, como no caso das parcelas SJM 01 e 02, não existe uma preferência das lianas por forófitos maiores e as mesmas ocorrem de forma abundante nas áreas, em função das condições serem favoráveis para o seu desenvolvimento.

De maneira geral, os resultados encontrados para infestação de lianas nas árvores respondem à condição de conservação das áreas estudadas. Onde a abundância e interação de lianas com os forófitos, irá responder a condição ambiental, fitofisionomia do local e ao estresse cuja a qual as áreas foram submetidas.

3.3 Caracterização do Solo

Quanto as propriedades físicas de areia, silte e argila, foi possível constatar que os solos da ESA-02 e 03, assim como da parcela SJM-01, são solos mais arenosos, quando comparados com o solo da parcela SJM-02, que apresenta maior quantidade de argila. A física do solo praticamente não sofre com o efeito de fogo,

exceto quando esse ocorre em altas intensidades ($>500^{\circ}\text{C}$) e de maneira recorrente (Mattos; Bertolino; Bertolino, 2022).

No que diz respeito ao pH, a parcela ESA-03, apresenta acidez elevada em todas as camadas analisadas, na parcela ESA-02, o pH indica uma acidez fraca em todas as camadas, que é considerado como o valor ótimo para o desenvolvimento das espécies (Prezotti; Guarçoni, 2013).

As parcelas SJM-01 e 02, apresentam valores de pH superiores a 7 em todas as camadas, indicando solos calcários, ocorrendo em solos com esses valores de pH a redução acentuada na disponibilidade dos micronutrientes Zn, Cu, Fe e Mn (Prezotti; Guarçoni, 2013).

Pelos resultados das análises, a disponibilidade de Fe é menor nas parcelas SJM-01 e 02, assim como na parcela ESA-02, principalmente na camada mais superior do solo (0-10 cm), quando comparado com a ESA-03. A acidez observada na parcela ESA-03 é reforçada pelos resultados do alumínio e alumínio saturado encontrado nas análises, pois o baixo pH, aumenta a solubilidade de alumínio no solo, diminuindo também a disponibilidade dos micronutrientes e macronutrientes de maneira geral (Prezotti; Guarçoni, 2013. Soares *et al.*, 2015).

Realizando uma comparação, os valores encontrados para ESA-03 de P, K, Ca, Mg, Mn, Zn, foram menores do que os encontrados nas outras parcelas. Porém, conforme Soares *et al.*, (2015), quando o pH se encontra com valores em torno de 5,2 a 5,3, o alumínio não causa danos as raízes. Conforme observado os valores na parcela ESA-03, ficam próximos destes valores, portanto a presença desse elemento no solo, pode não ser prejudicial para as espécies.

Ainda se tratando da acidez dos solos, a acidez total ($\text{H}+\text{Al}$) observado na ESA-03, são considerados altos ($>5,0 \text{ cmolc/dm}^3$) em todas as profundidades avaliadas, enquanto na ESA-02, foi possível se obter valores considerados médios de acidez total ($2,5 - 5 \text{ cmolc/dm}^3$) (Prezotti; Guarçoni, 2013). Nas parcelas do AFF, os valores são considerados baixos ($<2,5 \text{ cmolc/dm}^3$).

Esse valor alto de $\text{H}+\text{Al}$ encontrados, indicam solos ricos em matéria orgânica, principalmente se estes apresentarem baixos valores de pH, como é o caso da ESA-03 (Prezotti; Guarçoni, 2013).

A parcela ESA-03 foi a única entre as avaliadas que não passou por incêndio. Conforme Certini (2005), o pH, tende a aumentar após um incêndio.

Mesmo que a amostragem de solo tenha sido realizada após um longo período pós incêndio, os valores de pH mais elevados das parcelas que não sofreram com os incêndios, podem ser fruto do efeito do incêndio ocorrido.

Quanto maior a intensidade do incêndio maior será o aumento do pH (Agbeshie *et al.* 2022). Pela elevada mortalidade de árvores registradas nas parcelas SJM-01 e 02 foi possível constatar que o incêndio ocorrido foi de alta intensidade, talvez essa maior intensidade tenha colaborado para os valores mais elevados de pH nestas parcelas, principalmente pelo resultado da SJM-01, que foi a parcela mais impactada pelo fogo e com pH mais elevado.

No que diz respeito a soma de bases (S), as parcelas SJM-01 e 02, apresentam alto valores de saturação por bases ($>5 \text{ cmolc/dm}^3$) em todas as profundidades analisadas (Prezotti; Guarçoni, 2013). Na ESA-02, em todas as profundidades os valores são considerados médios ($2,0 - 5,0 \text{ cmolc/dm}^3$) (Prezotti; Guarçoni, 2013). Enquanto na ESA-03, os resultados apontam para valores considerados médios até os 30 cm de profundidade, com valor baixo entre 30 e 50 cm de profundidade ($<2,0 \text{ cmolc/dm}^3$) (Prezotti; Guarçoni, 2013).

As parcelas SJM-01 e 02, apresentam valores de saturação por base (V) considerados altos ($> 70\%$) em todas as profundidades (Soares *et al.*, 2015). Na ESA-02 foi possível se obter valores médios nas profundidades estudadas ($50 - 70\%$), enquanto na ESA-03, os resultados de V encontrados apontam para uma baixa saturação por base em todas as profundidades ($<30\%$) (Soares *et al.*, 2015).

Quanto maior a saturação por bases, menor será a acidez do solo e consequentemente menor os valores de H^+Al obtidos. A soma das bases e consequentemente a saturação por base, também é influenciada pelos incêndios, ocorrendo um aumento pós incêndio (Agbeshie *et al.* 2022). No presente estudo, os menores valores ocorreram justamente na parcela que não foi atingida por incêndios (ESA-03).

A CTC, na superfície do solo das parcelas SJM-01 e 02, possuem valores considerados altos ($>10 \text{ cmolc/dm}^3$), e nas demais profundidades são considerados médios ($4,5 - 10 \text{ cmolc/dm}^3$) (Prezotti; Guarçoni, 2013). Assim como em todas as profundidades avaliadas para ESA-02 e 03, possuem valores de CTC considerados médios.

Quanto maior o valor da CTC, maior será o poder tampão do solo (Prezotti; Guarçoni, 2013). Ou seja, solos com valores alto de CTC necessitam de maior quantidade de calcário em uma possível adubação para se alterar o pH.

Nenhum dos resultados superou o valor de 15 cmolc/dm³, que indica presença de argila 2:1 na fração argila (Sobral *et al.* 2015). Porém, nas parcelas ESA-02 e 03 os valores em todas as profundidades são inferiores a 5 cmolc/dm³, que indicam baixo teor de argila ou predominância de argila 1:1 como a caulinita (Sobral *et al.*, 2015).

A parcela ESA-03, foi a única que apresentou saturação por Al (m), porém estes valores apesar de detectáveis nas análises, são considerados baixos nas profundidades até 30 cm (<30%) e médio entre 30 e 50 cm (30 – 50%) (Prezotti; Guarçoni, 2013). Para que não seja prejudicial às plantas, o ideal é que os valores de m, sejam iguais a zero (Prezotti; Guarçoni, 2013), similar aos obtidos nas demais parcelas do estudo e isso ocorre em áreas onde o pH é superior a 5,5, que não é o caso da ESA-03.

Quanto ao P no solo, na parcela SJM-01, os resultados apontam que em todas as profundidades os valores são satisfatórios para as espécies florestais, assim como até os 10 cm de profundidade da parcela SJM-02, por serem considerados médios (6 – 8 mg/dm³), alto (9 – 16 mg/dm³) ou muito alto (>16 mg/dm³) (Prezotti; Guarçoni, 2013). Nas demais profundidades da parcela SJM-02, assim como nas parcelas ESA-02 e 03 é possível que os espécimes sofram com a baixa disponibilidade deste elemento no solo, que são encontrados com valores muito baixo (0 – 2 mg/dm³) ou baixo (3 – 5 mg/dm³) (Prezotti; Guarçoni, 2013).

Os valores de P tendem a aumentar após um incêndio, principalmente nas porções superiores do solo (Agbeshie *et al.* 2022). Pelos resultados foi possível constatar que nas parcelas que sofreram efeito de incêndios o teor de P é maior, principalmente entre 0 – 10 cm.

Nas parcelas SJM-01 e 02, assim como na ESA-03, os valores encontrados para K, são considerados médios (30 – 60 mg/dm³) (Sobral *et al.*, 2015). Na ESA-02, entre 0 – 10 cm de profundidade os valores também são médios, enquanto entre 10 – 50 cm, os resultados são baixos (<30 mg/dm³) (Sobral *et al.*, 2015).

Quanto ao Ca no solo, as parcelas do AFF apresentam alto teor do elemento no solo (>3,0 cmolc/dm³) (Sobral *et al.*, 2015). A ESA-02, apresenta valores

considerados médios ($1,6 - 3,0 \text{ cmolc/dm}^3$), enquanto na ESA-03 os resultados apontam para baixa quantidade de Ca no solo (Sobral *et al.*, 2015).

O Mg foi encontrado em quantidade alta ($>1,0 \text{ cmolc/dm}^3$) nos solos das parcelas SJM-01 e 02 e na ESA-02 (Sobral *et al.*, 2015). Também foi considerado alto o valor encontrado na camada mais superficial do solo da ESA-03 ($0 - 10 \text{ cm}$), sendo que nas demais profundidades analisadas o valor obtido pode ser considerado médio ($0,4 - 1,0 \text{ cmolc/dm}^3$) (Sobral *et al.*, 2015).

Os valores de Ca e Mg no solo, estão diretamente relacionados com a fertilidade dos solos, enquanto solos ácidos apresentam baixas quantidades dos elementos, os de melhores fertilidades apresentam maiores teores dos mesmos (Prezotti; Guarçoni, 2013). Portanto, no que diz respeito esses elementos, as parcelas que sofreram com os incêndios podem ser consideradas de maior fertilidade

No que diz respeito ao micronutriente S, o valor encontrado para todas as parcelas estudadas são baixos ($<5,0 \text{ mg/dm}^3$) (Prezotti; Guarçoni, 2013). Quanto ao Fe, nas parcelas ESA-02 e 03, é alto o teor de ferro em todas as profundidades avaliadas ($>45 \text{ mg/dm}^3$) (Prezotti; Guarçoni, 2013). Nas parcelas SJM-01 e 02, também é alto o teor deste elemento nas camadas mais profundas, porém entre $0 - 10 \text{ cm}$ nestas mesmas parcelas a quantidade de Fe pode ser considerada média ($20 - 40 \text{ mg/dm}^3$), assim como entre $10 - 30 \text{ cm}$ na SJM-01 (Prezotti; Guarçoni, 2013).

De maneira geral o teor de Cu é baixo em todas as parcelas estudadas (Prezotti; Guarçoni, 2013). Foi constatado quantidades consideradas médias nas profundidades $10 - 50 \text{ cm}$ da SJM-02 e de $0-10 \text{ cm}$ da parcela SJM-01 (Prezotti; Guarçoni, 2013).

Se tratando do Zn, nas parcelas SJM-01 e 02 e na ESA-02, foi possível constatar nas partes mais superiores do solo, quantidades altas do elemento ($>2,2 \text{ mg/dm}^3$) (Prezotti; Guarçoni, 2013). O teor de Zn de maneira geral decaiu conforme aumenta-se a profundidade nas parcelas citadas anteriormente, porém, mantendo valores considerados médios ($1,0 - 2,2 \text{ mg/dm}^3$) (Prezotti; Guarçoni, 2013). Na ESA-03 foram considerado baixo os valores encontrados para Zn em todas as profundidades ($<1,0 \text{ mg/dm}^3$) (Prezotti; Guarçoni, 2013).

Para o teor de B no solo, foi encontrado para todas as parcelas nas profundidades avaliadas, valores considerados médios (0,35 – 0,9 mg/dm³) (Prezotti; Guarçoni, 2013). Na porção mais superficial da parcela SJM-01, foi encontrado valor que pode ser considerado alto para o elemento (>0,9 mg/dm³) (Prezotti; Guarçoni, 2013).

Quanto ao Mn, nas referências utilizadas não foi possível se obter parâmetros comparativos (valores de referência), para o método utilizado, porém de maneira geral em todas as parcelas decai os teores obtidos, conforme se aumenta a profundidade. A ESA-03 foi a parcela que apresentou menores valores do elemento, enquanto a SJM-01, apresentou os maiores valores de Mn.

Quanto ao carbono orgânico, foi possível constatar também uma redução em função da profundidade em todas as parcelas. Destaca-se o valor obtido na porção mais superficial do solo na SJM-02 (44 g/ dm³), que foi o mais elevado entre todas as áreas estudadas e praticamente o dobro do valor encontrado nas mesmas profundidades das demais parcelas.

Os resultados de N total, também seguem o padrão observado para o C orgânico, com diminuição conforme se aumenta a profundidade em todas as parcelas. Os valores mais altos foram observados na profundidade de 0 – 10 cm das parcelas SJM-01 e 02, com total de 23%.

Os valores encontrados para C orgânico e N total, podem ser fruto da vegetação típica de cada área e também em função da degradação causada pelos incêndios. As parcelas do AFF, conforme os resultados apresentados neste trabalho, foram altamente impactadas pelos incêndios, apresentando elevada mortalidade da vegetação e conseqüentemente maior depósito de material vegetal em decomposição no solo.

Conforme Santos *et al.* (2008), em áreas florestais é possível verificar maior quantidade de C orgânico no solo e além disso, nas parcelas SJM-01 e 02 conforme relatado é possível verificar muito material vegetativo em decomposição fruto da mortalidade causada pelo incêndio. O maior acúmulo de material vegetal no solo, eleva os teores de C orgânico e também de N total, principalmente nas camadas superiores do solo (Rangel *et al.*, 2008).

O incêndio registrado nas parcelas SJM-01 e 02 e na ESA-02, podem ter influências nos resultados obtidos, principalmente de C orgânico, em função das

cinzas depositadas no solo (Agbeshie *et al.* 2022). A parcela ESA-03, que não passou por incêndio foi a parcela que apresentou resultados diferentes nas propriedades químicas do solo.

As cinzas oriundas dos incêndios é uma fonte de nutrientes para o solo (Zavala; De Celis Silvia; López, 2014). Portanto, as parcelas que sofreram com os incêndios, podem ter incorporado macro e micro nutrientes em função do incêndio registrado.

Em função de não se ter análise de solo usando o mesmo método do presente estudo em data anterior aos incêndios, não é possível afirmar com exatidão que os resultados aqui apresentados são influenciados pelos incêndios. Porém, existem fortes indícios de que alguns macro e micro nutrientes podem ter sofrido efeito do incêndio. Conforme Mattos; Bertolino; Bertolino (2022), os incêndios podem alterar as propriedades mineralógicas e físicas do solo e devem ser levados em consideração para indicar possíveis causas de degradação do solo.

De maneira geral o solo da área onde não ocorreu o incêndio apresenta pH mais baixo, sendo portanto considerado ácido, apresentando Al, que pode ser considerado prejudicial para as espécies do local. Já nas parcelas que foram atingidas por incêndios os teores de macro e micro nutrientes são mais elevados e portanto estão mais disponíveis para as espécies.

As áreas que sofreram com incêndios apresentam também maior CTC, além de pH em condições mais adequadas. Portanto, apesar de terem sido profundamente impactadas no que diz respeito a vegetação arbórea e arbustiva, as condições de solo destas áreas pode possibilitar a recuperação da vegetação.

Por fim, para que seja acompanhado as condições nutricionais destas áreas e poder apontar se os resultados aqui encontrados são frutos dos incêndios, se faz necessários novas amostragens e análise de solos destas áreas ao longo do tempo.

4. CONCLUSÕES

Nas parcelas atingidas por incêndios, foi constatado mudanças (diminuição) consideráveis nos parâmetros de riqueza, abundância e área basal. Influenciando nos índices de diversidade e podendo causar à extinção local de espécies.

Os espécimes mais jovens são mais impactados pelos efeitos do fogo, podendo comprometer a resiliências destas áreas.

Os incêndios agem com maior intensidade no componente arbóreo nas áreas florestais localizadas no bioma Amazônico e em áreas degradadas por extração seletiva de madeira em matriz de paisagem usada para agropecuária.

As áreas florestais localizadas no bioma de Cerrado em contato com fitofisionomias de cerrado e em matriz de paisagem de vegetação nativa, apresentam maior resiliência a incêndios.

Na ausência de incêndios florestais as áreas de vegetação nativa seguem a sua dinâmica natural, apontando que as mudanças da vegetação constatas neste trabalho ocorreram em função dos incêndios.

A carga de liana é maior nas áreas florestais Amazônicas e possuem relação direta com o grau de degradação da área por incêndios e também o efeito de borda e matriz de paisagem.

Áreas florestais em contato com cerrado e com dominância de palmeiras possuem menor carga de lianas.

As áreas impactadas por incêndios avaliadas neste estudo apresentam atualmente boas condições de fertilidade do solo.

5 REFERÊNCIAS

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

ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. D. M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013.

ANDRADE, D. F. C. D.; RUSCHEL, A. R.; AVILA, A. L. D.; GAMA, J. R. V. Composição e estrutura de uma floresta primária atingida por incêndio florestal na Amazônia Oriental. **Ciência Florestal**, v. 30, p. 145-160, 2020.

APG - The Angiosperm Phylogeny Group. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering: APG IV. **Bot J Linn Soc** 181(1):1-20, 2016. <https://doi.org/10.1111/boj.12385>

APPOLINÁRIO, Vivette; OLIVEIRA FILHO, Ary T.; GUILHERME, Frederico AG. Tree population and community dynamics in a Brazilian tropical semideciduous forest. **Brazilian Journal of Botany**, v. 28, p. 347-360, 2005.

BARLOW, J.; LENNOX, G. D.; FERREIRA, J. *et al.* Anthropogenic disturbance in tropical forests can double biodiversity loss from deforestation. **Nature**, v. 535, n. 7610, p. 144-147, 2016.

BERENGUER, E.; LENNOX, G. D.; FERREIRA, J. *et al.* Tracking the impacts of El Niño drought and fire in human-modified Amazonian forests. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, 118(30), 2021. DOI: <https://doi.org/10.1073/pnas.2019377118>

BETTS, Richard A.; MALHI, Yadvinder; ROBERTS, J. Timmons. The future of the Amazon: new perspectives from climate, ecosystem and social sciences. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 363, n. 1498, p. 1729-1735, 2008.

BRASIL. **Ministério das Minas e Energia**. Secretária-Geral. Projeto RADAMBRASIL. Folha; geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação e uso potencial da terra. Rio de Janeiro. 1982.

Brasil. **Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000**. Regulamenta o art. 225, § 1º, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. DOU de 19/07/2000. 2000.

Brasil. **Institutos Nacionais de Ciência e Tecnologia**. Manual de Procedimentos para Herbários. Editora Universitária – UFPE. 2013.

BRASIL. **Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE**. Manual técnico de pedologia : guia prático de campo. Rio de Janeiro, IBGE. P. 133, 2015.

BRASIL. **Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade**. Plano de Manejo da Estação Ecológica da Serra das Araras, Brasília, 2016. p. 259.

BRASIL. **Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária**. Incra nos Estados - Informações gerais sobre os assentamentos da Reforma Agrária. 2017. Disponível em: <https://painel.incra.gov.br/sistemas/index.php> . Acesso em: 10 de jun. de 2022.

BRASIL. **Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE**. Geomorfologia. 2018. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/geociencias/informacoes-ambientais/geomorfologia.html> .Acesso em: 08 de jun. de 2022.

BRASIL. **Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE**. Solos da Amazônia Legal. 2018. Disponível em: https://dados.gov.br/dataset/cren_pedologiaamazonialegal_250 . Acesso em: 08 de jun. de 2022.

Brando, P. M.; Nepstad, D. C.; Balch, J. K.; Bolker, B.; Christman, M. C.; Coe, M.; Putz, F. E. Fire-induced tree mortality in a neotropical forest: the roles of bark

traits, tree size, wood density and fire behavior. **Global Change Biology**, v. 18, n. 2, p. 630-641, 2012.

BRANDO, P. M.; BALCH, J. K.; NEPSTAD, D. C.; MORTON, D. C.; PUTZ, F. E.; COE, M. T.; SILVÉRIO, D.; MACEDO, E. A.; NÓBREGA, C. C.; ALENCAR, A.; SOARES-FILHO, B. S. Abrupt increases in Amazonian tree mortality due to drought–fire interactions. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 111, n. 17, p. 6347-6352, 2014.

BRANDO, P.; MACEDO, M.; SILVÉRIO, D.; RATTIS, L.; PAOLUCCI, L.; ALENCAR, A.; COE, M.; AMORIM, C. Amazon wildfires: Scenes from a foreseeable disaster. **Flora**, v. 268, p. 151609, 2020.
<https://doi.org/10.1016/j.flora.2020.151609>

CERTINI, Giacomo. Effects of fire on properties of forest soils: a review. **Oecologia**, v. 143, p. 1-10, 2005.

CLARK, Deborah A.; CLARK, David B. Life history diversity of canopy and emergent trees in a neotropical rain forest. **Ecological monographs**, v. 62, n. 3, p. 315-344, 1992.

CHAVES, Pablo P.; RUOKOLAINEN, Kalle; TUOMISTO, Hanna. Using remote sensing to model tree species distribution in Peruvian lowland Amazonia. **Biotropica**, v. 50, n. 5, p. 758-767, 2018.

COCHRANE, Mark A.; SCHULZE, Mark D. Fire as a recurrent event in tropical forests of the eastern amazon: effects on forest structure, biomass, and species composition 1. **Biotropica**, v. 31, n. 1, p. 2-16, 1999.

COX, C. J.; EDWARDS, W.; CAMPBELL, M. J.; LAURANCE, W. F.; LAURANCE, S. G. Liana cover in the canopies of rainforest trees is not predicted by local ground-based measures. **Austral Ecology**, v. 44, n. 5, p. 759-767, 2019.

ENGEL, Vera Lex; FONSECA, Renata Cristina Batista; OLIVEIRA, RE de. Ecologia de lianas e o manejo de fragmentos florestais. **Série técnica IPEF**, v. 12, n. 32, p. 43-64, 1998.

FELFILI, Jeanine Maria. Diversity, structure and dynamics of a gallery forest in central Brazil. **Vegetatio**, v. 117, n. 1, p. 1-15, 1995.

FELFILI, Jeanine Maria. Crescimento, recrutamento e mortalidade nas matas de galeria do Planalto Central. **Tópicos Atuais em Botânica (TB Cavalcanti & BMT Walter, coords.). Embrapa-Cenargen, Brasília**, p. 152-158, 2000.

FLORA DO BRASIL. **Projeto Flora do Brasil 2020**. Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Acesso em: 15 outubro, 2023. Disponível em: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/reflora/listaBrasil/ConsultaPublicaUC/ConsultaPublicaUC.do#CondicaoTaxonCP>

GBIF. Global Biodiversity Information Facility. 2022. Acesso em: 15 outubro, 2022. Disponível em:

<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/reflora/listaBrasil/ConsultaPublicaUC/ConsultaPublicaUC.do#CondicaoTaxonCP>

KENNARD, D. K.; GOULD, K.; PUTZ, F. E.; FREDERICKSEN, T. S.; MORALES, F. Effect of disturbance intensity on regeneration mechanisms in a tropical dry forest. **Forest ecology and management**, v. 162, n. 2-3, p. 197-208, 2002.

KORNING, Jørgen; BALSLEV, Henrik. Growth and mortality of trees in Amazonian tropical rain forest in Ecuador. **Journal of Vegetation science**, v. 5, n. 1, p. 77-86, 1994.

HEGARTY, E. E.; CABALLÉ, G. Distribution and abundance of vines in forest communities. In: PUTZ, F. E.; MOONEY, H. A., ed. **The biology of vines**. Cambridge: Cambridge University Press, 1991. p. 313-335.

HOSOKAWA, R. T.; MOURA, J. B.; CUNHA, U. S. Introduction to the management and economy of forests. **Universidade Federal do Paraná, Curitiba**. 162p, 1998.

KOTTEK, M.; GRIESER, J.; BECK, C.; RUDOLF, B.; RUBEL, F. World map of the Köppen-Geiger climate classification updated. **Meteorologische Zeitschrift**, vol. 15, No. 3, 259-263. 2006.

KUHLMANN, Marcelo. **Frutos e sementes do Cerrado: espécies atrativas para fauna**. vol. 1. Frutos Atrativos do Cerrado, 2018a.

KUHLMANN, Marcelo, **Frutos e sementes do Cerrado: espécies atrativas para fauna**, vol. 2. Frutos Atrativos do Cerrado, 2018b.

LORENZI, Harri. **Árvores Brasileira**. Instituto Plantarum. vol. 2, 2016.

LORENZI, Harri, **Árvores Brasileira**, Instituto Plantarum, vol. 1, 2020.

LORENZI, Harri. **Árvores Brasileira**. Instituto Plantarum. vol. 3, 2021.

LORENZI, Harri; LACERDA, Marco Túlio Côrtes; BACHER, Luis Benedito. **Frutas no Brasil: nativas e exóticas (de consumo in natura)**. 2015.

MATTOS, Bruno Souza de; BERTOLINO, Ana Valéria Freire Allemão; BERTOLINO, Luiz Carlos. A influência do fogo nas propriedades de um solo sob manejo de agricultura de corte e queima em ambiente serrano no bioma de Mata Atlântica. **Sociedade & Natureza**, v. 34, 2022.

MALIZIA, Agustina; GRAU, H. Ricardo. Liana–host tree associations in a subtropical montane forest of north-western Argentina. **Journal of Tropical Ecology**, v. 22, n. 3, p. 331-339, 2006.

MARACAHIPES, L.; LENZA, E.; MARIMON, B. S.; OLIVEIRA, E. A. D.; PINTO, J. R. R.; MARIMON JUNIOR, B. H. Estrutura e composição florística da vegetação lenhosa em cerrado rupestre na transição Cerrado-Floresta Amazônica, Mato Grosso, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 11, p. 133-141, 2011.

MEWS, H. A.; MARIMON, B. S.; RATTER, J. A. OBSERVATIONS ON THE VEGETATION OF MATO GROSSO, BRAZIL. V.* Changes In The Woody Species Diversity Of A Forest In The Cerrado–Amazonian Forest Transition Zone And Notes On The Forests Of The Region. **Edinburgh Journal of Botany**, v. 69, n. 2, p. 239-253, 2012.

MORAES, M. F. **Composição, estrutura e biodiversidade vegetal em formações florestais na Estação Ecológica da Serra das Araras, Mato Grosso**. Dissertação de Mestrado em Ciências Ambientais/Unemat. Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais, UNEMAT, Cáceres, MT. 2017.

MORAES, M. F.; DA CRUZ, W. J. A.; OLIVO-NETO, A. M.; PIERANGELI, M. A. P.; DE LIMA LEMES, S. A.; OLIVERAS-MENOR, I.; CARNIELLO, M. A. Palmeiras limitam a proliferação de lianas em florestas do ecótono Amazônia-Cerrado-Pantanal. **Research, Society and Development**, v. 10, n. 3, p. e48310313547-e48310313547, 2021

NOGUEIRA, Euler Melo et al. Tree height in Brazil's 'arc of deforestation': Shorter trees in south and southwest Amazonia imply lower biomass. **Forest Ecology And Management**, [s.l.], v. 255, n. 7, p.2963-2972, abr. 2008.

OLIVEIRA-FILHO, Ary T.; MELLO, Márcio José; SCOLFORO, José Roberto S. Effects of past disturbance and edges on tree community structure and dynamics within a fragment of tropical semideciduous forest in south-eastern Brazil over a five-year period (1987–1992). **Plant Ecology**, v. 131, p. 45-66, 1997.

OLIVEIRA FILHO, A. T.; CARVALHO, W. A.; MACHADO, E. L.; HIGUCHI, P.; APPOLINÁRIO, V.; CASTRO, G. C.; SILVA, A. C.; SANTOS, R. M.; BORGES, L. F., CORRÊA, G. C.; ALVES, J. M. Dinâmica da comunidade e populações arbóreas da borda e interior de um remanescente florestal na Serra da Mantiqueira, Minas Gerais, em um intervalo de cinco anos (1999-2004). **Brazilian Journal of Botany**, v. 30, p. 149-161, 2007.

OLIVO-NETO, A. M.; CARNIELLO, M. A. VEGETATION MORTALITY CAUSED BY FOREST FIRE IN A FRAGMENT IN THE AMAZON-CERRADO-PANTANAL ECOTONE: USE OF DRONE IN EVALUATION. *Revista Floresta* (no prelo).

PEREIRA, I. S.; CALIL, F. N.; MARTINS, T. O.; SILVA-NETO, C. D. M. E.; BORGES, J. B.; VENTUROLI, F.; OLIVEIRA, L. H. Fire effect on the seasonal forest structure in the Cerrado biome. **FLORESTA**. Volume 46, Número 4, p. 499-507, 2016. <http://dx.doi.org/10.5380/rf.v46i4.45277>

PEREIRA, Geraldo M. **Flora do Centro Mineiro: guia fotográfico de plantas nativas**. Belo Horizonte: Editora Plantas do Brasil, 2021.

PEIXOTO, K. D. S.; PEDRONI, F.; RIBEIRO, M. N.; FACURE, K. G.; GOMES-KLEIN, V. L.; GUILHERME, F. A. G. Dinâmica da comunidade arbórea em uma floresta estacional semidecidual sob queimadas recorrentes. **Acta Botanica Brasilica**, v. 26, p. 697-708, 2012.

PREZOTTI, Luiz Carlos; GUARÇONI, A. M. Guia de interpretações de análise de solo e foliar. Vitória, ES: Incaper, 104 p. 2013.

PINTO, D. L.; SPLETOZER, A. G.; BARBOSA, S. G.; LIMA, G. S.; TORRES, C. M. M. E.; TORRES, F. T. P. Periods Of Highest Occurrence Of Forest Fires In Brazil. **FLORESTA**, v. 51, n. 2, p. 484-491, 2021.

PRESTES, N. C. C. D. S.; MASSI, K. G.; SILVA, E. A.; NOGUEIRA, D. S.; DE OLIVEIRA, E. A.; FREITAG, R.; MARIMON, B. S.; MARIMON-JÚNIOR, B. H.; KELLER, M.; FELDPAUSCH, T. R. Fire effects on understory forest regeneration in southern Amazonia. **Frontiers in Forests and Global Change**, v. 3, p. 10, 2020.

PHILLIPS, O.; Baker, T.; Feldpausch, T.; Brien, R.. Manual de Campo para o Estabelecimento e Remediação de Parcelas da RAINFOR. 2. ed. **The Royal Society**, 2016.

POTTKER, Gustavo Sartori et al. Padrão espacial de espécies florestais: estudo de caso com *Ocotea odorifera* (Vell.) Rohwer. **Ciência Florestal**, v. 26, n. 4, p. 1097-1106, 2016.

POTT, Arnildo; POTT, Vali Joana. **Plantas do Pantanal**. Brasília: EMBRAPA-SPI, 1994.

PUTZ, Francis E. The natural history of lianas on Barro Colorado Island, Panama. **Ecology**, v. 65, n. 6, p. 1713-1724, 1984.

R CORE TEAM. R: **A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria, 2020. <https://www.R-project.org/>

RANGEL, O. J. P.; SILVA, C. A.; GUIMARÃES, P. T. G.; MELO, L. C. A.; OLIVEIRA JUNIOR, A. C. D. Carbono orgânico e nitrogênio total do solo e suas relações com os espaçamentos de plantio de cafeeiro. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, p. 2051-2059, 2008.

RAMOS, Viviane Soares et al. **Árvores da floresta estacional semidecidual: guia de identificação de espécies**. EDUSP, 2015.

RIBEIRO, José Felipe; WALTER, Bruno Machado Teles. Fitofisionomias do bioma Cerrado. **EMBRAPA**, 1998.

RIBEIRO, Michele Novaes; PEDRONI, Fernando; PEIXOTO, Karine da Silva. Fogo e dinâmica da comunidade lenhosa em cerrado sentido restrito, Barra do Garças, Mato Grosso. **Acta Botanica Brasilica**, v. 26, p. 203-217, 2012.

ROTTA, Emilio; BELTRAMI, LC de C.; ZONTA, M. Manual de prática de coleta e herborização de material botânico. 2008.

SANTOS, F.; RAMALHO, L. S.; MARQUES, T. A.; SENA-SOUZA, J. P.; REATTO, A.; MARTINS, E. S.; COUTO-JÚNIOR, A. F.; NARDOTO, G. B. Teor de carbono orgânico do solo e aspectos biofísicos da cobertura vegetal da bacia do córrego Sarandi, Planaltina-DF: EMBRAPA Cerrados, 2014.

SATO, L. Y.; GOMES, V. C. F.; SHIMABUKURO, Y. E.; KELLER, M.; ARAI, E.; DOS-SANTOS, M. N.; BROWN, I. F.; ARAGÃO, L. E. O. E. C. D. Post-fire changes in forest biomass retrieved by airborne LiDAR in Amazonia. **Remote Sensing**, v. 8, n. 10, p. 839, 2016.

SAUERESSIG, Daniel. **Plantas do Brasil: árvores nativas**. Editora Plantas do Brasil, 2014.

SAUERESSIG, Daniel. **Manual de Dendrologia**. Editora Plantas do Brasil, 2018.

SFAIR, J. C.; RIBEIRO, B. R.; PIMENTA, E. P.; GONÇALVES, T.; RAMOS, F. N. A importância da luz na ocupação de árvores por lianas. **Rodriguésia**, v. 64, p. 255-261, 2013.

SILVA, L. S. D.; OTONI, T. J. O.; VIEIRA, A. D.; GONZAGA, A. P. D.; BOTEZELLI, L.; MEIRA JUNIOR, M. S. D.; PEREIRA, I. M.; MACHADO, E. L. M. Variações temporais na estrutura em fitofisionomias de Cerrado e Floresta Estacional Semidecidual em Curvelo, MG. **Ciência Florestal**, v. 30, p. 730-742, 2020.

SHEIL, Douglas; JENNINGS, Stephen; SAVILL, Peter. Long-term permanent plot observations of vegetation dynamics in Budongo, a Ugandan rain forest. **Journal of Tropical Ecology**, v. 16, n. 6, p. 865-882, 2000.

SOBRAL, L. F.; BARRETO, M. D. V.; Da Silva, A. J.; Dos Anjos, J. L. Guia prático para interpretação de resultados de análises de solos. Aracaju : Embrapa Tabuleiros Costeiros, 13 p. 2015.

SOUZA, Vinícius Castro et al. **Guia das plantas do Cerrado**. Taxon Brasil, Editora e Livraria, 2018.

SOUZA, A. R. **Estrutura Do Componente Arbóreo De Florestas Da Transição Amazônia-Cerrado No Sudoeste De Mato Grosso**. Dissertação de Mestrado em Ciências Ambientais/Unemat. Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais, UNEMAT, Cáceres, MT. 2019.

SCALON, Marina Corrêa; ROSSATTO, Davi Rodrigo. Ground layer Cerrado plants sustain higher maximum photosynthetic rates after medium-term fire events. **Flora**, v. 285, p. 151962, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2021.151962>

SCHNITZER, Stefan A.; CARSON, Walter P. Treefall gaps and the maintenance of species diversity in a tropical forest. **Ecology**, v. 82, n. 4, p. 913-919, 2001.

SCHNITZER, Stefan A.; BONGERS, Frans. The ecology of lianas and their role in forests. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 17, n. 5, p. 223-230, 2002.

SPECIESLINK, **Projeto speciesLink**. Acesso em: 15 outubro, 2023. Disponível em: <http://splink.cria.org.br/index?criaLANG=pt>

STEEGE, H. T., PITMAN, N. C., SABATIER, D. et al. Hyperdominance in the Amazonian tree flora. **Science**, v. 342, n. 6156, p. 1243092, 2013.

VOLTOLINI, Júlio César; WLUDARSKI, Anahí; DA SILVA, Izabel. Estrutura da vegetação na borda e interior de um fragmento florestal pequeno em área urbana. **Revista Biociências**, v. 15, n. 2, 2009.

ZAVALA, Lorena M. Martínez; DE CELIS SILVIA, Reyes; LÓPEZ, Antonio Jordán. How wildfires affect soil properties. A brief review. **Cuadernos de investigación geográfica: Geographical Research Letters**, n. 40, p. 311-331, 2014.

CONSIDERAÇÕES FINAIS GERAIS

- Como se distribui espacialmente os desmatamentos e focos de calor?

Os desmatamentos na região do Ecótono estudado, ocorrem com maior intensidade no bioma Amazônico, enquanto os focos de calor ocorrem em maior número no bioma Pantanal. Foi possível constatar que tanto os desmatamentos quanto os focos de calor ocorrem conectados entre os biomas. Ocorrendo maiores registros de desmatamento no Cerrado e Pantanal em regiões próximas da Amazônia, enquanto os focos de calor ocorrem com maior intensidade na Amazônia e Pantanal, em áreas próximas do Cerrado.

Foi possível afirmar, que na região, os focos de calor e desmatamento respondem as ações governamentais, quando os poderes públicos instituem normas regidas para conter o avanço dos mesmos, ocorre uma diminuição nos registros. Foi possível constatar que as normas aplicadas recentemente resultaram na diminuição de ambos impactos na região, porém fica como alerta que desde 2018 até 2020 ocorreu aumento no número de focos de calor e desmatamentos.

- Como ocorre a ocupação territorial?

A região estudada é ocupada em sua grande maioria por Propriedades Rurais, porém as Terras Indígenas e Unidades de Conservação ocupam uma porção considerável da área. No contexto de ocupação chama atenção as sobreposições entre as classes de ocupação avaliadas no presente estudo (Propriedades Rurais, Terras Indígenas, Unidades de Conservação, Assentamentos Rurais e Florestas Públicas). Principalmente as Propriedades Rurais sobrepõem as áreas das demais classes, demonstrando um grau de conflito territorial na região.

- Qual a atual condição da cobertura vegetal?

A região de forma geral apresentou características de fragmentação da vegetação. A exceção foi nos locais onde ocorre predomínio de Terras Indígenas e onde as condições ambientais impedem a conversão das áreas de vegetação nativa.

A área estudada apresenta aproximadamente 60% de classes de vegetações consideradas como de vegetação lenhosa pelos resultados encontrados, estando este percentual acima do exigido pelas legislações para áreas de reserva legal. Neste contexto, as Terras Indígenas, Unidades de Conservações e a porção do Pantanal possuem grande influência neste resultado e só encontra-se preservado em função das condições ambientais do Bioma, ou no caso das TIs e UCs em função do regime especial de uso do solo, que inviabiliza a conversão destas áreas.

- Como ocorre a distribuição da vegetação em função da ocupação do território?

As propriedades rurais e assentamentos rurais apresentam em sua maioria área de vegetação convertida em uso alternativo do solo, porém dentro das propriedades rurais, foi possível constatar que as áreas declaradas como reserva legal e/ou área de preservação permanente encontram-se com vegetação conservada.

As Terras Indígenas, Unidades de Conservação e Florestas Públicas demonstraram ser importantes espaços territoriais para manutenção da vegetação nativa da região.

Quanto a ocupação pelos Biomas e Tipologia do RADAM-Brasil, a área demonstrou possuir maior proporção do Bioma Cerrado, já se tratando da tipologia as áreas de cerrado e floresta são praticamente iguais. A vegetação nas áreas do Bioma Cerrado demonstrou ser mais convertidas em uso alternativo do solo do que regiões da Amazônia e Pantanal. E a tipologia florestal encontra-se menos convertida do que as áreas de cerrado, porém com déficit de vegetação se seguirmos a legislação vigente.

- Quais os efeitos de um incêndio florestal na mortalidade da vegetação em uma área com histórico de desmatamento?

Os incêndios em áreas florestais no Ecótono avaliado, demonstraram possuir um grande potencial de devastação da vegetação, resultando em uma elevada mortalidade, que por sua vez pode ser potencializada pelas condições do

local, principalmente em função do histórico de exploração e da presença de áreas mais secas nesses ambientes, que potencializa o efeito do fogo.

Pelas constatações realizadas no presente estudo, é possível afirmar que um incêndio em áreas florestais do Ecótono, age sobre a dinâmica da vegetação, levando a descaracterização destas áreas, abrindo clareiras em função da elevada mortalidade de árvores e interferindo diretamente na estrutura e composição da vegetação.

- É possível estimar com auxílio de veículo aéreo não tripulado (Drone) os impactos de incêndios na vegetação destas áreas florestais?

Os Drones demonstraram ser uma importante ferramenta no monitoramento de impactos, causados pelos incêndios em áreas florestais no Ecótono, possibilitando uma avaliação ampla dos efeitos do fogo em fragmentos florestais. Além disso, em áreas onde existam parcelas de estudo da vegetação o Drone pode auxiliar na quantificação de dados de biomassa morta pela ação dos incêndios, sendo os resultados similares as estimativas feitas com dados obtidos em confirmação *in loco*.

- Qual a importância da escolha correta do diâmetro mínimo de inclusão em levantamento de dados de inventários florestais em áreas atingidas por incêndios na região do Ecótono?

Conforme nossos resultados, para se obter dados a respeito dos impactos de incêndios é de suma importância que os levantamentos sejam feitos com diâmetros mínimos de inclusão menores, como por exemplo de 5 cm. Pois, somente com esse limite de inclusão foi possível constatar as alterações sofridas pelos incêndios, principalmente nos dados de riqueza e abundância e além disso captar a real riqueza das áreas e as espécies mais impactadas pelo incêndio.

Porém, caso os objetivos dos estudos sejam resultados que se referem a biomassa, como por exemplo a área basal e volume é possível se utilizar diâmetros mínimos de inclusão maiores, como o utilizado neste trabalho de 10 cm. Os resultados demonstraram que pouco se altera nos dados de biomassa quando o levantamento é feito com esse valor quando comparado com o limite de 5 cm.

- Quais os impactos diretos de incêndios sob a vegetação em áreas florestais com históricos de desmatamentos?

Os incêndios causam elevada mortalidade de espécimes arbóreas nestas áreas florestais. Esse impacto possui a capacidade de reduzir principalmente a riqueza e abundância, porém também impactando os dados de biomassa dependendo do grau de impacto sofrido nestas áreas.

O incêndio age principalmente nos indivíduos mais jovens da comunidade, interferindo na regeneração e também na dinâmica florestal. Pelos resultados, dependendo da mortalidade a vegetação pode inclusive comprometer a sua resiliência, como é o caso da parcela SJM-01.

Os resultados indicam que os incêndios podem levar à extinção local de espécies, principalmente em áreas na transição que possuem a característica de abrigar uma quantidade de espécies raras. Podem também reduzir valores expressivos da área basal viva destes ambientes.

Os incêndios registrados, demonstraram causar modificações profundas nestas áreas. Com base nos resultados obtidos na parcela onde a vegetação não sofreu com efeito do fogo é possível verificar que na ausência do mesmo as áreas seguem a sua dinâmica e portanto os incêndios em áreas florestais do ecótono avaliado são prejudiciais para a conservação e dinâmica natural destes locais.

- Como ocorre a interação entre as lianas e a vegetação arbórea pós incêndio florestal?

Quando maior a degradação maior será a carga de lianas nas árvores. Tendo também uma relação com a fitofisionomia e a matriz de paisagem no entorno, pois as áreas florestais com pouco influência de fitofisionomias de cerrado possuem maior infestação por lianas, assim como áreas próximas das bordas de fragmentos possuem maior carga de lianas.

Em áreas florestais em contato com o cerrado é possível verificar uma menor carga de lianas, destacando que as áreas florestais da E. E. da Serra das Araras além do contato com o cerrado, possuem um elevado número de palmeiras que constitui um importante fator limitantes para o estabelecimento das lianas.

De maneira geral, se a área de vegetação nativa apresentar fitofisionomia com pouca ou nenhuma influência de cerrado e essa for altamente impactada por incêndios e corte seletivo com adicional de se encontrar em uma matriz de paisagem voltada para agropecuária, maior será a carga de lianas. Enquanto áreas em contato com o cerrado em uma matriz de vegetação nativa com abundância de palmeiras possui uma menor infestação por lianas.

- Qual a condição de fertilidade do solo dois anos após um incêndio florestal em áreas de vegetação nativa no Ecótono?

De maneira geral as áreas impactadas por incêndios apresentam atualmente boas condições de fertilidade para que se reestabeleçam em função dos teores de macro e micronutrientes encontrados. Não é possível afirmar que os resultados obtidos tenham alguma influência dos incêndios por não existir resultados anteriores para comparação e também dado ao tempo passado entre os incêndios e amostragem.

Porém, algumas condições de fertilidade podem sim ser fruto principalmente do aporte de cinzas e matéria orgânica no solo, oriundas do impacto direto dos incêndios e também da mortalidade da vegetação pós incêndio. O pH nas áreas que mais foram impactadas (SJM-01 e 02) apresentaram valores elevados assim como o Carbono orgânico e o nitrogênio total são maiores nestas parcelas, principalmente na porção mais superficial do solo (0 - 10 cm).

- Áreas de florestas localizadas no bioma Cerrado, possuem maior resistência a incêndios florestais quando comparadas com áreas localizadas no bioma Amazônico?

Mesmo que não se tenha métricas quanto aos incêndios que atingiram as áreas é possível chegar ao entendimento que as áreas florestais localizadas no bioma Cerrado possuem maior resistências aos incêndios. Sendo observado menor mortalidade em áreas no contato com fitofisionomias de cerrado.

Alguns fatores também contribuíram com essa maior resistência nas áreas avaliadas. A parcela localizada no bioma de Cerrado que sofreu com impacto de incêndio (ESA-02) encontra-se em uma matriz de paisagem de vegetação nativa, dentro de uma Unidade de Conservação. Essa área, portanto, apresenta

considerável nível de proteção natural em relação a ações antrópicas e não apresenta indícios de exploração seletiva.

As parcelas avaliadas no bioma Amazônico (SJM-01 e 02), apresentam indiscutivelmente características puramente florestal, apresentando dossel com 15 metros e árvores emergentes passando facilmente de 20 metros, caules variando de cilíndricos a cônicos, eretos, súber liso e pouco espessos, acúmulo de serrapilheira e presença abundante de lianas. São áreas submetidas à exploração seletiva de madeira e ainda estão sujeitas a novos eventos desta natureza. Além disso sofrem pressão externa e por ser um fragmento em uma matriz de paisagem agropecuária, não apresenta qualquer proteção/tampão a um incêndio.

Portanto, não só as características do ambiente ou a localização nos biomas Amazônico ou Cerrado irão conferir uma maior ou menor resistência ou resiliência de uma área a incêndios. Mas, pelos resultados a soma de vários fatores irão proporcionar essas condições em uma área, onde as características morfológicas das espécies, aliadas as condições do ambiente e de conservação das áreas irão definir a resistência/resiliência destas fitofisionomias florestais a incêndios.

- Quais ações podem favorecer a conservação da vegetação e regularização da ocupação do território?

Criar legislações que busquem conciliar a produção com a conservação ambiental, mantendo e aprimorando as legislações já existentes, que demonstraram ter atenuado os impactos na região, porém, ainda carecem de revisões que levem em conta as áreas de Transição/Ecótono da vegetação de forma específica.

Uma importante ferramenta para a conservação ambiental e regularização da ocupação, pelos resultados encontrados são os Cadastros Ambientais Rurais (CARs). A avaliação e consequente aprovação dos mesmos é uma forma de preservar os remanescentes de vegetação nas propriedades rurais, assegurando por lei as áreas de reserva legal e área de conservação permanente, ao mesmo tempo que esses cadastros avaliam a dominialidade das propriedades rurais e só são validados quando não ocorre sobreposições. Portanto, a celeridade nesse processo será uma ferramenta fundamental para a conservação e diminuição dos conflitos que envolvem a ocupação territorial.

Criar e implementar políticas que busquem a homologação de Terras Indígenas, Assentamentos Rurais e Áreas Quilombolas, pois pelos resultados aqui apresentados a região estudada apresenta problemas relacionado a delimitação/homologação do uso do solo destas classes de ocupação.

Pensando no contexto dos biomas e tipologias vegetais, é de suma importância que se utilize a correta definição das tipologias para que garanta a conservação seguindo as normas ambientais, principalmente no que diz respeito a defasagem da base utilizada atualmente para definição da mesma que é o RADAM-Brasil. Inclusive, discutindo limites específicos de reserva legal para áreas de Ecótono e também diferenciando áreas de vegetação típica de Pantanal, criando normas exclusivas para esses ambientes, em função da vegetação existente nestas áreas.

Criar políticas públicas de incentivo a conservação, principalmente voltada para o pequeno produtor e assentamentos rurais, criando áreas protegidas de forma que compense a necessidade de uso da terra nestes locais, pois áreas ocupadas em sua grande maioria por pequenas propriedades demonstraram ser mais fragmentadas.

Incentivar práticas conservacionistas principalmente nas propriedades rurais, como por exemplo a criação e manutenção de aceiros preventivos em áreas de vegetação nativas para evitar avanços de fogo e grandes incêndios. Incentivo também quanto ao pagamento por serviços ambientais prestados decorrentes das práticas adotadas propriedades.



ATA DE DEFESA DE TESE

Aos treze dias do mês de dezembro, do ano de dois mil e vinte e três, às 14:00 horas, de forma virtual, (link: < meet.google.com/pbs-fhiv-izi >) realizou-se a Defesa do doutorando Antonio Miguel Olivo Neto, como parte das exigências para obtenção do título de Doutor, com a versão final da tese intitulada: **“Macro e Micro Escala das Alterações na Vegetação Causadas por Incêndios e Desmatamentos no Ecótono Amazônia-Cerrado-Pantanal, Sudoeste de Mato Grosso, Brasil”** do Curso de Pós-graduação *Stricto Sensu* em Ciências Ambientais, perante a banca examinadora, composta pelos examinadores listados abaixo, onde a sessão foi aberta pela presidente Profa. Dra. Maria Antonia Carniello e, após apresentação, o discente foi arguido pela Banca Examinadora. Em sessão secreta foi decidido o resultado da defesa, sendo o discente considerado APROVADO. Encerrada a sessão secreta, o Presidente informou o resultado. Nada mais havendo a tratar, eu, Presidente da banca, lavrei a presente ata que assino juntamente com os membros da Banca Examinadora. Para a obtenção do título ainda é necessário o cumprimento das exigências contidas no Regimento do Programa de Pós-graduação *Stricto Sensu* em Ciências Ambientais - Resolução n.º 10/2026-CONSUNI.

Dr^a. Maria Antonia Carniello
Universidade do Estado de Mato Grosso - PPGCA
CPF:018.744.298-39
(Orientadora)

Dr^a. Marina Corrêa Scalon
Universidade Federal do Paraná
CPF: 704.952.111-68
(Examinadora)

Dr. Juliano de Paulo dos Santos
Universidade Federal de Mato Grosso
CPF:062.280.566-54
(Examinador)

Dr^a. Immaculada Oliveras Menor
Universidade do Estado de Mato Grosso - PPGCA
CPF: 232.785.538-10
(Examinadora)



ESTADO DE MATO GROSSO
SECRETARIA DE ESTADO DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA
UNIVERSIDADE DO ESTADO DE MATO GROSSO
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
CAMPUS UNIVERSITÁRIO JANE VANINI - CÁCERES
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO *STRICTO SENSU* EM CIÊNCIAS
AMBIENTAIS



Dr. Reginaldo Antônio Medeiro
Instituto Federal de Mato Grosso.
CPF:880.056.981.-91
(Examinador)

Dr^a. Maria Aparecida Pereira Pierangeli
Universidade do Estado de Mato Grosso
CPF: 420.893.606-15
(Examinadora)

Dr^a. Sandra Mara Alves da Silva Neves
Universidade do Estado de Mato Grosso
CPF:502.189.211-87
(Examinadora)