

ESTIMATIVA DE PERDA DE CO₂ PELAS QUEIMADAS: UM ESTUDO DE CASO NO ESTADO DO MARANHÃO, BRASIL

Débora Joana Dutra¹

¹Discente da Disciplina de Introdução ao Geoprocessamento do Programa de Pós-graduação em Sensoriamento Remoto, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos - Brasil

RESUMO

Desde o início da Era Industrial, a concentração atmosférica de CO₂ aumentou de 278 ppm (1750) para 414,7 ppm (2021), impulsionada pelo desmatamento e pelos combustíveis fósseis, impactando o clima e os ecossistemas. Este estudo analisou a dinâmica de perda de biomassa e estimou os prejuízos econômicos das emissões de carbono associadas às queimadas no Maranhão entre 2019 e 2020. Utilizando álgebra de mapas, investigamos: (1) a magnitude da perda de biomassa; (2) as emissões de carbono equivalente na região; e (3) variações nas perdas econômicas conforme diferentes precificações de carbono. A área de estudo, abrangendo 329.651.496 km² de Cerrado e Amazônia, enfrenta desafios significativos de desmatamento e degradação florestal. Utilizando o Google Earth Engine e a API Python, convertimos biomassa perdida em carbono equivalente conforme diretrizes do IPCC. As maiores perdas de biomassa ocorreram no sul do Maranhão, principalmente em florestas convertidas em pastagens. As substanciais emissões de CO₂eq e as variadas perdas econômicas reforçam a necessidade de políticas de conservação adaptativas.

Palavras-chave — biomassa, carbono, queimadas, degradação florestal.

1 Introdução

Desde do início da Era industrial, a concentração de dióxido de carbono (CO₂) na atmosfera aumentou de aproximadamente 278 partes por milhão (ppm) em 1750^[1] para 414,7 ± 0,1 ppm em 2021^[2]. O aumento do CO₂ atmosférico acima dos níveis pré-industriais foi inicialmente causado pelo desmatamento e mudanças no uso da terra^[1]. A partir de 1950, a queima de combustíveis fósseis tornou-se a principal fonte de emissões antropogênicas. Em 2022, as emissões globais de CO₂ fóssil (incluindo a carbonatação do cimento) aumentaram ligeiramente em relação aos níveis pré-pandemia de 2019. As emissões de 2021 foram de 9,9 ± 0,5 GtC ano⁻¹ (36,3 ± 1,8 GtCO₂ ano⁻¹)^[3]. Estimativas preliminares sugerem um aumento de 1,0% em 2022, totalizando 10,0 GtC ano⁻¹ (36,6 GtCO₂ ano⁻¹)^[4].

As emissões de carvão, petróleo e gás em 2022 ficaram acima dos níveis de 2021^[3], apresentando uma diminuição na China e na União Europeia. Entretanto, para o mesmo período, houve um aumento nos Estados Unidos (1,4 GtC, 5,1 GtCO₂), Índia (0,8 GtC, 2,9 GtCO₂) e no resto do mundo (4,2 GtC, 15,4 GtCO₂)^[4]. De acordo com o SEEG^[5], os inventários nacionais brasileiros apontam que as maiores emissões de CO₂ em 2022 estão associadas as mudanças de uso da terra (1119668385 MtCO₂), sendo que nessa contagem, ainda não incluem processos de degradação florestal (como incêndios florestais)^[6].

Os incêndios florestais representam uma das principais ameaças ambientais e econômicas tanto no Brasil quanto globalmente^{[7], [8]}. Eles impactam negativamente a regulação climática, a provisão de recursos, a identidade social, o

turismo ecológico, os valores espirituais e os serviços de suporte^[9]. A Amazônia desempenha um papel crucial na regulação climática global^[10] e na manutenção da biodiversidade^[11], enquanto o Cerrado é vital para a recarga dos aquíferos e a produção de alimentos^[9]. Portanto, é essencial desenvolver estudos que analisem o impacto das queimadas nas emissões nacionais de carbono.

As queimadas são causadas por diversos fatores, como a expansão agrícola e eventos climáticos extremos, e desempenham um papel significativo na degradação ambiental e nas mudanças climáticas globais^[8]. Além dos impactos ambientais, elas têm sérias repercussões econômicas, afetando a produção agrícola, a saúde pública e gerando perdas financeiras consideráveis^[12].

Um exemplo notável foi o aumento dos incêndios durante o período seco de 2013, especialmente na região Nordeste, resultando em uma redução de 80% da safra após eventos climáticos adversos^[13]. Além disso, durante o evento de El Niño de 2015, o Estado do Maranhão apresentou uma perda da sua produção de soja, acarretando na perda de toda lavoura^[13].

As queimadas também têm impactos significativos na saúde da população circundante, com o aumento das internações hospitalares, especialmente por doenças respiratórias e cardiovasculares, relacionadas à exposição à poluição do ar proveniente dos incêndios florestais^[14]. Em 2019, cerca de 4.966 mortes prematuras foram registradas, representando 10% do total de mortes prematuras por PM_{2,5}^[15].

As perdas econômicas atribuídas aos incêndios florestais somaram US\$ 81,08 bilhões de 2000 a 2016, destacando a urgência de investimentos em prevenção e mitigação desses eventos^[16]. Além disso, as queimadas exacerbam os impactos negativos, ampliando a degradação ambiental, como perda de habitats naturais, redução da biodiversidade, degradação do solo e emissões de carbono, contribuindo para as mudanças climáticas globais^[17].

A integração de REDD+ (Redução das Emissões por Desmatamento e Degradação Florestal) nas Contribuições Nacionalmente Determinadas (NDCs) dos países é crucial para mitigar as mudanças climáticas e promover a conservação ambiental^{[18], [19]}. Através de REDD+, é possível reduzir essas emissões de forma custo-efetiva, além de obter co-benefícios socioeconômicos^[5]. No entanto, desafios como financiamento sustentável, governança e transparência, e a necessidade de sistemas robustos de monitoramento e relato, precisam ser superados para garantir o sucesso dessas iniciativas^[20]. Adicionalmente, a precificação de carbono apresenta obstáculos significativos, incluindo a necessidade

de estabelecer um preço justo e consistente que reflita o verdadeiro custo das emissões de carbono, a variabilidade dos mercados de carbono, e a dificuldade de integração de diferentes sistemas de precificação a nível global. Esses desafios complicam a criação de incentivos econômicos eficazes para a redução de emissões, exigindo um esforço coordenado entre governos, empresas e organizações internacionais para alcançar um sistema de precificação que seja eficiente e justo.

A aliança entre políticas públicas e investimentos com as metas de REDD+ e NDCs fortalecerá a resiliência dos ecossistemas florestais e das comunidades que dependem deles^[21]. Para proteção e criação de medidas de proteção das florestas, o uso de ferramentas de geoprocessamento pode auxiliar na identificação, monitoramento e gestão das áreas afetadas por incêndios florestais, permitindo a análise detalhada da extensão dos incêndios, a avaliação dos danos ambientais e a previsão de áreas de risco^[22]. Estas tecnologias são fundamentais para a implementação de estratégias eficazes de prevenção, mitigação e recuperação, além de facilitar a tomada de decisões informadas para a proteção dos ecossistemas da Amazônia e do Cerrado^[23].

Dessa forma, o objetivo desse trabalho é analisar a dinâmica de perda de biomassa entre os anos de 2019 e 2020

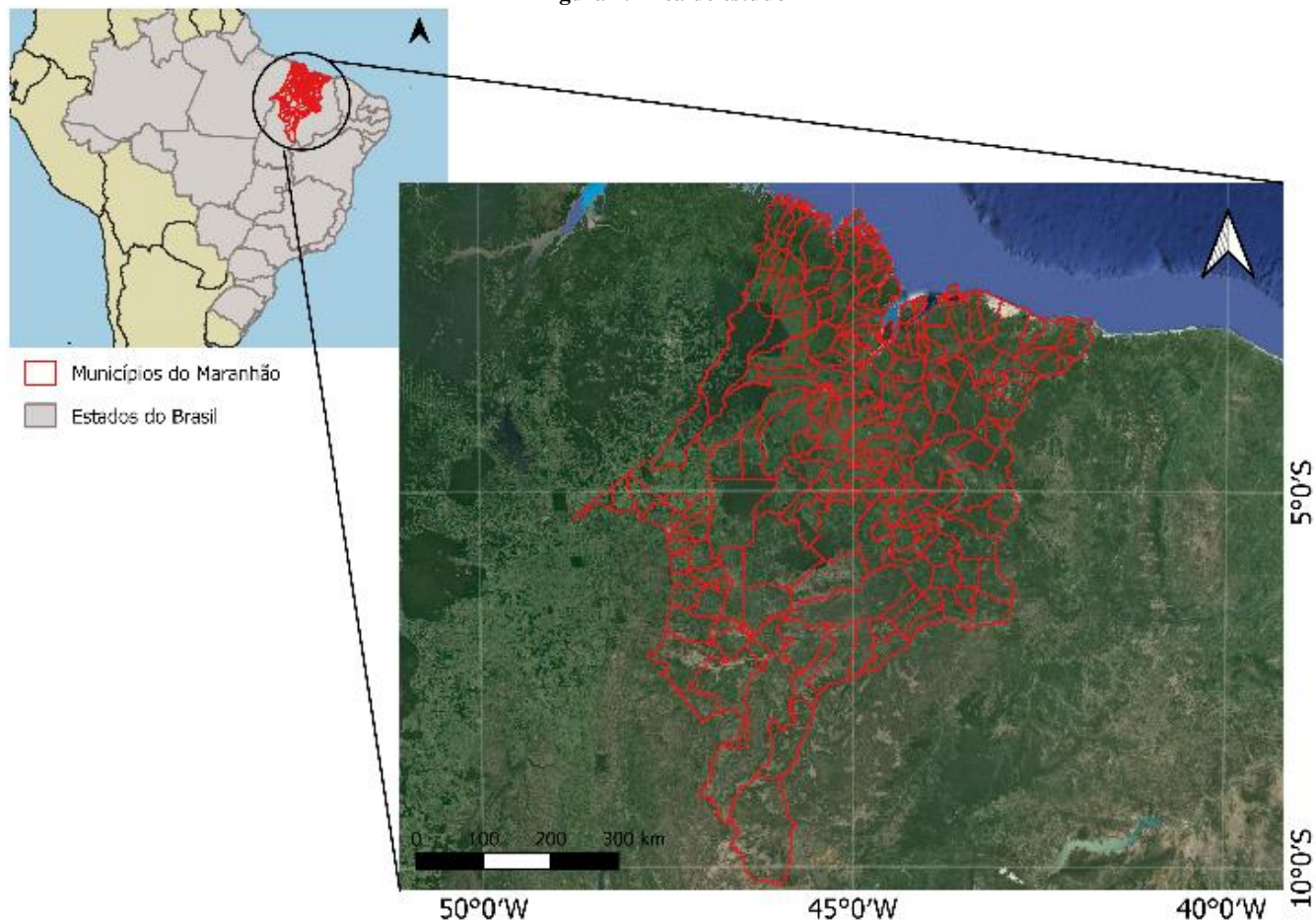
no estado do Maranhão e estimar os prejuízos econômicos advindos do processo emissões de carbono associado a queimadas por meio da aplicação de álgebra de mapas. Para isso, buscaremos responder as seguintes questões: (1) Qual a perda de biomassa ocasionadas pelas queimadas entre 2019 e 2020?; (2) Qual a emissão de carbono equivalente para região de estudo?; e (3) Quais as diferenças de perdas econômicas advindas da emissão de carbono para diferentes precificações de carbono?

2 Material e Métodos

2.1. Área de Estudo

A área de estudo corresponde a todo o território do Maranhão, no nordeste brasileiro (Figura 1). Esta região está localizada em um área de ecótono de dois biomas brasileiros: Cerrado (na parte central e sul) e Amazonia (região central e norte). Ocupando uma área de 329.651.496 km²^[24]. Na última década, esta região apresentou um crescimento da sua taxa de desmatamento, de 3.052 km²^[25]. Além disso, essa região apresenta um grande avanço no processo de degradação florestal, associado principalmente a expansão das queimadas, que atualmente tem sido um ponto alarmante nas Unidades de Conservação^[24].

Figura 1. Área de estudo



2.2. Métodos

O processo de estimativa das perdas econômicas foi realizado através de uma simplificação da metodologia proposta por Heinrich et. al. [26], [27], [28] e Campanharo et al. [29]. Neste sentido, buscamos entender o comportamento da biomassa de 2020 resultante do evento de queimadas de 2019. É importante ressaltar que nossas análises focaram apenas o processo de perda, não incluindo processos de ganhos advindos, por exemplo, de análises de cronossequência [28].

As análises utilizaram a plataforma do Google Earth Engine [30] associado ao API Python para realização de todo o processo metodológico de estimativa de perdas econômica. Neste estudo, utilizamos dados de área queimada, biomassa e uso do solo para analisar a perda de biomassa pelas queimadas entre os anos de 2019 a 2020.

Os dados de área queimada foram obtidos do projeto BRASA elaborado por Leão et al [31], que consiste em uma combinação de diferentes produtos de área queimada dos anos de 2001 a 2020 para resolução de 30m. Os dados de biomassa foram obtidos por meio do projeto *Biomass Climate Change Initiative* da *European Space Agency* [32] que fornece a biomassa para os anos de 2017, 2018, 2019 e 2020 para todo o mundo. Além disso, utilizamos dados de uso do solo do projeto MAPBIOMAS [21] para analisarmos as transições das classes no período estudado (Tabela 1).

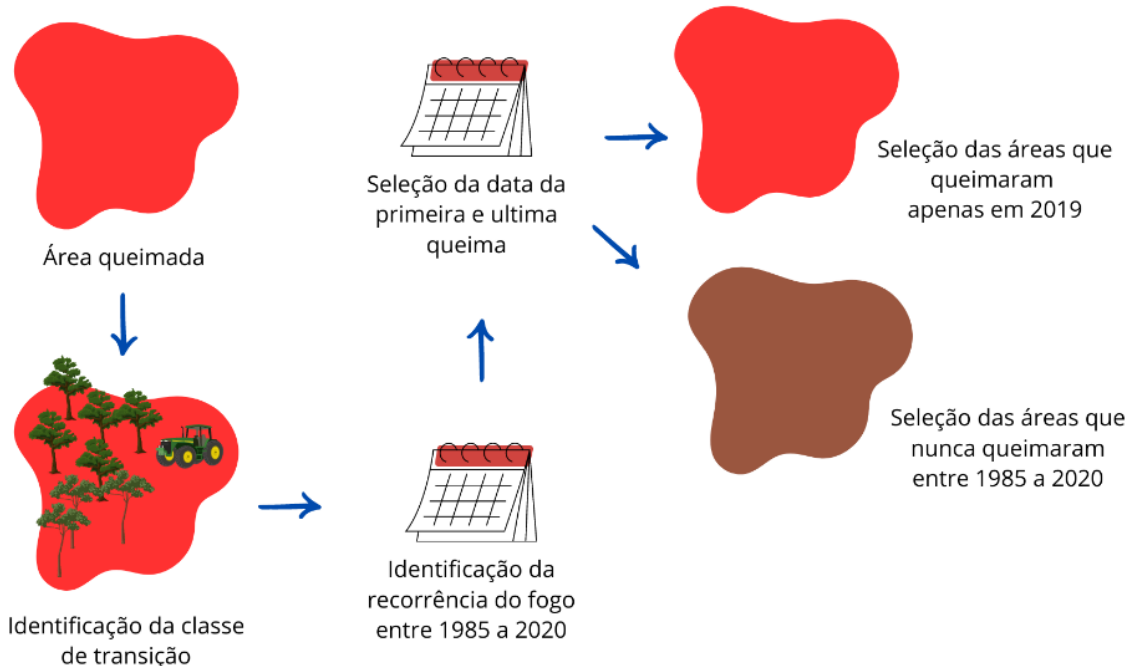
Tabela 1. Classes do uso presentes no estado do Maranhão de acordo com o projeto MAPBIOMAS e sua codificação de transição de classe

Código	Transição	
	2019	2020
'303'	Floresta	Floresta
'315'	Floresta	Pastagem
'321'	Floresta	Mosaico de Usos
'404'	Savana	Savana
'415'	Savana	Pastagem
'505'	Mangue	Mangue
'606'	Floresta Alagável	Floresta Alagável
'615'	Floresta Alagável	Pastagem
'1111'	Wetland	Wetland
'1212'	Formação Campestre	Formação Campestre
'1512'	Pastagem	Formação Campestre
'1515'	Pastagem	Pastagem
'2121'	Mosaico de Usos	Mosaico de Usos

2.2.1. Estimativa da Biomassa

Nossa metodologia consistiu em uma série de para a análise abrangente das mudanças na cobertura e uso da terra, bem como na avaliação dos impactos dos incêndios florestais na biomassa. Inicialmente, identificamos as classes de Cobertura e Uso da Terra (LULC) que foram afetadas por incêndios em 2019 e procedemos à quantificação dessas áreas queimadas. Utilizamos a função *Fire Metrics* [33] para calcular a recorrência dos incêndios, determinando também a data do primeiro e último fogo em cada região. Além disso, delimitamos as áreas que permaneceram intactas entre 2001 e 2019 e aquelas que foram queimadas exclusivamente em 2019, sem histórico prévio de incêndios ou outro distúrbio (Figura 2).

Figura 2. Esquema representativo de como foi realizado a seleção das áreas que queimaram apenas em 2019 e que nunca queimaram em todo estado do Maranhão usando a função *FireMetrics*

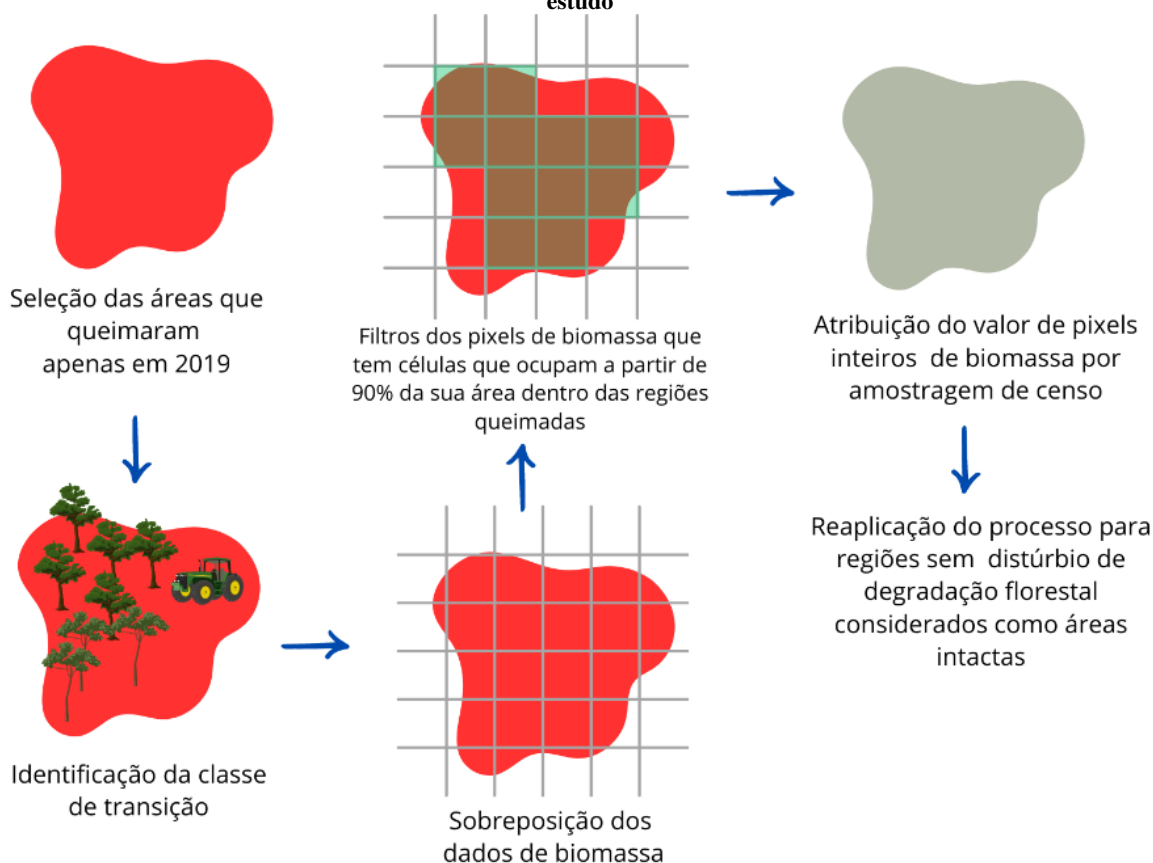


Selecionamos o período de 1985 a 2019 para análise, filtrando os dados para determinar o histórico de mudança de classe e identificar as áreas que nunca sofreram alterações (intactas), permanecendo em uma única classe ao longo do tempo. Neste trabalho consideramos como áreas intactas como aquelas que nunca sofreram distúrbios de degradação florestal associados a exploração madeireira, queimadas, efeitos de borda ou qualquer outro tipo de mudança de solo. Identificamos também as áreas que queimaram apenas em 2019 e nunca mudaram de classe, com o objetivo de avaliar a biomassa em 2020.

Para a análise de biomassa, aplicamos filtros de pixel nas áreas queimadas e intactas, renomeamos as bandas e

realizamos uma amostragem dos valores de biomassa (Figura 3). Visto que as imagens possuem diferentes resoluções espaciais, a filtragem dos pixels que ocupam a partir de 90% da sua área dentro da região de referência evita a interferências de valores de outras classes e garante a homogeneidade dos valores de biomassa. Coletamos valores e estatísticas dos pixels para realizar um censo tanto nas áreas não queimadas quanto nas áreas queimadas, criando uma imagem collection para cada filtro de classe de biomassa. Essa abordagem nos permitiu reunir informações sobre as mudanças na LULC e a distribuição da biomassa afetada e não afetada pelas queimadas, que serão base dos cálculos de estimativas de carbono.

Figura 3. Esquema representativo de como foi extraído os dados de biomassa para as áreas queimadas e intactas da região de estudo



2.2.2. Conversão para carbono equivalente

A conversão de biomassa para carbono equivalente seguiu os princípios dos inventários nacionais^[34] e as diretrizes do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC)^[35]. Este processo consistiu na aplicação de diversas expressões algébricas com o objetivo de encontrar a emissão de carbono equivalente advindos das perdas de biomassa por queimadas.

Aplicamos a Equação 1 para delimitar a biomassa perdida em relação às áreas queimadas identificadas, utilizando os dados de perda de biomassa encontrados no tópico 2.2.1.

$$B_l = B_i * T_p \quad (1)$$

Onde, B_l é a biomassa 2020, B_i a biomassa inicial e T_p a taxa de perda (Tabela 2).

Tabela 2. Taxa de perda de biomassa ao longo das transições de classe de uso do solo entre 2019 a 2020

Código	Porcentagem de perda entre 2019 e 2020
'303'	97%
'315'	99,9%
'321'	100%
'404'	100%
'415'	100%
'505'	100%
'606'	100%
'615'	100%
'1111'	100%
'1212'	100%
'1512'	100%
'1515'	100%
'2121'	100%

Em seguida, aplicamos a relação de curva de crescimento delimitada por Pessôa et al.^{[36], [37]}, adaptado de Anderson et al.^[38], para delimitar a porcentagem de biomassa viva remanescente acima do solo após o incêndio. Isso auxilia no entendimento do quanto de biomassa que resta em cada transição de classe após a passagem do fogo (Equação 2).

$$B_f = [\alpha * (B_i^{1.4702})] \quad (2)$$

$$B_q = B_i - B_f$$

Onde, B_q é a biomassa perdida pela queimada, B_i a biomassa inicial, B_f é a biomassa viva remanescente acima do solo após incêndio, B_i a biomassa 2020 e α é o coeficiente de ajuste, definido como 0.0548.

Para calcular a quantidade de biomassa associada à emissão de CO₂, adotamos uma abordagem que envolve a conversão de unidades e a consideração das diretrizes estabelecidas pelo IPCC^[39]. Inicialmente, dividimos a biomassa inicial pela metade, em conformidade com as orientações do IPCC, que estipulam que metade da biomassa consiste em carbono. Durante a combustão da biomassa, 50% é liberado no formato de dióxido de carbono (CO₂)^[35]. Em seguida, multiplicamos esse valor pela área queimada, ajustando a unidade de medida para hectares (ha) ao dividir a área resultante em metros quadrados (m²) por 10,000. Essa equação resultante nos fornece a quantidade de biomassa perdida em termos de carbono (Mg C), considerando os padrões de emissão de CO₂ estabelecidos pelo IPCC (Equação 3).

$$B_p = \frac{B_q}{2} * \frac{A}{10000} \quad (3)$$

Onde B_p é a biomassa perdida em termos de carbono (Mg C), B_q é a biomassa perdida pela queimada e A é a área de biomassa ocupada pelos pixels quase perfeitos dentro de cada cicatriz de área queimada

O processo de conversão dos valores de dióxido de carbono (CO₂) para carbono equivalente (COeq) desempenha um papel crucial na avaliação do impacto das emissões de gases de efeito estufa. Utilizando uma abordagem baseada

nas diretrizes do IPCC^[40], os valores originais de CO₂, expressos em massa (Mg CO₂), são multiplicados pelo fator de conversão. Este fator reflete a relação entre a massa molecular do dióxido de carbono (44) e a do carbono puro (12). Essa conversão resulta em valores expressos em COeq, proporcionando uma medida padronizada para comparar e avaliar as emissões de diferentes gases de efeito estufa em termos de seu potencial de aquecimento global (Equação 4).

$$V_{ceq} = B_p * \frac{44}{12} \quad (4)$$

Onde, V_{ceq} é o valor de carbono equivalente e B_p é a biomassa perdida em termos de carbono (Mg C)

2.2.3. Valoração do carbono

Para quantificação das perdas econômicas pela emissão de carbono, utilizamos a equação 5 para aplicação de diferentes taxas de valores de carbono para cada tonelada de COeq emitida.

$$V_{ceq} = B_p * Tx \quad (5)$$

Onde V_{ceq} é o preço do carbono em US\$, B_p é a biomassa perdida em termos de carbono (Mg C) e Tx é o valor de mercado estabelecido para cada metodologia aplicada.

Para determinação dos valores de mercado, utilizamos quatro taxas diferentes de precificação de carbono para demonstrar os desafios e a necessidade de uma maior discussão sobre a temática para avanços nos estudos de valoração do carbono. São elas:

- World Bank^[41]: utilizamos o valor máximo do preço de tCOeq (US\$155.86/ tCOeq), estabelecido na taxa de US\$0.07 - 155.86;
- World Bank (América do Sul)^[41]: visto que não existe um valor específico para o Brasil, utilizamos o valor médio dos países da América do Sul (US\$ 42.3175/ tCOeq);
- Valor social do carbono^[20]: propõe o valor de US\$185/ tCOeq baseado em fatores advindos das projeções socioeconômicas, modelos climáticos, função de dano e métodos de desconto que refletem uma valoração consistente do risco; e dos impactos sociais da perda de carbono para as comunidades
- Projeto de Lei n° 2148/2015 (atual 1548579)^{[42], [43]}: este projeto busca regulamentar o mercado de carbono, propondo uma taxa entre US\$ 25-35/ tCOeq. Neste estudo, utilizamos o valor máximo para precificação de carbono.

3 Resultados

3.1 Relação de biomassa e carbono equivalente no Maranhão

As análises revelaram que a maior parte da perda de biomassa no Maranhão se concentra na porção sul do estado, onde predomina o bioma Cerrado (Figura 4a). Ao examinarmos as diferentes classes de uso (Apêndice 1), identificamos três padrões espaciais distintos. Primeiro, as áreas classificadas como categoria 03 (floresta) em 2019 sofreram mudanças significativas, principalmente devido à passagem do fogo, permanecendo como floresta em alguns casos e convertendo-se para pastagem e mosaicos de uso em outros. As perdas de biomassa nessas regiões se concentraram nas porções central e norte do estado, com algumas ocorrências também no sul.

Segundo, as áreas da categoria 04 (cerrado) em 2019 foram afetadas tanto pelo fogo, que manteve muitas como cerrado, quanto pela conversão para áreas de pastagem, resultando em perdas predominantemente na região sul, onde o bioma Cerrado é mais intenso. Terceiro, as categorias 12 (formação campestre), 15 (pastagem) e 21 (mosaico de usos) apresentaram perdas intermediárias de biomassa, com a classe 12 localizada na área centro-sul, a classe 15 na região oeste e a classe 21 na região leste do estado.

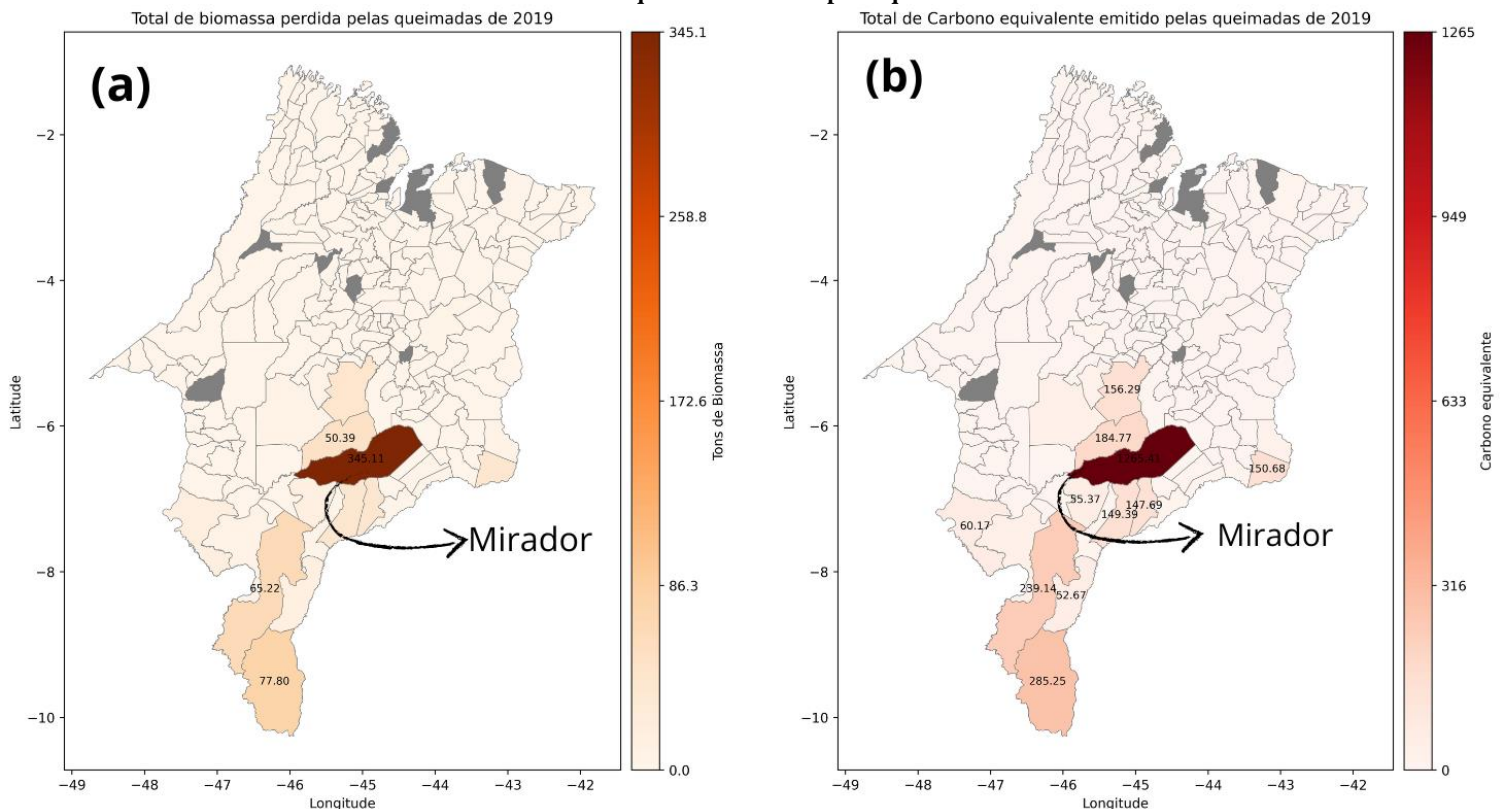
Ao compararmos os valores específicos das perdas de biomassa, observamos variações significativas entre as classes. As classes 1111 (campo alagado/ campo alagado), 1512 (pastagem/formação campestre), 1515 (pastagem/pastagem), 2121 (mosaico de usos/ mosaico de usos), 315 (floresta/pastagem), 321 (floresta/ mosaico de usos), 415

(formação savânica/pastagem), 505 (mangue/ mangue), 606 (floresta alagável/ floresta alagável) e 615 (floresta alagável/pastagem) apresentaram perdas menores que 1 AGB, indicando uma tendência de baixa perda de biomassa. Em contraste, a classe 1212 teve perdas que alcançaram até 4 AGB, mostrando uma variação mais ampla. Notavelmente, a classe 303 (floresta/ floresta) teve perdas significativas menores que 45 AGB, enquanto a classe 404 (formação savânica/ formação savânica) apresentou as maiores perdas, inferiores a 350 AGB.

Além disso, a emissão de carbono equivalente apresentou uma relação proporcional à perda de biomassa (Figura 2b), com as áreas de floresta e cerrado sendo aquelas que mais emitiram COeq após a passagem do fogo. Estas regiões foram responsáveis por emissões superiores a 1200 nas savanas e superiores a 140 nas florestas. Diferentemente da perda de biomassa, observamos que 11 municípios emitiram mais de 50 COeq na região, estando localizados na região central e sul, com predominância do bioma Cerrado.

Esses resultados destacam a importância de desenvolver estratégias de conservação específicas e adaptadas para cada região e tipo de vegetação, levando em conta não apenas as perdas de biomassa, mas também as emissões de carbono equivalente, para efetivamente mitigar os impactos e promover a recuperação das áreas afetadas.

Figura 4. Distribuição total dos municípios do Maranhão em relação a (a) Total de biomassa perdida pelas queimadas e (b) Total de carbono equivalente emitido pelas queimadas

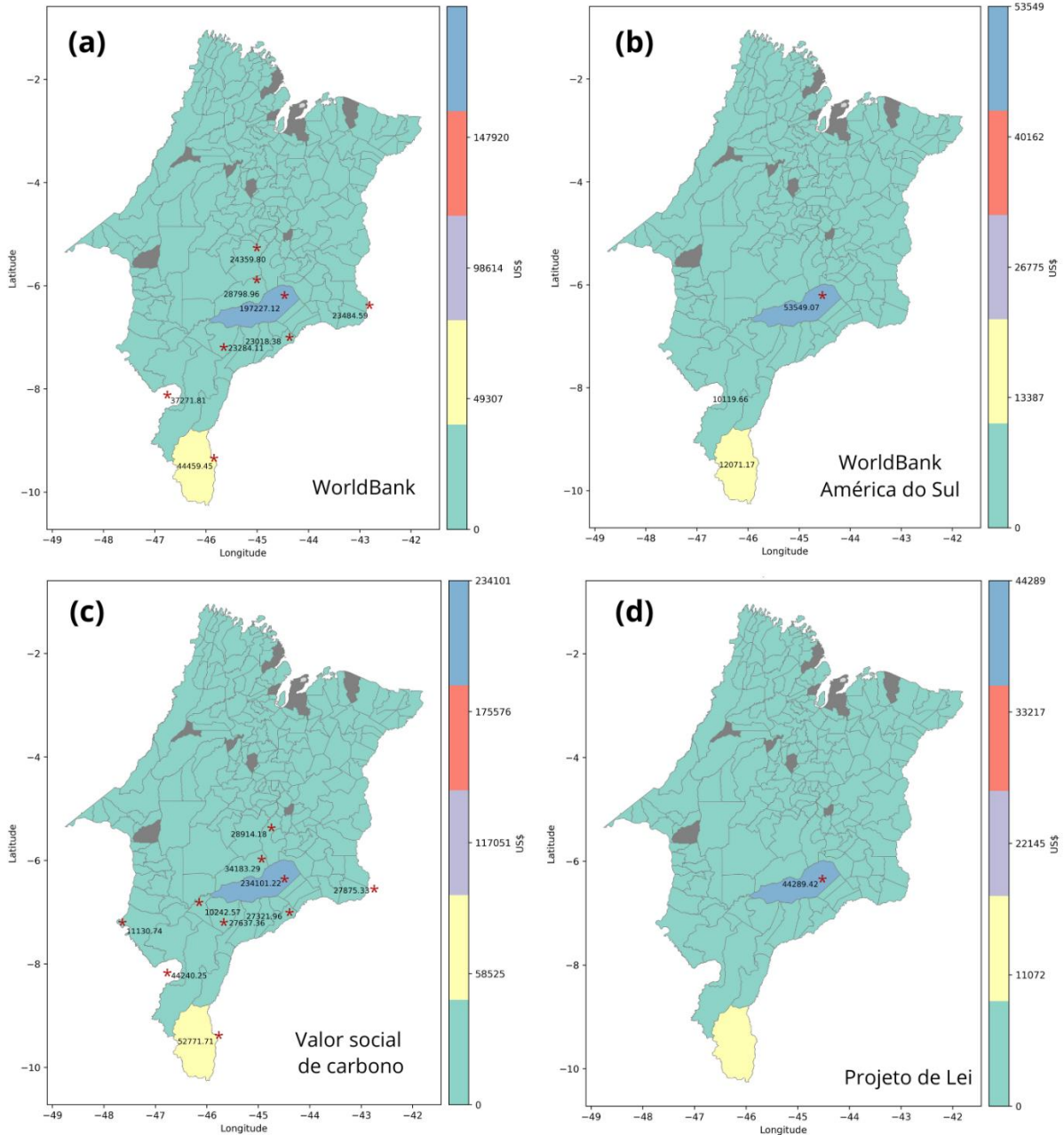


3.1 Perdas econômicas

As queimadas são responsáveis por uma parcela significativa das emissões de carbono no Maranhão. Ao avaliarmos as perdas anuais, observamos uma variação considerável entre os municípios, que pode variar de valores próximos a zero até US\$ 234101 (Figura 5), dependendo da metodologia aplicada, com as maiores perdas concentradas na região sul. Esta variação está associada às diferentes abordagens de precificação do carbono consideradas.

Os dados do valor social do carbono (Figura 5c) revelaram as maiores perdas econômicas em relação às emissões de carbono, alcançando até US\$ 234101. Isso ocorre porque essa metodologia ^[21] considera não apenas a perda de biomassa, mas também todos os aspectos de gestão, impactos climáticos e sociais dentro da região. Estas avaliações incluem custos com brigadistas, manutenção de áreas, criação de aceiros, e manutenção de equipamentos.

Figura 5. Valoração das perdas econômicas advindas pela perda de biomassa após as queimadas de 2019



* Valores maiores que US\$ 5000

A tabela apresenta as diferenças nos valores totais de perdas econômicas devido às emissões de CO₂ para diferentes taxas de precificação aplicadas, medidas em dólares americanos (US\$). As taxas de precificação incluem o Banco Mundial, o Banco Mundial - América do Sul, o Valor Social do Carbono e um Projeto de Lei. As diferenças são comparadas entre si, onde o Banco Mundial serve como referência com valor zero (Tabela 3).

A aplicação do World Bank - América do Sul mostra uma diferença de 348.740,37 US\$ em relação ao Banco Mundial. Comparado com o World Bank - América do Sul, o Valor

Social do Carbono apresenta uma diferença de 438.242,49 US\$, e quando comparado ao World Bank global, a diferença é de 89.502,12 US\$. Por fim, o Projeto de Lei, em comparação ao World Bank, gera uma diferença de 371.215,72 US\$, enquanto a diferença em relação ao World Bank - América do Sul é de 22.475,35 US\$ e ao Valor Social do Carbono é de 460.717,84 US\$. Esses valores indicam o impacto econômico de cada taxa de precificação do carbono em comparação com as outras, destacando como diferentes abordagens de precificação podem resultar em variações significativas nas perdas econômicas associadas às emissões de CO₂.

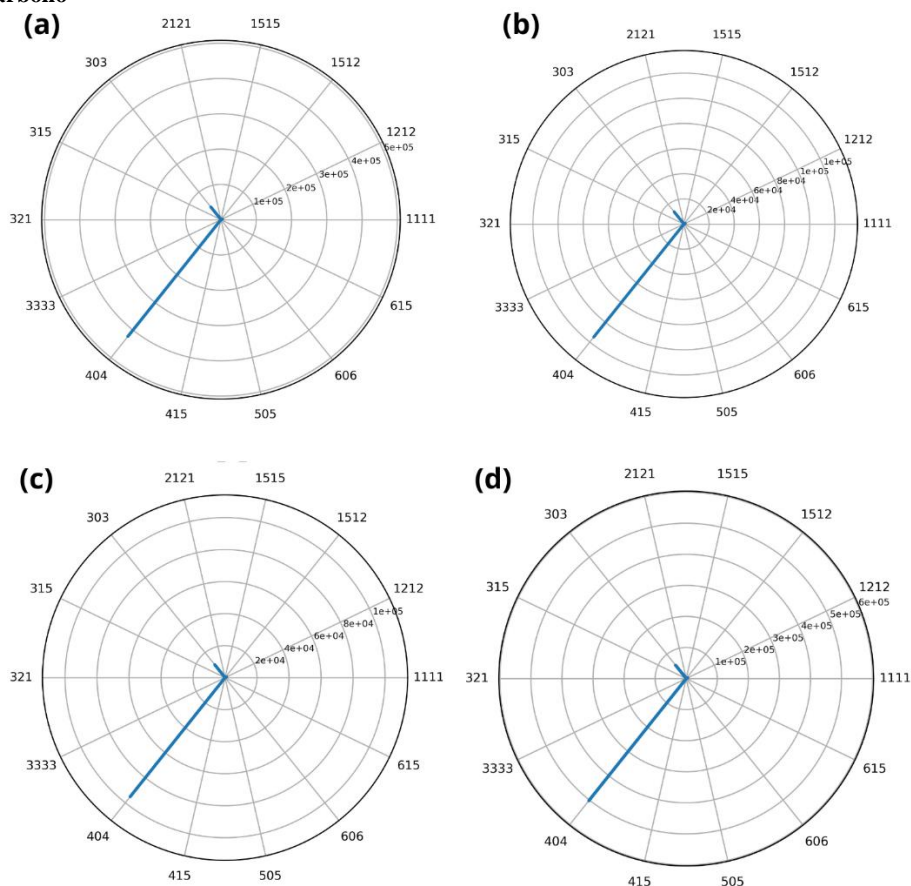
Tabela 3. Diferenças entre os valores totais de perdas econômicas por emissão de CO₂ para as diferentes taxas de precificação aplicadas

US\$	World Bank	World Bank - (América do Sul)	Valor social de carbono	Projeto de Lei
World Bank	0.0			
World Bank - (América do Sul)	348740.37	0.0		
Valor social de carbono	89502.12	438242.49	0.0	
Projeto de Lei	371215.72	22475.35	460717.84	0.0

Quando analisado por classes (Figura 6), identificamos que as queimadas em áreas de vegetação nativa de cerrado e Amazônia são responsáveis pelas maiores perdas econômicas associadas ao processo de perda de biomassa e emissão de carbono equivalente. Isso demonstra que a implementação de

ações como pagamento por serviços ambientais na região poderia preservar muitas áreas e proporcionar novas fontes de renda para os produtores. Entretanto, são necessárias melhorias no valor estabelecido por lei para a valoração do carbono.

Figura 6. Variação da precificação do carbono ao longo das metodologias abordadas para as diferentes classes de transição presentes no estado do Maranhão entre os anos de 2019 a 2020, onde (a) World Bank, (b) World Bank - (América do Sul), (c) Projeto de Lei e (d) Valor social de carbono



4 Discursão

4.1 Variação da biomassa pós-queima

A variação da biomassa perdida e regenerada após um incêndio florestal é influenciada por diversos fatores interrelacionados, incluindo a intensidade e a frequência do fogo, o tipo de vegetação, as condições climáticas, a umidade do solo, a presença de incêndios passados e o manejo da terra^{[8], [26], [44]}.

A intensidade do fogo, classificada como baixa, moderada ou alta, determina o grau de danos à vegetação e ao solo^[45]. Incêndios de alta intensidade causam maior perda de biomassa, queimando profundamente a vegetação e afetando a estrutura do solo, enquanto os de baixa intensidade podem enriquecer o solo com nutrientes e facilitar a regeneração^[46].

O tipo de vegetação é crucial e varia consideravelmente entre a Amazônia e o Cerrado. A Amazônia, uma floresta tropical densa, sofre maiores perdas absolutas de carbono em queimadas devido à sua elevada biomassa^[47]. No entanto, sua regeneração pode ser mais lenta devido à complexidade estrutural e ao tempo necessário para a recuperação das espécies-chave. As espécies amazônicas são menos adaptadas ao fogo, tornando-as mais vulneráveis a danos severos. Em contraste, o Cerrado, uma savana tropical, possui espécies adaptadas ao fogo que se regeneram rapidamente devido a adaptações evolutivas como raízes profundas e gemas subterrâneas^[9].

As condições climáticas antes, durante e após os incêndios desempenham papel fundamental. Períodos prolongados de seca aumentam o material combustível e a probabilidade de incêndios de alta intensidade. A umidade do solo é crucial: solos mais úmidos reduzem a intensidade do fogo e protegem melhor as raízes das plantas, facilitando a regeneração^[48]. Na Amazônia, onde a umidade do solo é geralmente maior, a regeneração pode ser mais eficaz após incêndios de baixa intensidade, enquanto no Cerrado, a variação na umidade pode afetar mais a recuperação pós-fogo. Entretanto, em incêndios de grande magnitude, observa-se uma relação inversa^[46].

A presença de incêndios passados também influencia a resposta da biomassa. Áreas com histórico de incêndios frequentes tendem a acumular menos biomassa e podem desenvolver vegetação adaptada ao fogo ao longo do tempo, resultando em menor perda de biomassa em incêndios subsequentes. A intensa atividade do fogo pode selecionar espécies mais resistentes, promovendo agrupamentos filogenéticos e funcionais de comunidades e reduzindo a biodiversidade original da região^[49].

Nossos resultados (Figura 2) mostraram que as maiores perdas de biomassa ocorreram em regiões de floresta primária, que permaneceram na mesma classe ou foram convertidas em pastagens e áreas agrícolas. Essas regiões apresentaram as maiores taxas de carbono equivalente e,

consequentemente, as maiores perdas econômicas associadas ao carbono.

O manejo da terra e a intervenção humana desempenham papel significativo na dinâmica do fogo e na variação da biomassa perdida e regenerada na Amazônia e no Cerrado^[50]. Na Amazônia, a conversão de florestas em pastagens e áreas agrícolas aumenta a fragmentação do habitat, tornando a floresta mais suscetível a incêndios, que são raros em condições naturais^[51]. A expansão agrícola e a criação de gado alteram a estrutura do bioma e a quantidade de material combustível disponível^[52]. Práticas inadequadas de manejo do fogo, como queimadas descontroladas ou mal planejadas, podem intensificar os incêndios e prejudicar a regeneração da vegetação, apesar de sua adaptação natural ao fogo^[50].

Portanto, a implementação de políticas de manejo sustentável e de pagamento por serviços ambientais, adaptadas às particularidades de cada bioma, é crucial para minimizar as perdas de biomassa e garantir a recuperação eficiente das áreas queimadas^[53]. Esse processo contribuirá para o armazenamento de carbono e auxiliará na redução das emissões de CO₂.

4.2 Impacto das queimadas na biomassa remanescente

Os incêndios florestais exercem impactos profundos na estrutura florestal e no ciclo do carbono, exigindo uma gestão eficaz para mitigar seus efeitos devastadores nos serviços ecossistêmicos prestados pelas florestas^[25]. Nossos resultados demonstraram que, em 2019, grande parte dos municípios no centro-sul do Maranhão apresentou perdas de até 345 AGB de carbono. Na Amazônia, entre 1985 e 2017, houve uma redução significativa na cobertura florestal, com apenas 24% da cobertura original remanescente^[25]. Cerca de 60% da área queimada nesse período contribuiu para a fragmentação florestal, comprometendo a biodiversidade e os estoques de carbono^[54].

O fogo altera profundamente as propriedades físico-químicas do solo em regiões florestais, especialmente na Amazônia. Quanto maior a intensidade do incêndio, maior é o aumento da hidrofobicidade do solo e da taxa de erosão^[55]. Esse processo intensifica a decomposição da biomassa remanescente, aumentando as emissões de CO₂ em curto prazo^[56]. Isso implica que regiões com biomassa remanescente dos incêndios de 2019 e sujeitas à recorrência de fogo nos próximos anos terão um aumento na decomposição, resultando em maior emissão de CO₂ nos primeiros anos após o primeiro incêndio. Por outro lado, incêndios de baixa intensidade podem enriquecer o solo com nutrientes^[55]. Assim, o uso do fogo como ferramenta de manejo é comum na Amazônia, aumentando a vulnerabilidade a novos incêndios e comprometendo os serviços ecossistêmicos fornecidos pela floresta.

Em contraste, o Cerrado é adaptado ao fogo, com muitas espécies vegetais que possuem mecanismos de resistência e resiliência, dado que os incêndios são naturais nesse bioma

[57], [58]. Incêndios no Cerrado são frequentes e, embora possam resultar em perda temporária de biomassa, a vegetação tende a se regenerar mais rapidamente, mantendo um equilíbrio dinâmico com o fogo^[46]. A Figura 3 mostra que as transições de cerrado apresentam um pico menor de decomposição de biomassa em comparação com as transições na região de floresta amazônica. Apesar da resiliência ao fogo, a intensificação na frequência e intensidade dos incêndios, exacerbada por atividades humanas, pode comprometer esse equilíbrio, levando à degradação e perda de biodiversidade a longo prazo^[59].

Segundo Lapola et al.^[8], a degradação florestal está diretamente relacionada à expansão das queimadas, ao aumento do efeito de borda e às mudanças climáticas, resultando na perda de diversos serviços ecossistêmicos, principalmente na ciclagem de carbono^[9]. O aumento da estação seca contribui para o aumento dos incêndios^[58], evidenciando uma variabilidade espacial significativa na dinâmica natural dos biomas amazônico e cerrado. Esse processo impacta a ciclagem de carbono, pois regiões com estações secas mais pronunciadas apresentam taxas mais elevadas de incêndios^{[9], [56]}. Para estudos futuros com séries temporais, análises integradas com o clima fornecem insights valiosos sobre os padrões de incêndios na região e seus impulsionadores^[60].

4.3 Perdas econômicas

A valoração do carbono envolve a atribuição de um valor econômico às emissões de carbono e ao sequestro de carbono pelas florestas, o qual varia consideravelmente conforme a metodologia aplicada^[27]. Diferentes abordagens incluem o valor social do carbono, que considera os impactos climáticos e sociais das emissões, e as estimativas do World Bank, que incorporam fatores econômicos e climáticos globais. Essas metodologias podem resultar em grandes variações nos valores estimados, refletindo diferentes prioridades e pressupostos subjacentes.

As diversas metodologias de valoração do carbono na América do Sul apresentam variações significativas. O World Bank estima valores que podem atingir até US\$ 348,740.37, enquanto o valor social de carbono, considerando fatores econômicos e sociais mais amplos, varia de US\$ 89,502.12 a US\$ 438,242.49. Em contraste, o Projeto de Lei nº 1548579 propõe um valor máximo de apenas US\$ 44,289, subestimando as perdas quando comparado com as outras estimativas. Essa discrepância destaca os desafios na precificação do carbono, evidenciando a necessidade de critérios mais uniformes e abrangentes para garantir uma compensação justa e eficaz.

A estimativa precisa das perdas de carbono enfrenta desafios significativos, como a quantificação exata das emissões resultantes de incêndios florestais, a variação nas taxas de decomposição da biomassa queimada e as diferenças regionais nas práticas de manejo da terra^{[27], [28], [44]}. Essas dificuldades são exacerbadas pela complexidade dos

ecossistemas da Amazônia e do Cerrado, que respondem de maneira distinta ao fogo e às mudanças ambientais. Portanto, desenvolver modelos precisos e abrangentes para a valoração do carbono é essencial para informar políticas eficazes de conservação e mitigação das mudanças climáticas.

4.4 Implicações do estudo para estratégias de REDD+

Implementar as precificações de perda de carbono no contexto do REDD+ no Brasil apresenta desafios e oportunidades únicas, dadas as vastas áreas de florestas tropicais e a diversidade de ecossistemas^{[26], [61]}. O país é um dos líderes globais em biodiversidade e desmatamento, o que amplia a relevância das estratégias de REDD+ para mitigar as mudanças climáticas e conservar ecossistemas essenciais^[6].

O geoprocessamento e o sensoriamento remoto desempenham um papel crucial nesse contexto. Utilizando tecnologias avançadas de sensoriamento remoto, como imagens de satélite de alta resolução e dados LiDAR, o Brasil pode monitorar alterações na cobertura florestal com precisão e frequência^{[62], [63]}. Isso não apenas facilita a quantificação de emissões de carbono associadas ao desmatamento e degradação florestal, mas também suporta o desenvolvimento de estratégias de manejo sustentável e restauração de áreas degradadas.

A importância do geoprocessamento também se estende à elaboração de inventários florestais precisos e à identificação de áreas prioritárias para intervenções de conservação^[52]. Além disso, sistemas de informações geográficas (SIG) permitem a integração de dados socioeconômicos e ambientais, facilitando a formulação de políticas públicas eficazes e a alocação eficiente de recursos financeiros^[5].

Para alcançar as NDCs estabelecidas pelo Acordo de Paris, o Brasil necessita fortalecer suas capacidades de geoprocessamento e monitoramento ambiental. Isso não apenas ajuda a cumprir compromissos internacionais, mas também contribui para o desenvolvimento sustentável e a valorização econômica de serviços ecossistêmicos como a captura de carbono e a conservação da biodiversidade.

Portanto, o geoprocessamento não é apenas uma ferramenta técnica, mas uma peça fundamental para a implementação bem-sucedida das estratégias de REDD+ no Brasil, integrando ciência, política e práticas de gestão ambiental para enfrentar os desafios das mudanças climáticas e promover um futuro mais sustentável.

4.5 Limitações e estudos futuros

O estudo apresenta limitações significativas devido ao fato de estar baseado em dados de apenas um ano, o que impede uma análise mais robusta das tendências e padrões de longo prazo. Além disso, a pesquisa não considera a regeneração natural da vegetação e a taxa de decomposição da biomassa remanescente, aspectos críticos para compreender plenamente o impacto dos incêndios florestais na biomassa e nos ciclos de carbono. A recorrência do fogo nas regiões

estudadas, tanto na Amazônia quanto no Cerrado, também não foi abordada, o que é essencial para avaliar os efeitos cumulativos e a resiliência dos ecossistemas ao fogo. Essas limitações sugerem que estudos futuros devem incorporar dados de múltiplos anos e incluir análises detalhadas sobre a regeneração e decomposição da biomassa, assim como a frequência dos incêndios, para fornecer uma compreensão mais abrangente e precisa dos impactos do fogo nos ecossistemas.

5 Conclusões

O estudo investigou as perdas de biomassa e as emissões de carbono equivalente no Maranhão após os incêndios de 2019, destacando padrões espaciais distintos nas mudanças de cobertura vegetal. A análise revelou que as regiões de floresta e cerrado foram as mais afetadas, com concentração significativa de perdas de biomassa no sul do estado. As áreas de floresta apresentaram mudanças para pastagem e outros usos, enquanto o cerrado mostrou resiliência, regenerando-se com maior rapidez devido a adaptações naturais ao fogo. Além disso, o estudo quantificou as emissões de carbono equivalente, observando que as áreas queimadas emitiram quantidades substanciais de CO₂e, especialmente nas regiões de floresta. Esses resultados sublinham a necessidade de estratégias de conservação adaptadas, considerando não apenas as perdas de biomassa, mas também as emissões de carbono, para mitigar impactos e promover a recuperação eficaz das áreas afetadas.

Os impactos econômicos das queimadas foram significativos, variando consideravelmente entre os municípios e dependendo das metodologias de precificação do carbono aplicadas. As perdas econômicas associadas às emissões de carbono foram substanciais, destacando a importância de avaliações precisas para subsidiar políticas de gestão ambiental e mitigação das mudanças climáticas. A análise comparativa das metodologias de valoração do carbono mostrou grandes discrepâncias nos valores estimados, refletindo desafios na padronização e na justa compensação pelos danos ambientais. Diante das limitações identificadas, incluindo a necessidade de dados a longo prazo e análises mais detalhadas da regeneração vegetal e da recorrência de incêndios, sugere-se que estudos futuros expandam essas análises para fornecer uma compreensão mais abrangente dos impactos das queimadas nos ecossistemas do Maranhão.

6 Referências

- [1] IPCC, Climate Change 2021 – The Physical Science Basis: Working Group I Contribution to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, 1^o ed. Cambridge University Press, 2023. doi: 10.1017/9781009157896.
- [2] E. Dlugokencky e P. Tans, “Trends in atmospheric

- carbon dioxide, National Oceanic and Atmospheric Administration, Global Monitoring Laboratory (NOAA/GML)”. [Online]. Disponível em: <http://www.gml.noaa.gov/gmd/ccgg/trends/global.html>,
- [3] D. Archer et al., “Atmospheric Lifetime of Fossil Fuel Carbon Dioxide”, *Annu. Rev. Earth Planet. Sci.*, vol. 37, n^o 1, p. 117–134, maio 2009, doi: 10.1146/annurev.earth.031208.100206.
- [4] P. Friedlingstein et al., “Global Carbon Budget 2022”, *Earth Syst. Sci. Data*, vol. 14, n^o 11, p. 4811–4900, nov. 2022, doi: 10.5194/essd-14-4811-2022.
- [5] SEEG, “EMISSÕES TOTAIS”. Acesso em: 22 de março de 2023. [Online]. Disponível em: https://plataforma.seeg.eco.br/total_emission
- [6] J. Barlow et al., “Policy Brief: Degradação das florestas amazônicas”, p. 3349255 Bytes, 2023, doi: 10.6084/M9.FIGSHARE.22683379.V1.
- [7] J. Barlow et al., “The critical importance of considering fire in REDD+ programs”, *Biological Conservation*, vol. 154, p. 1–8, out. 2012, doi: 10.1016/j.biocon.2012.03.034.
- [8] D. M. Lapola et al., “The drivers and impacts of Amazon forest degradation”, p. eabp8622, jan. 2023.
- [9] L. S. Borma et al., “Beyond Carbon: The Contributions of South American Tropical Humid and Subhumid Forests to Ecosystem Services”, *Reviews of Geophysics*, vol. 60, n^o 4, p. e2021RG000766, dez. 2022, doi: 10.1029/2021RG000766.
- [10] L. E. O. C. Aragão et al., “21st Century drought-related fires counteract the decline of Amazon deforestation carbon emissions”, *Nat Commun*, vol. 9, n^o 1, p. 536, fev. 2018, doi: 10.1038/s41467-017-02771-y.
- [11] J. Barlow et al., “Quantifying the biodiversity value of tropical primary, secondary, and plantation forests”, *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.*, vol. 104, n^o 47, p. 18555–18560, nov. 2007, doi: 10.1073/pnas.0703333104.
- [12] W. Campanharo, A. Lopes, L. Anderson, T. Da Silva, e L. Aragão, “Translating Fire Impacts in Southwestern Amazonia into Economic Costs”, *Remote Sensing*, vol. 11, n^o 7, p. 764, mar. 2019, doi: 10.3390/rs11070764.
- [13] P. e A. Ministério da Agricultura, *Histórico De Perdas Na Agricultura Brasileira 2000-2021*. Distrito Federal, DF: Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, 2022.
- [14] Z. Ye, S.-C. Hsu, e H.-H. Wei, “Real-time prediction of structural fire responses: A finite element-based machine-learning approach”, *Automation in Construction*, vol. 136, p. 104165, abr. 2022, doi: 10.1016/j.autcon.2022.104165.
- [15] M. O. Nawaz e D. K. Henze, “Premature Deaths in Brazil Associated With Long-Term Exposure to PM_{2.5} From Amazon Fires Between 2016 and 2019”, *GeoHealth*, vol. 4, n^o 8, p. e2020GH000268, ago. 2020, doi: 10.1029/2020GH000268.
- [16] Y. Wu et al., “Wildfire-related PM_{2.5} and health

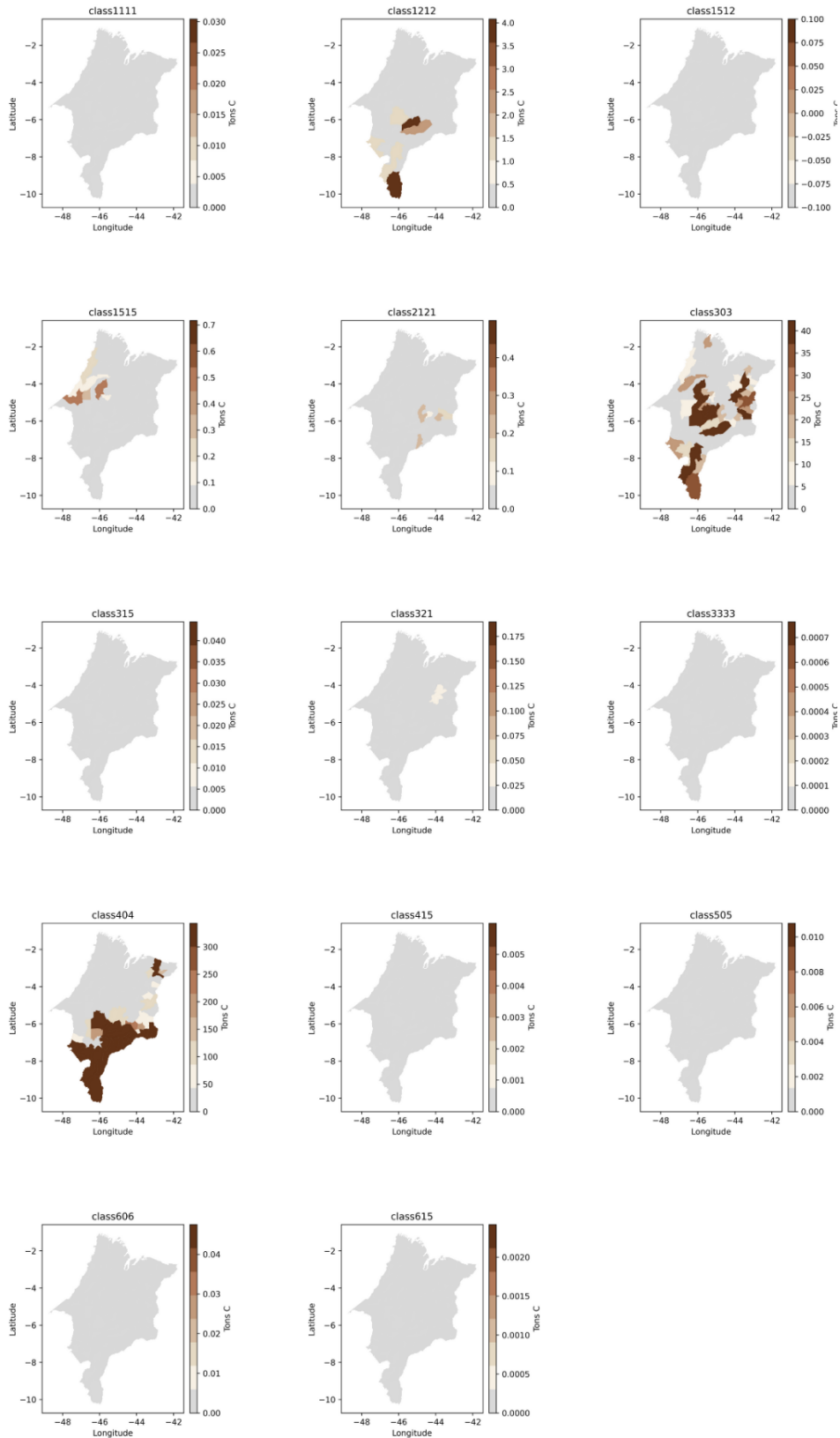
- economic loss of mortality in Brazil”, *Environment International*, vol. 174, p. 107906, abr. 2023, doi: 10.1016/j.envint.2023.107906.
- [17] J. Barlow et al., “Anthropogenic disturbance in tropical forests can double biodiversity loss from deforestation”, *Nature*, vol. 535, n° 7610, p. 144–147, jul. 2016, doi: 10.1038/nature18326.
- [18] Brasil, Paris Agreement - NATIONALLY DETERMINED CONTRIBUTION (NDC). Brasília, 2022. [Online]. Disponível em: <https://unfccc.int/sites/default/files/NDC/2022-06/Updated%20-%20First%20NDC%20-%20%20FINAL%20-%20PDF.pdf>
- [19] WRI, “Nova NDC do Brasil: entenda por que a meta climática foi considerada pouco ambiciosa”. Acesso em: 22 de março de 2023. [Online]. Disponível em: <https://www.wribrasil.org.br/noticias/nova-ndc-do-brasil-entenda-por-que-meta-climatica-foi-considerada-pouco-ambiciosa>
- [20] K. Rennert et al., “Comprehensive evidence implies a higher social cost of CO₂”, *Nature*, vol. 610, n° 7933, p. 687–692, out. 2022, doi: 10.1038/s41586-022-05224-9.
- [21] C. M. Souza et al., “Reconstructing Three Decades of Land Use and Land Cover Changes in Brazilian Biomes with Landsat Archive and Earth Engine”, *Remote Sensing*, vol. 12, n° 17, p. 2735, ago. 2020, doi: 10.3390/rs12172735.
- [22] A. G. A. F. Moura, A. G. Negrão, J. C. Da Silva, J. R. Santana, T. R. Z. Ferreira, e W. S. L. Da Costa, “Geoprocessamento: utilização da técnica de classificação supervisionada para cálculo de remanescente florestal”, *bjdv*, vol. 7, n° 5, out. 2021, doi: 10.34117/bjdv7n5-528.
- [23] F. T. P. Torres, M. P. B. Roque, G. S. Lima, S. V. Martins, e A. L. L. D. Faria, “Mapeamento do Risco de Incêndios Florestais Utilizando Técnicas de Geoprocessamento”, *Floresta Ambient.*, vol. 24, n° 0, 2017, doi: 10.1590/2179-8087.025615.
- [24] C. H. L. Silva Junior, L. O. Anderson, L. E. O. E. C. D. Aragão, e B. D. Rodrigues, “Dinâmica das Queimadas no Cerrado do Estado do Maranhão, Nordeste do Brasil”, *Rev. Dep. Geogr.*, vol. 35, p. 1–14, jul. 2018, doi: 10.11606/rdg.v35i0.142407.
- [25] C. H. L. Silva-Junior et al., “Forest Fragmentation and Fires in the Eastern Brazilian Amazon—Maranhão State, Brazil”, *Fire*, vol. 5, n° 3, p. 77, jun. 2022, doi: 10.3390/fire5030077.
- [26] V. H. A. Heinrich et al., “Large carbon sink potential of secondary forests in the Brazilian Amazon to mitigate climate change”, *Nat Commun*, vol. 12, n° 1, p. 1785, mar. 2021, doi: 10.1038/s41467-021-22050-1.
- [27] V. Heinrich et al., “Mind the gap: reconciling tropical forest carbon flux estimates from earth observation and national reporting requires transparency”, *Carbon Balance Manage*, vol. 18, n° 1, p. 22, nov. 2023, doi: 10.1186/s13021-023-00240-2.
- [28] V. H. A. Heinrich, S. Sitch, T. M. Rosan, C. H. L. Silva-Junior, e L. E. O. C. Aragão, “RE:Growth—A toolkit for analyzing secondary forest aboveground carbon dynamics in the Brazilian Amazon”, *Front. For. Glob. Change*, vol. 6, p. 1230734, out. 2023, doi: 10.3389/ffgc.2023.1230734.
- [29] W. Campanharo, A. Lopes, L. Anderson, T. Da Silva, e L. Aragão, “Translating Fire Impacts in Southwestern Amazonia into Economic Costs”, *Remote Sensing*, vol. 11, n° 7, p. 764, mar. 2019, doi: 10.3390/rs11070764.
- [30] N. Gorelick, M. Hancher, M. Dixon, S. Ilyushchenko, D. Thau, e R. Moore, “Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone”, *Remote Sensing of Environment*, vol. 202, p. 18–27, dez. 2017, doi: 10.1016/j.rse.2017.06.031.
- [31] H. Leão et al., “BRASA - A merger proposal for burned area in Brazil.” [object Object], 18 de novembro de 2023. doi: 10.5281/ZENODO.10161511.
- [32] M. Santoro e O. Cartus, “ESA Biomass Climate Change Initiative (Biomass_cci): Global datasets of forest above-ground biomass for the years 2010, 2017, 2018, 2019 and 2020, v4”. [object Object], p. 5183 Files, 302039459020 B, 2023. doi: 10.5285/AF60720C1E404A9E9D2C145D2B2EAD4E.
- [33] H. Leão, C. H. L. Silva-Junior, e L. O. Anderson, “Temporal Fire Metrics (For Burned Area) in GEE API Python”. [object Object], 13 de novembro de 2023. doi: 10.5281/ZENODO.10119454.
- [34] Brasil, “Resultados do Inventário Nacional por Unidade Federativa de Emissões de Gases de Efeito Estufa”, 2022. Acesso em: 2 de maio de 2024. [Online]. Disponível em: https://www.gov.br/mcti/pt-br/acompanhe-o-mcti/sirene/publicacoes/LO_GIZ_RESULTADOINVENTARIO_00_PAGINASINDIVIDUAIScompactado.pdf
- [35] IPCC, “IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Workbook”, IPCC, IPCC, 2006. [Online]. Disponível em: <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gl/guidelin/ch1wb1.pdf>
- [36] A. C. M. Pessôa et al., “Intercomparison of Burned Area Products and Its Implication for Carbon Emission Estimations in the Amazon”, *Remote Sensing*, vol. 12, n° 23, p. 3864, nov. 2020, doi: 10.3390/rs12233864.
- [37] A. C. M. Pessôa et al., “Protected areas are effective on curbing fires in the Amazon”, *Ecological Economics*, vol. 214, p. 107983, dez. 2023, doi: 10.1016/j.ecolecon.2023.107983.
- [38] L. O. Anderson et al., “Disentangling the contribution of multiple land covers to fire-mediated carbon emissions in Amazonia during the 2010 drought”, *Global Biogeochemical Cycles*, vol. 29, n° 10, p. 1739–1753, out. 2015, doi: 10.1002/2014GB005008.
- [39] IPCC, “IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: STATIONARY COMBUSTION”, IPCC,

- IPCC, 2006. [Online]. Disponível em: https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/pdf/2_Volume2/V2_2_Ch2_Stationary_Combustion.pdf
- [40] IPCC, “IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: SUMMARY OF EQUATIONS”, IPCC, IPCC, 2006. [Online]. Disponível em: https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/pdf/4_Volume4/V4_14_An2_SumEqua.pdf
- [41] WorldBank, “State and Trends of Carbon Pricing Dashboard”. [Online]. Disponível em: <https://carbonpricingdashboard.worldbank.org/compliance/price>
- [42] Brasil, “O Brasil se prepara para o mercado de carbono”. [Online]. Disponível em: <https://infograficos.camara.leg.br/o-brasil-se-prepara-para-o-mercado-de-carbono/>
- [43] MVC, “Mercado Voluntário de Carbono”. [Online]. Disponível em: <https://www.brvcn.org/mvc-em-numeros>
- [44] L. B. Vedovato et al., “Ancient fires enhance Amazon forest drought resistance”, *Front. For. Glob. Change*, vol. 6, p. 1024101, fev. 2023, doi: 10.3389/ffgc.2023.1024101.
- [45] N. Andela et al., “A human-driven decline in global burned area”, *Science*, vol. 356, n° 6345, p. 1356–1362, jun. 2017, doi: 10.1126/science.aal4108.
- [46] N. A. L. Pilon, M. G. B. Cava, W. A. Hoffmann, R. C. R. Abreu, A. Fidelis, e G. Durigan, “The diversity of post-fire regeneration strategies in the cerrado ground layer”, *Journal of Ecology*, vol. 109, n° 1, p. 154–166, jan. 2021, doi: 10.1111/1365-2745.13456.
- [47] K. B. Gongalsky et al., “Forest fire induces short-term shifts in soil food webs with consequences for carbon cycling”, *Ecology Letters*, vol. 24, n° 3, p. 438–450, mar. 2021, doi: 10.1111/ele.13657.
- [48] S. T. Alvarado, N. Andela, T. S. F. Silva, e S. Archibald, “Thresholds of fire response to moisture and fuel load differ between tropical savannas and grasslands across continents”, *Global Ecol Biogeogr*, vol. 29, n° 2, p. 331–344, fev. 2020, doi: 10.1111/geb.13034.
- [49] A. G. Anjos, S. T. Alvarado, M. Solé, e M. Benchimol, “Influence of fire regime on the taxonomic and phylogenetic diversity of frog communities in a fire-prone Brazilian ecosystem”, *Forest Ecology and Management*, vol. 551, p. 121556, jan. 2024, doi: 10.1016/j.foreco.2023.121556.
- [50] L. Gomes, H. S. Miranda, D. V. Silvério, e M. M. C. Bustamante, “Effects and behaviour of experimental fires in grasslands, savannas, and forests of the Brazilian Cerrado”, *Forest Ecology and Management*, vol. 458, p. 117804, fev. 2020, doi: 10.1016/j.foreco.2019.117804.
- [51] C. H. L. Silva Junior et al., “Persistent collapse of biomass in Amazonian forest edges following deforestation leads to unaccounted carbon losses”, *Sci. Adv.*, vol. 6, n° 40, p. eaaz8360, out. 2020, doi: 10.1126/sciadv.aaz8360.
- [52] D. Navarrete, S. Sitch, L. E. O. C. Aragão, L. Pedroni, e A. Duque, “Conversion from forests to pastures in the Colombian Amazon leads to differences in dead wood dynamics depending on land management practices”, *Journal of Environmental Management*, vol. 171, p. 42–51, abr. 2016, doi: 10.1016/j.jenvman.2016.01.037.
- [53] L. L. Bremer, C. A. Wada, S. Medoff, J. Page, K. Falinski, e K. M. Burnett, “Contributions of native forest protection to local water supplies in East Maui”, *Science of The Total Environment*, vol. 688, p. 1422–1432, out. 2019, doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.06.220.
- [54] F. Valente e M. Laurini, “A spatio-temporal analysis of fire occurrence patterns in the Brazilian Amazon”, *Sci Rep*, vol. 13, n° 1, p. 12727, ago. 2023, doi: 10.1038/s41598-023-39875-z.
- [55] C. A. Klink, M. N. Sato, G. G. Cordeiro, e M. I. M. Ramos, “The Role of Vegetation on the Dynamics of Water and Fire in the Cerrado Ecosystems: Implications for Management and Conservation”, *Plants*, vol. 9, n° 12, p. 1803, dez. 2020, doi: 10.3390/plants9121803.
- [56] J. Q. Chambers, N. Higuchi, J. P. Schimel, L. V. Ferreira, e J. M. Melack, “Decomposition and carbon cycling of dead trees in tropical forests of the central Amazon”, *Oecologia*, vol. 122, n° 3, p. 380–388, fev. 2000, doi: 10.1007/s004420050044.
- [57] V. R. Pivello, “The Use of Fire in the Cerrado and Amazonian Rainforests of Brazil: Past and Present”, *fire ecol*, vol. 7, n° 1, p. 24–39, abr. 2011, doi: 10.4996/fireecology.0701024.
- [58] M. B. Ramos-Neto e V. R. Pivello, “Lightning Fires in a Brazilian Savanna National Park: Rethinking Management Strategies”, *Environmental Management*, vol. 26, n° 6, p. 675–684, dez. 2000, doi: 10.1007/s002670010124.
- [59] S. Li et al., “Anthropogenic climate change contribution to wildfire-prone weather conditions in the Cerrado and Arc of deforestation”, *Environ. Res. Lett.*, vol. 16, n° 9, p. 094051, set. 2021, doi: 10.1088/1748-9326/ac1e3a.
- [60] A. F. S. Ribeiro et al., “The time since land-use transition drives changes in fire activity in the Amazon-Cerrado region”, *Commun Earth Environ*, vol. 5, n° 1, p. 96, fev. 2024, doi: 10.1038/s43247-024-01248-3.
- [61] T. M. Rosan et al., “Synthesis of the land carbon fluxes of the Amazon region between 2010 and 2020”, *Commun Earth Environ*, vol. 5, n° 1, p. 46, jan. 2024, doi: 10.1038/s43247-024-01205-0.
- [62] R. Dalagnol et al., “Mapping Tropical Forest Degradation using High-Resolution Planet NICFI Satellite Imagery and Deep Learning”, em *Proceedings of AGU Fall Meeting 2022*, Chicago, IL, USA, dez.

2022, p. B55F-1036. Acesso em: 30 de março de 2024.
[Online]. Disponível em:
<https://ui.adsabs.harvard.edu/abs/2022AGUFM.B55F1036D>

[63] R. Dalagnol et al., “Mapping tropical forest degradation with deep learning and Planet NICFI data”, *Remote Sensing of Environment*, vol. 298, p. 113798, dez. 2023, doi: 10.1016/j.rse.2023.113798.

7 Apêndice 1: Variação da perda de biomassa para os diferentes usos do solo presentes nos municípios do Maranhão



8 Apêndice 2: Variação do carbono equivalente emitido em todos os municípios do estado do Maranhão

