

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DO MARANHÃO CENTRO DE CIÊNCIAS
AGRÁRIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AGRÁRIAS CURSO DE
MESTRADO/DOCTORADO EM CIÊNCIAS AGRÁRIAS**

KARLA KARLIANE PEREIRA SILVA

**QUANTIFICAÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL DA FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL NA
AMAZÔNIA E SEU IMPACTO NOS ESTOQUES DE CARBONO**

SÃO LUÍS

27/05/2025

KARLA KARLIANE PEREIRA SILVA

**QUANTIFICAÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL DA FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL
NA AMAZÔNIA E SEU IMPACTO NOS ESTOQUES DE CARBONO**

Dissertação apresentada à Universidade Estadual do Maranhão, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ciências Agrárias, para obtenção da aprovação.

Orientador: Prof. Dr. Christoph Gehring
Coorientador: Prof. Dr. Celso Henrique Silva Junior

SÃO LUÍS

27/05/2025

KARLA KARLIANE PEREIRA SILVA

**QUANTIFICAÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL DA FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL
NA AMAZÔNIA E SEU IMPACTO NOS ESTOQUES DE CARBONO**

Dissertação apresentada à Universidade Estadual do Maranhão, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ciências Agrárias, para obtenção da aprovação.

Orientador: Prof. Dr. Christoph Gehring

Coorientador: Prof. Dr. Celso Henrique Silva Junior

Aprovado em: 27/05/2025

BANCA EXAMINADORA

Documento assinado digitalmente
 **CHRISTOPH GEHRING**
Data: 09/07/2025 15:56:10-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. Christoph Gehring (Orientador)

Documento assinado digitalmente
 **CELSO HENRIQUE LEITE SILVA JUNIOR**
Data: 12/07/2025 17:20:10-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. Celso Henrique Silva Junior (Coorientador)

Documento assinado digitalmente
 **FRANCISCA HELENA MUNIZ**
Data: 02/07/2025 11:11:22-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dra. Francisca Helena Muniz

Documento assinado digitalmente
 **TAISSA CAROLINE SILVA RODRIGUES**
Data: 02/07/2025 11:36:22-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dra. Taíssa Caroline Silva Rodrigues

São Luís

27/05/2025

Silva, Karla Karliane Pereira.

Quantificação espaço-temporal da fragmentação florestal na Amazônia e seu impacto nos estoques de carbono. / Karla Karliane Pereira Silva. – São Luís, 2025.

80 p.

Dissertação (Agroecologia - Programa de Pós Graduação em Ciências Agrárias) Universidade Estadual do Maranhão - UEMA, 2025.

Orientador: Prof. Dr. Christoph Gehring.

1. Emissões de CO₂. 2. Fragmentação. 3. Biomassa Florestal.
I.Título.

CDU: 504.122:661.666

Dedico a Deus, a qual contribuiu
imensamente para a realização de
mais um projeto de vida.

AGRADECIMENTOS

À Deus, por me conceder força e persistência ao longo desta difícil jornada.

À minha mãe, Jane e meu irmão Paulo, pelo apoio em todos os momentos e por acreditarem no meu potencial mesmo quando eu duvidava de mim mesma.

Ao meu orientador e coorientador, Christoph e Celso, pela dedicação, paciência e pelas valiosas contribuições que enriqueceram este trabalho. Seu apoio e conhecimento foram essenciais para a construção desta dissertação.

Aos meus professores e colegas do programa de pós-graduação, que compartilharam conhecimento e contribuíram significativamente para minha formação acadêmica e profissional.

À minha família e amigos, que compreenderam minha ausência em tantos momentos e estiveram ao meu lado com palavras de incentivo e carinho.

Às instituições, MANCHESTER, CAPES e UEMA pelo suporte institucional e financeiro que possibilitou a realização deste estudo.

Por fim, a todos aqueles que, de alguma forma, contribuíram para que esta dissertação se tornasse realidade, meu sincero muito obrigado(a).

RESUMO

Entre 1990 e 2021, a Amazônia Internacional perdeu 672.295 km² de cobertura florestal. Este estudo analisou os impactos da fragmentação florestal nesse período, com base em sete classes morfológicas de paisagem: Núcleo, Borda, Ponte, Laço, Ramo, Ilhota e Perfuração. Utilizou-se o modelo MSPA e imagens Sentinel-2 para classificar e quantificar a conectividade estrutural, estimando os estoques de carbono a partir de dados de biomassa aérea. As estimativas de emissão de CO₂ foram obtidas com base em fatores de conversão reconhecidos. A análise estatística demonstrou diferenças significativas entre as classes, com destaque para a redução das áreas de Núcleo, principais reservatórios de carbono. A Guiana Francesa manteve 74,22% da floresta em estado de Núcleo; a Bolívia, 27,06%; o Brasil, 43,29% da floresta remanescente fragmentada. As áreas mais isoladas apresentaram menor densidade de biomassa, indicando elevada vulnerabilidade à degradação. No total, as emissões estimadas decorrentes da fragmentação somaram 9,48 Pg de CO₂, equivalentes a 31,61% das emissões totais do desmatamento no período. Os dados evidenciam que a fragmentação florestal contribui de forma expressiva para o aumento das emissões e reforçam a importância da manutenção de grandes blocos contínuos de vegetação para a integridade dos ecossistemas.

Palavras-chave: Amazônia. Emissões de CO₂. Fragmentação. Biomassa Florestal.

ABSTRACT

Between 1990 and 2021, the International Amazon lost 672,295 km² of forest cover. This study analyzed the impacts of forest fragmentation during this period, based on seven morphological landscape classes: Core, Edge, Bridge, Loop, Branch, Islet, and Perforation. The MSPA model and Sentinel-2 imagery were used to classify and quantify structural connectivity, estimating carbon stocks from aerial biomass data. CO₂ emission estimates were obtained based on recognized conversion factors. Statistical analysis showed significant differences between classes, with emphasis on the reduction of Core areas, the main carbon reservoirs. French Guiana maintained 74.22% of the forest in Core state; Bolivia, 27.06%; and Brazil, 43.29% of the remaining forest fragmented. The most isolated areas had lower biomass density, indicating high vulnerability to degradation. In total, estimated emissions resulting from fragmentation amounted to 9.48 Pg of CO₂, equivalent to 31.61% of total emissions from deforestation during the period. The data show that forest fragmentation contributes significantly to the increase in emissions and reinforces the importance of maintaining large continuous blocks of vegetation for the integrity of ecosystems.

Keywords: Amazon. CO₂ emissions. Fragmentation. Forest biomass.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Amazônia Legal Internacional	26
Figura 2 - Interface MSPA.....	32
Figura 3 - Mapa da fragmentação florestal da Amazônia 1990-2021.	40
Figura 4 - Análise NMDS das transições espaciais da paisagem florestal entre 1990 e 2021, categorizadas por tipo e classe de transição.....	43
Figura 5 - Variação dos estoques de carbono (C, em Mg ha ⁻¹) em função do (a) ano de observação (1990 e 2021), (b) tipo de transição da paisagem (Conversão lateral, Degradação, Desmatamento e Estável) e (c) transição entre classes de fragmentação florestal.	45
Figura 6 - Estoques de carbono (C, em Mg ha ⁻¹) em diferentes tipos de transição da paisagem nos anos de 1990 (verde) e 2021 (laranja).....	47
Figura 7 - Estoques de carbono (C, em Mg ha ⁻¹) em diferentes classes morfológicas de fragmentos florestais — Ramo, Ponte, Núcleo, Borda, Ilhota, Laço e Perfuração — nos anos de 1990 (verde) e 2021 (laranja).....	49
Figura 8 - Estoques totais de carbono acima do solo em sete elementos da paisagem florestal amazônica: Medianas, percentis 25/75, intervalos não discrepantes e outliers, letras referem-se a agrupamentos de ANOVA de Kruskal-Wallis não paramétricos.....	55

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Estatística descritiva dos estoques de carbono acima do solo para as diferentes transições das métricas de paisagens	51
Tabela 2 - Média de Estoque de Carbono por classes de fragmentação no ano de 2000	53

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	12
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	15
2.1 DEFINIÇÃO DE FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL.....	15
2.2 EFEITOS DE BORDA EM FLORESTAS TROPICAIS E SUAS IMPLICAÇÕES PARA OS ESTOQUES DE CARBONO	16
2.3 MAPEAMENTO E QUANTIFICAÇÃO DA FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL	17
2.3.1 Principais Etapas do MSPA na Análise da Paisagem	18
2.3.1.1 Binarização da Imagem	18
2.3.1.1.2 Classificação Morfológica	18
2.3.1.3 Geração de Métricas Espaciais	19
2.4 IMPACTOS AMBIENTAIS.....	19
2.5 FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL E A REDUÇÃO DOS ESTOQUES DE CARBONO DOS REMANECENTES.....	20
2.6 TEORIA DAS ILHAS	22
3 HIPÓTESES	24
4 OBJETIVOS	25
4.1 GERAL	25
4.2 ESPECÍFICOS	25
5 METODOLOGIA	26
5.1 ÁREA DE ESTUDO	26
5.2 CLASSIFICAÇÃO POR GRUPOS ECOLÓGICOS REGIONAIS	27
5.2.1 Brasil e Bolívia: intensificação da fragmentação e colapso dos núcleos	27
5.2.2 Países andinos: Colômbia, Equador e Peru – transição ecológica sob pressão	28
5.2.3 Guianas e Venezuela: florestas mais contínuas x crescentes ameaças	29
5.3 DADOS DE COBERTURA FLORESTAL DA AMAZÔNIA	30
5.3.1 Mapeamento da Fragmentação Florestal na Amazônia entre 1990 e 2021	31
5.4 COMPARATIVO 1990-2021 NAS SETE CLASSES DE FRAGMENTAÇÃO.....	33
5.5 ANÁLISES DE ESTOQUES DE EMISSÃO DE CARBONO.....	33
5.6 ANÁLISES DE TRANSIÇÃO	34
5.7 TESTES ESTATÍSTICOS.....	35
6 RESULTADOS E DISCUSSÃO	36
6.1 BRASIL	36

6.1.2 Países Andinos (Peru, Colômbia, Esquador e Venezuela).....	36
6.1.3 Países das Guiana (Guiana, Suriname e Guiana Francesa).....	37
6.1.4 Síntese Regional.....	37
6.2 GEOMETRIA DA FRAGMENTAÇÃO	39
6.3 PADRÕES MULTIVARIADOS DAS TRANSIÇÕES ESTRUTURAIS: EVIDÊNCIAS DE MUDANÇA ECOLÓGICA NA PAISAGEM AMAZÔNICA (1990–2021)	42
6.4 ANÁLISE DOS ESTOQUES DE CARBONO EM RELAÇÃO À DINÂMICA ESPACIAL DA FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL: EVIDÊNCIAS DE RECUPERAÇÃO E IMPACTOS DIFERENCIADOS POR TIPOS E CLASSES DE TRANSIÇÃO	44
6.5 VARIAÇÃO TEMPORAL DOS ESTOQUES DE CARBONO SEGUNDO O TIPO DE TRANSIÇÃO DA PAISAGEM NA AMAZÔNIA (1990–2021)	47
6.6 ESTOQUES DE CARBONO EM CLASSES MORFOLÓGICAS DE FRAGMENTOS FLORESTAIS NA AMAZÔNIA ENTRE 1990 E 2021	47
6.7 EFEITO DA DEGRADAÇÃO FLORESTAL E DAS FLORESTAS SECUNDÁRIAS NAS CLASSES DE FRAGMENTAÇÃO NO ANO DE 2021	50
6.8 EFEITO DA TRANSIÇÃO DE ÁREAS NÚCLEO PARA BORDA E ILHOTA NOS ESTOQUES DE CARBONO ACIMA DO SOLO.....	51
6.9 CLASSES DE FRAGMENTAÇÃO E SEUS ESTOQUES DE CARBONO ACIMA DO SOLO EM 2000.....	52
6.9.1 Associação de diferentes elementos de fragmentação da paisagem como biomassa aérea / estoques de carbono / e avaliação das emissões de CO ₂ de derivadas da fragmentação	54
6.10 ESTIMULAÇÃO DAS EMISSÕES DE DIÓXIDO DE CARBONO (CO ₂) CAUSADO PELA FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL NA AMAZÔNIA ENTRE 1990 E 2021.....	56
6.11 ANÁLISE INTEGRADA DOS IMPACTOS DA FRAGMENTAÇÃO NA ESTRUTURA FLORESTAL E ESTOQUES DE CARBONO NA AMAZÔNIA.....	57
7 CONCLUSÃO.....	59
REFERÊNCIAS.....	60

1 INTRODUÇÃO

O desmatamento na Amazônia constitui o principal agente de fragmentação florestal, resultando em um aumento significativo da extensão das bordas florestais e na proliferação de fragmentos isolados na paisagem. Esse processo altera profundamente a dinâmica ecológica regional, especialmente nas áreas situadas a até um quilômetro das bordas, onde ocorrem alterações como dessecação do dossel, maior suscetibilidade ao fogo, turbulência do vento, mudanças na estrutura da floresta e aumento da mortalidade arbórea (Broadbent et al., 2008; Laurance et al., 2011).

As emissões de dióxido de carbono (CO₂) e as perdas de biodiversidade decorrentes do desmatamento, bem como a recuperação parcial de carbono associada ao crescimento espontâneo de florestas secundárias em áreas abandonadas, são fortemente influenciadas pela geometria do desmatamento e pelas alterações da ecologia da paisagem. O desmatamento não avança como uma frente única e massiva, mas por meio de eixos próximos a vias rodoviárias, o que contribui para o aumento das bordas florestais e a redução das áreas centrais de floresta contínua (Southworth et al., 2011; Araújo et al., 2023).

Os efeitos da fragmentação florestal, incluindo o isolamento de fragmentos e a exposição a efeitos de borda, são amplamente documentados desde o início do Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais (BDFFP), iniciado na Amazônia Central na década de 1980 (Laurance et al., 2018). As bordas recém-formadas por conversão do uso da terra — predominantemente para pastagens — provocam uma série de alterações ambientais que penetram na floresta adjacente, como aumento da incidência de luz, maior carga de lianas nas copas e microclima mais seco, além de maior exposição a quedas laterais de árvores. Essas mudanças resultam em uma mortalidade arbórea até três vezes maior próxima às bordas (d'Angelo et al., 2004; Laurance et al., 2000; Magnago et al., 2015; Nascimento e Laurance, 2004).

Grandes árvores, que dominam os estoques de biomassa e carbono nas florestas tropicais úmidas, são particularmente vulneráveis aos efeitos negativos das bordas, o que acarreta emissões significativas de CO₂ (Gora e Esquivel Muelberth, 2021; Giancola et al., 2024). Imagens obtidas por LiDAR confirmam redução de até 30% na altura da vegetação e no volume de madeira em fragmentos e bordas florestais após décadas de fragmentação experimental (Almeida et al., 2019; Nunes et al., 2023).

O fogo representa um agente crescente de perturbação nas bordas, com alta mortalidade associada a incêndios em florestas tropicais úmidas de casca fina (Staver et al.,

2020). A maior proximidade das bordas a áreas desmatadas, onde o fogo é usado como

ferramenta agrícola, aumenta a frequência e intensidade dos incêndios, que liberam grandes quantidades de carbono e dificultam a regeneração florestal (Silveira et al., 2020). Contudo, queimas repetidas podem reduzir a carga de combustível, diminuindo a intensidade dos incêndios subsequentes (Balch et al., 2008). As projeções climáticas indicam aumento da inflamabilidade da vegetação de borda devido a condições mais áridas e estações secas mais prolongadas na Amazônia Central, Leste e Sul (Oliveira et al., 2022).

A fragmentação também altera a composição da comunidade florestal, favorecendo espécies pioneiras de crescimento rápido com menor densidade de madeira, o que reduz o estoque de carbono a longo prazo. Além disso, há impactos significativos sobre a biodiversidade, incluindo comunidades epífitas, mamíferos, aves e interações tróficas (Giancola et al., 2024; Hending et al., 2023; Parra-Sanchez e Leite, 2020; Siegel et al., 2023, 2024). Por outro lado, as bordas adjacentes a áreas de pastagem ou agrícolas podem apresentar efeitos positivos para a regeneração florestal, com maior umidade, proximidade de fontes de sementes e presença de dispersores animais, favorecendo a restauração passiva (Cavalcante et al., 2022; Pereira Gomes et al., 2022; Smith et al., 2023).

Os efeitos de borda variam amplamente em escalas espacial e temporal. Eles tendem a ser mais intensos nos primeiros 2 a 5 anos após a formação da borda e estabilizam posteriormente, embora os limites temporais ainda sejam incertos. Em 2015, as bordas amazônicas tinham idade média de 7 ± 3 anos, com 23% delas entre 1 e 3 anos e 55% com mais de 6 anos (Silva Jr. et al., 2020). A penetração dos efeitos de borda pode variar de 50 m (para acúmulo de serapilheira) até mais de 2.400 m (para efeitos de incêndios), com uma média estimada de 100 m (Broadbent et al., 2008; Chaplin-Kramer et al., 2015; Cochrane e Laurance, 2002).

Desde 2011, as taxas de desmatamento em florestas secundárias superam as de florestas maduras, o que gera uma alta proporção de áreas jovens com menos de seis anos, influenciando a dinâmica da fragmentação e os efeitos das bordas, que são geralmente menores nesses ambientes (Nunes et al., 2020).

Além do aumento das bordas, a fragmentação reduz a conectividade entre fragmentos, comprometendo a viabilidade das populações locais. A biogeografia de ilhas fornece a base para entender os tamanhos mínimos necessários para manutenção de populações, uma vez que fragmentos pequenos e isolados apresentam maior risco de extinção local, especialmente em níveis tróficos superiores (Benchimol e Peres, 2015). Corredores ecológicos, como matas ciliares, podem reduzir esse risco ao conectar fragmentos e formar metapopulações mais resilientes (Andronache et al., 2019; Peptenache et al., 2023).

Diante desse cenário, compreender a dinâmica espaço-temporal da fragmentação florestal na Amazônia e seus efeitos nos serviços ecossistêmicos, especialmente nos estoques de carbono, é fundamental para políticas de conservação e estratégias eficazes de mitigação climática. Este estudo quantifica, entre 1990 e 2021, os padrões de fragmentação florestal na Amazônia e avalia seus impactos nos estoques de carbono por meio da integração de dados de sensoriamento remoto, métricas de paisagem e estimativas de biomassa, visando fornecer subsídios técnicos e científicos para a formulação de políticas públicas.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 DEFINIÇÃO DE FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL

A fragmentação florestal é um processo no qual áreas contínuas de vegetação nativa são subdivididas em pequenos remanescentes, frequentemente isolados entre si, devido à conversão do uso da terra para atividades antrópicas. Esse fenômeno ocorre, principalmente, em regiões de expansão agrícola e pecuária, como na Amazônia, e tem implicações profundas para a biodiversidade, os serviços ecossistêmicos e o clima (Haddad et al., 2015; Laurance et al., 2018).

Além da perda direta de cobertura florestal, a fragmentação promove a ruptura da conectividade ecológica, altera a estrutura e a função das paisagens e compromete a resiliência dos ecossistemas. A vegetação remanescente passa a funcionar como um mosaico composto por manchas, corredores e matriz, que variam em forma, tamanho e grau de isolamento. Essa nova configuração dificulta o fluxo gênico entre populações, reduz a capacidade de dispersão de sementes e aumenta a vulnerabilidade das espécies, especialmente daquelas mais sensíveis a alterações ambientais (Hilty et al., 2020; Fahrig, 2017).

A fragmentação também intensifica os chamados efeitos de borda, definidos como as mudanças físicas e biológicas que ocorrem na transição entre o interior da floresta e a área convertida. Entre os efeitos mais comuns estão o aumento da radiação solar, da temperatura e da velocidade do vento, além da maior mortalidade de árvores e da invasão por espécies oportunistas. Tais alterações comprometem a estabilidade microclimática das bordas e reduzem a capacidade de armazenamento de carbono da floresta (Ewers & Didham, 2006; Silva Junior et al., 2021).

Do ponto de vista teórico, a compreensão da fragmentação florestal foi inicialmente influenciada pela Teoria da Biogeografia de Ilhas (MacArthur & Wilson, 1967), a qual postulava que a diversidade de espécies em áreas isoladas depende do equilíbrio entre imigração e extinção. Essa abordagem foi posteriormente incorporada ao estudo de fragmentos florestais, tratados como “ilhas” inseridas em uma matriz antropizada. A partir da década de 1990, esse arcabouço foi expandido pela teoria das metapopulações, que reconhece a importância da conectividade entre fragmentos para a persistência das espécies (Hanski, 1998).

Na Amazônia, o Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais (BDFFP) evidenciou empiricamente os impactos da fragmentação sobre a biodiversidade e os processos ecológicos. Estudos conduzidos no BDFFP mostraram que mesmo fragmentos relativamente grandes sofrem degradações significativas em suas bordas, incluindo perdas de biomassa, alterações na composição florística e mudanças nas interações bióticas (Laurance et al., 2011;

Haddad et al., 2015).

Nos últimos anos, com o avanço das tecnologias de sensoriamento remoto e análise espacial, tornou-se possível quantificar de forma precisa os padrões de fragmentação em larga escala. Estudos recentes têm demonstrado que, além da redução da área de floresta, a intensificação da fragmentação está associada à perda de funcionalidade ecológica, ao aumento de emissões de carbono e à redução da resiliência florestal frente a mudanças climáticas (Taubert et al., 2018; Barlow et al., 2020).

A fragmentação da floresta amazônica, portanto, não pode ser tratada apenas como consequência do desmatamento. Ela representa uma transformação estrutural que compromete os serviços ecossistêmicos, intensifica a vulnerabilidade da biodiversidade e gera emissões significativas de CO₂, mesmo em áreas formalmente preservadas. Nesse cenário, torna-se essencial compreender a dinâmica espacial e temporal dos fragmentos, seus efeitos sobre os estoques de carbono e o papel da conectividade na mitigação dos impactos ambientais (Aragão et al., 2014; Silva Junior et al., 2021).

2.2 EFEITOS DE BORDA EM FLORESTAS TROPICAIS E SUAS IMPLICAÇÕES PARA OS ESTOQUES DE CARBONO

A fragmentação florestal impõe transições abruptas entre ambientes naturais e áreas antropizadas, originando os chamados efeitos de borda. Esses efeitos resultam em alterações microclimáticas, estruturais e ecológicas que afetam negativamente a funcionalidade dos ecossistemas e sua capacidade de armazenar carbono (Laurance et al., 2011; Silveira et al., 2023). Em florestas tropicais, como a Amazônia, tais efeitos são exacerbados pela elevada heterogeneidade estrutural e pela sensibilidade das espécies à variação ambiental.

Estudos demonstram que, em faixas de até 1.020 metros a partir da borda, ocorrem elevações na temperatura, maior incidência de radiação solar, redução da umidade relativa e maior estresse hídrico nas plantas. Essas alterações favorecem a mortalidade de espécies arbóreas de grande porte e a substituição por espécies pioneiras mais adaptáveis a ambientes abertos, reduzindo a biomassa e alterando a composição florística (Didham; Lawton, 1999; Silveira et al., 2023). A fauna também sofre impactos diretos, com perda de espécies especializadas e aumento da presença de generalistas, o que compromete as interações ecológicas e a estabilidade trófica (Barlow et al., 2016).

Em distâncias superiores a 1.020 metros, os efeitos de borda associam-se à penetração de distúrbios externos, como a entrada de fogo, a invasão por espécies exóticas e

a exploração seletiva de madeira. O fogo, impulsionado por secas severas e acúmulo de material combustível, pode adentrar mais de 1 km no interior florestal, ampliando a degradação estrutural da vegetação (Cochrane; Laurance, 2002; Aragão et al., 2018). A interação entre fragmentação, fogo e perturbações antrópicas eleva significativamente o risco de colapso ecológico, mesmo em áreas legalmente protegidas.

As consequências para os estoques de carbono são substanciais. Chaplin-Kramer et al. (2015) evidenciaram que as bordas podem representar perdas de até 25% da biomassa aérea em paisagens tropicais fragmentadas. Na Amazônia, Berenguer et al. (2014) estimaram reduções superiores a 46% da biomassa em zonas de borda, comparadas com florestas contínuas. Essas perdas são agravadas por distúrbios crônicos concentrados nas margens, que afetam diretamente a estabilidade do estoque de carbono.

A adoção da faixa de 1.020 metros como limite para caracterização dos efeitos de borda neste estudo apoia-se em evidências empíricas robustas e busca representar a zona de influência crítica onde se concentram tanto alterações imediatas quanto impactos difusos. Esse parâmetro fornece uma base metodológica coerente para a análise da degradação estrutural e da redução dos estoques de carbono em paisagens amazônicas fragmentadas.

2.3 MAPEAMENTO E QUANTIFICAÇÃO DA FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL

O mapeamento e a quantificação da fragmentação florestal são essenciais para compreender os impactos ecológicos da degradação da vegetação, incluindo a perda de biodiversidade, alterações nos ciclos biogeoquímicos e redução dos estoques de carbono (Taubert et al., 2018; Silva Júnior et al., 2020). Técnicas de sensoriamento remoto combinadas a métricas de paisagem permitem avaliar sistematicamente a configuração espacial dos fragmentos florestais em grandes escalas territoriais e temporais (Taubert et al., 2018).

As métricas de fragmentação são classificadas principalmente em três grupos: área, forma e conectividade, cada um oferecendo uma dimensão específica da paisagem fragmentada. Neste estudo, cinco métricas consolidadas foram aplicadas: densidade de fragmentos (Patch Density – PD), área média dos fragmentos (Mean Patch Size – MPS), índice de forma (Shape Index – SI), densidade de borda (Edge Density – ED) e índice de proximidade (Proximity Index – PROX).

A densidade de fragmentos (PD) expressa o número de manchas florestais por unidade de área, sendo valores altos indicativos de fragmentação elevada e menor continuidade florestal, comprometendo a integridade ecológica e aumentando a vulnerabilidade a distúrbios (Fahrig, 2017; Silva Júnior et al., 2020). A área média dos fragmentos (MPS) reflete o tamanho médio

das manchas; fragmentos maiores sustentam processos ecológicos estáveis e populações mais viáveis, enquanto a diminuição dessa métrica indica maior risco de extinção local e perda funcional (Haddad et al., 2015).

O índice de forma (SI) avalia a complexidade geométrica dos fragmentos. Formas irregulares aumentam a proporção de bordas em relação ao núcleo, intensificando efeitos de borda, como mudanças microclimáticas e invasão de espécies (Harper et al., 2005). A densidade de borda (ED) mensura o comprimento total das bordas em relação à área da paisagem, com valores altos associados à intensificação dos efeitos de borda que afetam diversidade e estoques de carbono (Laurance et al., 2011). O índice de proximidade (PROX) representa a conectividade estrutural, considerando a distância e tamanho dos fragmentos vizinhos; valores baixos indicam maior isolamento e menor potencial de fluxo gênico, comprometendo a resiliência da biodiversidade (Taylor et al., 1993).

Além dessas métricas, o método MSPA (Morphological Spatial Pattern Analysis) foi incorporado, classificando a paisagem em sete categorias morfológicas: núcleo, borda, ramo, ponte, laço, perfuração e ilha. Essa classificação detalha padrões espaciais relacionados à conectividade ecológica e fragmentação, contribuindo para a análise dos impactos na distribuição do carbono florestal (Soares-Filho et al., 2023).

A aplicação dessas métricas revela nuances da fragmentação na Amazônia, que, além de abrigar alta biodiversidade, sofre pressão antrópica crescente. Estudos recentes indicam que a fragmentação afeta diretamente a resiliência dos estoques de carbono, especialmente em áreas com histórico de desmatamento e uso intensivo (Aragão et al., 2020; Barlow et al., 2020).

2.3.1 Principais Etapas do MSPA na Análise da Paisagem

2.3.1.1 Binarização da imagem

A imagem de entrada, usualmente uma classificação de uso e cobertura do solo por sensoriamento remoto, é convertida em representação binária, onde áreas vegetadas recebem um valor e áreas não vegetadas outro, permitindo a análise morfológica da paisagem (Vogt, Riitters & Wade, 2019).

2.3.1.2 Classificação Morfológica

A partir da imagem binarizada, o MSPA classifica a paisagem em sete classes: borda (edge), núcleo (core), ilha (islet), laço (loop), ponte (bridge), perfuração (perforation) e ramo (branch), cada uma refletindo diferentes graus de fragmentação e conectividade (Vogt, Riitters & Wade, 2019; Silva, Santos & Almeida, 2022).

2.3.1.3 Geração de Métricas Espaciais

O MSPA possibilita quantificação detalhada da fragmentação e conectividade, auxiliando na avaliação da vulnerabilidade da cobertura vegetal e na identificação de áreas com maior potencial para perda de carbono devido à degradação. Áreas altamente fragmentadas tendem a apresentar biomassa reduzida e menor capacidade de armazenamento de carbono (Gibson & Barrett, 2021; Zhang, Chen & Zhao, 2023; Costa & Rodrigues, 2020).

2.4 IMPACTOS AMBIENTAIS

A fragmentação florestal representa uma transformação crítica dos ecossistemas terrestres, promovendo a divisão de habitats contínuos em unidades menores e isoladas, o que compromete a estrutura e o funcionamento desses sistemas (Haddad et al., 2015; Laurance et al., 2018). Na Amazônia, o avanço do desmatamento para agricultura, expansão urbana e infraestrutura acentua esse processo, gerando efeitos negativos na regulação climática, biodiversidade e serviços ecossistêmicos (Barlow et al., 2020).

A redução e isolamento dos habitats resultam na perda significativa da biodiversidade, pois diminuem a disponibilidade de recursos essenciais para alimentação, reprodução e dispersão das espécies. Espécies especialistas, típicas da floresta amazônica, são particularmente vulneráveis ao isolamento, elevando o risco de extinções locais. Fragmentos pequenos e isolados não sustentam populações viáveis de predadores de topo, desequilibrando as cadeias tróficas e favorecendo espécies oportunistas (Newbold et al., 2015; Broadbent et al., 2008).

O efeito de borda intensifica as alterações ambientais nas extremidades dos fragmentos, modificando microclimas locais por meio da redução da umidade, aumento da temperatura e maior exposição a ventos, impactando negativamente a fauna e a flora nativas (Harper et al., 2005; Galvanese et al., 2018). Tais mudanças facilitam a invasão de espécies exóticas, comprometendo a regeneração natural da floresta amazônica e aumentando a vulnerabilidade dos fragmentos.

A fragmentação compromete ainda a conectividade genética, restringindo o fluxo gênico e aumentando a incidência de endogamia e depressão genética, o que reduz a capacidade adaptativa das populações frente a mudanças ambientais (Moreno-Mateos et al., 2020; Haddad et al., 2015). A restauração da conectividade, via corredores ecológicos, é fundamental para mitigar esses efeitos, facilitando o deslocamento e a troca genética entre

fragmentos e aumentando a resiliência da biodiversidade amazônica.

Além da biodiversidade, a fragmentação influencia o ciclo hidrológico local. A redução da cobertura vegetal diminui a capacidade do solo em reter água, aumenta a erosão e o assoreamento dos cursos d'água, altera a evapotranspiração e modifica os padrões pluviométricos, impactando o abastecimento hídrico das populações humanas regionais (Coe et al., 2013; Souza et al., 2019). A degradação do solo e a redução da recarga dos aquíferos comprometem a disponibilidade de água potável, um recurso essencial para comunidades amazônicas.

A mitigação dos impactos da fragmentação depende da criação e manutenção de corredores ecológicos, recuperação de áreas degradadas e implementação de políticas públicas robustas. A restauração ecológica, por meio do plantio de espécies nativas e regeneração natural, restaura processos ecológicos e habitats essenciais para a biodiversidade (Costa et al., 2016; Perfecto & Vandermeer, 2010). Práticas agrícolas sustentáveis, como sistemas agroflorestais, contribuem para a conservação e reduzem os impactos antrópicos na paisagem amazônica.

O estabelecimento de unidades de conservação e áreas de proteção ambiental, respaldadas pelo Código Florestal Brasileiro (Lei nº 12.651/2012) e normas do CONAMA, é estratégico para preservar a biodiversidade e proteger áreas de preservação permanente e reservas legais (Brasil, 2012; CONAMA, 2010).

Ferramentas tecnológicas, como a Morphological Spatial Pattern Analysis (MSPA) aplicada ao sensoriamento remoto, possibilitam a identificação e quantificação detalhada dos efeitos da fragmentação na estrutura da paisagem. Isso subsidia o planejamento territorial sustentável e a priorização de áreas para conservação e recuperação na Amazônia (JRC, 2021; Vogt et al., 2007). O avanço do sensoriamento remoto, geoprocessamento e Sistemas de Informação Geográfica (GIS) permite o monitoramento contínuo da fragmentação, análise da conectividade e mapeamento de corredores ecológicos, proporcionando suporte técnico para estratégias eficazes de conservação e restauração (Carvalho Neto et al., 2023; Turner, 2017).

2.5 FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL E A REDUÇÃO DOS ESTOQUES DE CARBONO DOS REMANECENTES

O estoque de carbono nos ecossistemas terrestres e aquáticos é essencial para a regulação climática global, pois envolve a quantidade de carbono armazenada na biomassa vegetal, no solo, na necromassa e na atmosfera (IPCC, 2019). Florestas tropicais, como a

Amazônia, desempenham papel crucial como grandes reservatórios e sumidouros naturais de dióxido de carbono (CO₂), contribuindo para mitigar o aquecimento global. Entretanto, a fragmentação florestal e o desmatamento comprometem essa função, liberando carbono e intensificando as mudanças climáticas (Fearnside, 2017).

A biomassa aérea, composta pela vegetação acima do solo, corresponde a aproximadamente 55% do carbono armazenado nas florestas, enquanto a biomassa subterrânea e o solo acumulam o restante, sendo que o solo armazena cerca de 45% do carbono total. A necromassa atua como reservatório temporário, liberando carbono durante a decomposição da matéria orgânica (Qin et al., 2022).

A Amazônia concentra uma parcela significativa do estoque global de carbono, tanto na biomassa vegetal quanto no solo (Baccini et al., 2017; Nobre et al., 2016). Florestas intactas funcionam como sumidouros eficientes de CO₂, mas a fragmentação reduz sua capacidade de sequestro. Fragmentos pequenos e expostos às bordas apresentam biomassa reduzida, regeneração prejudicada e perda acelerada de carbono do solo devido à decomposição mais rápida da matéria orgânica (Nobre et al., 2016).

Na região amazônica, os efeitos de borda promovem alta mortalidade de árvores de grande porte e aumento de espécies pioneiras até cerca de 100 metros da borda, provocando significativa redução no estoque de carbono nessa faixa (Silva Junior et al., 2020). Essa perda representa entre 9% e 24% das emissões anuais de CO₂ decorrentes da fragmentação, um valor equivalente às emissões provocadas pela exploração madeireira (Costa, 2016).

Brinck et al. (2017) estimam que a perda total de carbono associada à fragmentação florestal tropical pode atingir 10,3 gigatoneladas, considerando uma profundidade de borda de 100 metros e perda de 50% da biomassa nesses locais. Embora a Amazônia possua vastas áreas de florestas intactas, a crescente fragmentação e o desmatamento tornam sua contribuição para as emissões globais de carbono preocupante.

Além disso, Gatti et al. (2021) evidenciam que a Amazônia, historicamente um sumidouro líquido de carbono, está se tornando uma fonte líquida de CO₂ devido ao desmatamento, mudanças climáticas e incêndios florestais. Esse quadro destaca a urgência de políticas públicas eficazes para proteção e restauração florestal, essenciais para evitar maiores impactos no aquecimento global.

Assim, a fragmentação florestal configura um desafio crítico para a mitigação climática. A manutenção e a restauração dos remanescentes florestais amazônicos são indispensáveis para conservar os estoques de carbono e garantir o papel da região como reguladora do clima global. Estratégias integradas de conservação e recuperação devem ser

prioridade para assegurar a sustentabilidade ambiental a longo prazo (Qin et al., 2022).

2.6 TEORIA DAS ILHAS

A Teoria da Biogeografia de Ilhas, proposta por MacArthur e Wilson (1967), descreve o equilíbrio dinâmico entre taxas de imigração e extinção para explicar a diversidade de espécies em ambientes isolados. Segundo esse modelo, o número de espécies em uma ilha depende do tamanho da ilha e da distância até a fonte de colonização, onde ilhas maiores sustentam maior diversidade devido à maior disponibilidade de recursos e habitats, enquanto ilhas próximas apresentam maiores taxas de colonização (Hamm & Drossel, 2019).

Embora originalmente concebida para ecossistemas insulares, essa teoria é amplamente aplicada à ecologia da paisagem para compreender a dinâmica de fragmentos florestais, que funcionam como ilhas cercadas por uma matriz dominada por atividades antrópicas, como agricultura e pastagens. Fragmentos menores e mais isolados exibem menor diversidade biológica e maior risco de extinção, decorrentes da redução de recursos e da resiliência ecológica (Princepe et al., 2022).

O efeito de borda, decorrente da fragmentação, modifica microclimas locais, aumentando temperatura, reduzindo umidade e tornando as árvores mais vulneráveis a eventos extremos, como ventos intensos e incêndios. Essas alterações aceleram a mortalidade arbórea e a decomposição da biomassa, diminuindo os estoques de carbono dos fragmentos ao longo do tempo (Qin et al., 2022).

Estudos na Amazônia indicam que fragmentos florestais perdem entre 20% e 30% da biomassa nas primeiras décadas após o isolamento, especialmente em função da degradação de bordas e da baixa capacidade de regeneração. Fragmentos pequenos apresentam menor recrutamento de árvores, comprometendo a reposição do carbono perdido. A substituição de espécies arbóreas de grande porte por espécies pioneiras de crescimento rápido, porém com madeira de menor densidade, altera a estrutura florestal e reduz o potencial de armazenamento de carbono a longo prazo (Princepe et al., 2022).

A fragmentação também aumenta a vulnerabilidade a incêndios florestais, principalmente devido à proximidade com áreas agrícolas onde o fogo é utilizado como prática de manejo. Os incêndios liberam grandes volumes de carbono, prejudicam a regeneração e dificultam a recuperação dos estoques florestais. Além disso, a fragmentação compromete a conectividade entre populações de plantas e animais essenciais para a dispersão de sementes e polinização, dificultando a regeneração natural dos fragmentos (Andrade, 2021).

A aplicação da Teoria da Biogeografia de Ilhas na conservação de carbono reforça a

importância de estratégias integradas que aliem proteção da biodiversidade e mitigação das mudanças climáticas. Compreender os impactos da fragmentação no ciclo do carbono fundamenta políticas públicas para conservação e restauração de ecossistemas tropicais, contribuindo para a estabilidade climática global (Laurance et al., 2016).

Modelos preditivos indicam que fragmentos conectados apresentam maior resiliência e menor perda de carbono do que fragmentos isolados. Na Amazônia, florestas secundárias em processo de recuperação podem restaurar entre 50% e 80% do carbono original em algumas décadas, especialmente quando conectadas a fragmentos maiores e com presença de espécies arbóreas de grande porte. Assim, a implementação de corredores ecológicos e a restauração de áreas degradadas são fundamentais para mitigar os efeitos negativos da fragmentação e assegurar a funcionalidade ecológica dos remanescentes (Brinck et al., 2017; Laurance et al., 2016).

3 HIPÓTESE

(i) A geometria da fragmentação florestal da bacia amazônica, permanece constante ao longo do tempo / em relação à intensidade do desmatamento (% de desmatamento), resultando em percentuais constantes de elementos da paisagem e de extensão da área de fronteira em áreas fragmentadas;

(ii) Porcentagens mais altas de desmatamento resultam em tamanhos reduzidos de áreas centrais, distâncias mais distantes entre manchas e conectividade reduzida entre manchas;

(iii) Os efeitos negativos da fronteira causam redução dos estoques de carbono acima do solo próximos às margens da floresta, causando emissões substanciais de CO₂, em dimensão semelhante às emissões diretas de desmatamento.

4 OBJETIVOS

4.3 GERAL

Compreender os efeitos espaço-temporais da fragmentação florestal na Amazônia sobre os estoques de carbono acima do solo, considerando a dinâmica geométrica dos fragmentos, sua conectividade e os impactos associados aos efeitos de borda.

4.4 ESPECÍFICOS

(i) Analisar se a geometria da fragmentação florestal na Amazônia apresenta padrões constantes ao longo do tempo, avaliando a permanência relativa das proporções de elementos da paisagem e da extensão da borda florestal frente à intensidade do desmatamento entre 1990 e 2021;

(ii) Investigar o impacto da intensidade do desmatamento sobre a configuração espacial dos fragmentos florestais, examinando a relação entre a porcentagem de área desmatada e a redução das áreas centrais, o aumento da distância entre manchas e a diminuição da conectividade estrutural da paisagem;

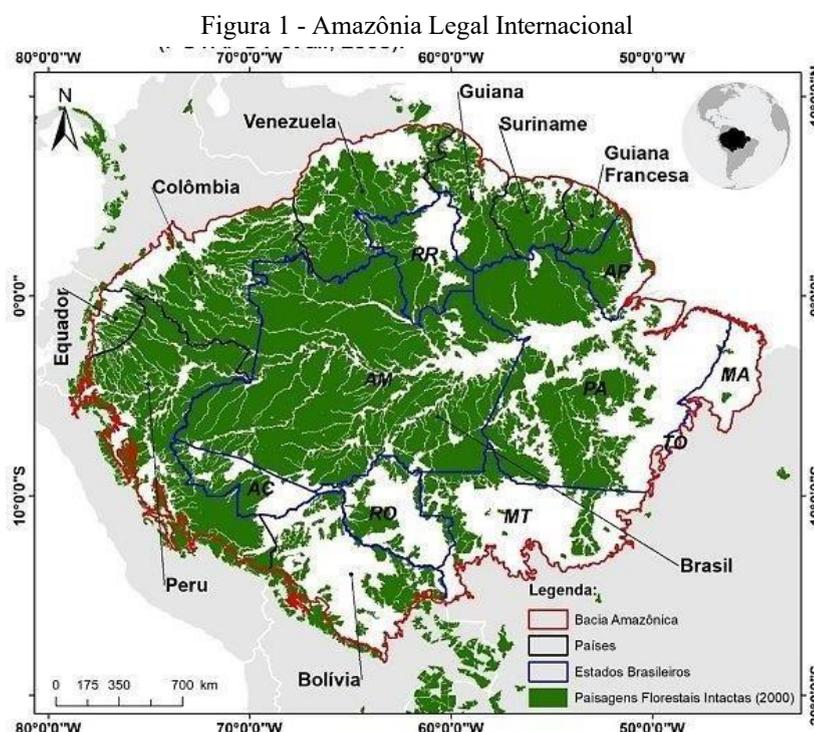
(iii) Avaliar os impactos dos efeitos de borda sobre os estoques de carbono acima do solo, estimando as perdas de biomassa em diferentes classes morfológicas da floresta, com foco nas emissões associadas às margens dos fragmentos em comparação às áreas centrais;

(iv) Quantificar as emissões totais de carbono decorrentes da fragmentação florestal, integrando as mudanças estruturais da paisagem às estimativas de biomassa e comparando a magnitude dessas emissões com aquelas causadas diretamente pelo desmatamento.

5 METODOLOGIA

5.1 ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo desta pesquisa compreende a Amazônia Legal Internacional, que abrange aproximadamente 7 milhões de km² do bioma amazônico, distribuídos entre nove países da América do Sul: Brasil (60%), Peru (13%), Colômbia (6%), Venezuela (6%), Bolívia (6%), Equador (2%), Guiana (2,1%), Suriname (2%) e Guiana Francesa (1,5%) (INPE, 2021; OTCA, 2020). Desse total, cerca de 60% está localizado no Brasil, constituindo a Amazônia Legal Brasileira.



Fonte: <http://mtc-m21b.sid.inpe.br/col/sid.inpe.br/mtc-m21b/2018/01.27.14.19/doc/publicacao.pdf>

Essa região representa a maior floresta tropical contínua do planeta e exerce papel essencial na regulação do clima, no ciclo hidrológico continental e global, e no balanço do carbono. Estudos indicam que a Amazônia armazena entre 86 e 140 bilhões de toneladas de carbono na biomassa terrestre, contribuindo significativamente para a mitigação das mudanças climáticas (HOUGHTON et al., 2015; PHILLIPS et al., 2020; GATTI et al., 2021).

Contudo, a Amazônia tem sido submetida a pressões crescentes oriundas de atividades antrópicas, como a expansão agropecuária, a extração madeireira e a construção de infraestrutura. Esses processos impulsionam o desmatamento e a fragmentação florestal, com efeitos diretos sobre a biodiversidade e a estabilidade dos estoques de carbono (ARAGÃO et al., 2018; LAURANCE et al., 2018). A fragmentação reduz a conectividade ecológica e

intensifica as bordas florestais, resultando em alterações microclimáticas, perda de espécies e diminuição da capacidade de sequestro de carbono (HADDAD et al., 2015; BERENGUER et al., 2020).

Pesquisas recentes mostram que a fragmentação espacial da floresta amazônica altera significativamente os estoques de carbono, tornando áreas anteriormente neutras ou sumidouros em fontes líquidas de emissões (BACINI et al., 2017; GATTI et al., 2021). Esse cenário reforça a importância de se compreender a dinâmica espaço-temporal da fragmentação florestal e seus efeitos sobre os estoques de carbono, sobretudo em escala internacional, considerando que a Amazônia extrapola fronteiras nacionais e integra processos ecológicos e climáticos globais (BRANCALION et al., 2019; BARRETO et al., 2020).

Assim, a seleção da Amazônia Legal Internacional como área de estudo justifica-se pela relevância ecológica e climática da região, pela diversidade de pressões antrópicas que enfrenta e pelo desafio de propor estratégias de conservação e manejo sustentáveis em escala regional e global.

5.2 CLASSIFICAÇÃO POR GRUPOS ECOLÓGICOS REGIONAIS

Para melhor compreender a dinâmica de fragmentação florestal e seus impactos nos estoques de carbono, os países amazônicos foram agrupados em três blocos ecológicos com características ambientais semelhantes: (i) Brasil e Bolívia, (ii) países andinos (Colômbia, Equador e Peru) e (iii) países das Guianas (Venezuela, Guiana, Suriname e Guiana Francesa). Essa organização permite interpretar as variações observadas à luz dos fatores climáticos, geofísicos e históricos que moldam o uso da terra e a estrutura da floresta em cada região.

5.2.1 Brasil e Bolívia: intensificação da fragmentação e colapso dos núcleos

A fragmentação florestal na Amazônia manifesta-se de forma distinta entre o Brasil e a Bolívia, ainda que ambos enfrentem pressões análogas sobre seus territórios amazônicos. No Brasil, a abertura de frentes de ocupação ao longo do chamado Arco do Desmatamento está diretamente relacionada à expansão da agropecuária extensiva, à extração seletiva de madeira e à construção de grandes obras de infraestrutura, como estradas e hidrelétricas (FEARNSIDE, 2017; SILVA JUNIOR et al., 2021). Essas obras funcionam como vetores estruturais da fragmentação, ao facilitar o acesso a áreas anteriormente isoladas e promover a substituição da vegetação nativa por usos antrópicos.

A presença populacional nessas regiões não tem atuado como fator moderador da degradação florestal. Pelo contrário, a migração incentivada por políticas de colonização e a

ausência de um planejamento territorial efetivo contribuem para o crescimento desordenado de assentamentos, frequentemente associados ao aumento do desmatamento (RAUCHER et al., 2020). A proliferação de pequenas propriedades com baixa produtividade e a especulação fundiária intensificam a fragmentação, reduzindo a conectividade ecológica e comprometendo a resiliência dos remanescentes florestais.

Na Bolívia, embora o processo de ocupação amazônica seja menos intenso, observa-se uma tendência de degradação florestal nas regiões de transição, como o Beni e o norte de Santa Cruz. Essas áreas, caracterizadas por savanas úmidas e florestas tropicais abertas, tornaram-se foco da expansão agrícola nos últimos anos, especialmente com o avanço da sojicultura e da pecuária (REDO et al., 2012; ARAGÓN et al., 2021). Diferente do Brasil, a fragmentação na Bolívia decorre menos da densidade populacional e mais da adoção de modelos agroexportadores baseados em monocultivos e no desmatamento extensivo.

A infraestrutura, ainda incipiente em muitas partes da Amazônia boliviana, tem se expandido com apoio de investimentos públicos e estrangeiros, seguindo padrões similares aos observados no Brasil. Rodovias como a Bioceânica, ao conectar centros produtivos ao mercado asiático, intensificam a conversão de florestas em áreas produtivas e favorecem a fragmentação da paisagem (BASTOS et al., 2020). A ausência de políticas de controle efetivo e o estímulo estatal à expansão da fronteira agrícola agravam a vulnerabilidade ambiental da região.

5.2.2 Países andinos: Colômbia, Equador e Peru – transição ecológica sob pressão

Os países andinos amazônicos – Colômbia, Equador e Peru – ocupam uma posição geoestratégica singular no bioma amazônico, funcionando como zonas de transição entre a floresta densa de terra firme da Amazônia central e os ecossistemas montanhosos da Cordilheira dos Andes. Essa condição impõe desafios específicos à conservação da integridade florestal, dada a sobreposição de altos índices de biodiversidade com áreas sob intensa pressão antrópica. As paisagens amazônicas nestes territórios são moldadas por gradientes altitudinais, solos frágeis e relevo acidentado, o que limita a expansão de atividades mecanizadas, mas não inibe a intensificação do uso da terra por atividades extrativistas, agrícolas e energéticas (MALHI et al., 2014).

Na Colômbia, a fragmentação florestal é influenciada pela presença de grupos armados, projetos de colonização incentivados pelo Estado e pela abertura de áreas antes inacessíveis devido à melhoria das condições de segurança em regiões como o departamento do Caquetá. O avanço da pecuária e da agricultura familiar, somado à extração ilegal de madeira, afeta diretamente a conectividade dos remanescentes florestais (ARMENTERAS et

al., 2017). Além disso, o fim do conflito armado intensificou o acesso a áreas antes protegidas por dinâmicas de isolamento territorial.

No Equador, a fragmentação resulta sobretudo da sobreposição entre interesses econômicos e fragilidade ecológica. A exploração de petróleo em regiões como o Parque Nacional Yasuní e o avanço da fronteira agrícola nas bordas das reservas indígenas têm promovido um padrão de fragmentação progressivo, com redução significativa das áreas de floresta contínua. A presença de estradas para exploração petrolífera acelera esse processo, ao abrir acesso a territórios antes preservados (SOSA et al., 2020). A expansão populacional rural, embora localizada, exerce forte pressão sobre os ecossistemas devido à ausência de políticas efetivas de regularização fundiária e ordenamento territorial.

No Peru, a dinâmica de fragmentação também está associada à abertura de estradas não oficiais, à mineração ilegal e à conversão de florestas para agricultura de pequena escala, especialmente na região de Ucayali e Madre de Dios. O modelo de desenvolvimento adotado prioriza a expansão de atividades produtivas em detrimento da conservação, o que reduz progressivamente a conectividade entre fragmentos florestais e compromete funções ecológicas essenciais, como o ciclo hidrológico e o sequestro de carbono (SILVA JUNIOR et al., 2020). A presença de comunidades indígenas e populações tradicionais, muitas vezes marginalizadas nas políticas públicas, torna o processo ainda mais complexo, exigindo soluções que conciliem conservação e justiça socioambiental.

5.2.3 Guianas e Venezuela: florestas mais contínuas x crescentes ameaças

Os países da região das Guianas — Venezuela, Guiana, Suriname e Guiana Francesa — concentram algumas das áreas mais bem preservadas da bacia amazônica. A combinação entre baixa densidade populacional, cobertura vegetal contínua e limitada expansão agropecuária contribuiu historicamente para a manutenção da integridade ecológica desses territórios (OTCA, 2020). Em grande parte da região, a floresta tropical úmida permanece em blocos relativamente intactos, com ecossistemas pouco modificados por ação humana direta. Entretanto, essa estabilidade ecológica vem sendo desafiada por ameaças emergentes e mal controladas, sobretudo a mineração, a precariedade institucional e os efeitos das mudanças climáticas.

A Venezuela, especialmente na região sudeste onde se localiza o chamado Arco Mineiro do Orinoco, tornou-se um foco crítico de degradação ambiental. A expansão da mineração — legal e ilegal — avançou sobre áreas protegidas e territórios indígenas, promovendo a abertura de clareiras, contaminação de cursos d'água e aumento da pressão

migratória sobre regiões antes remotas (VALLEJOS et al., 2021). Esse processo acentuou a fragmentação localizada, tornando a conectividade florestal vulnerável a efeitos de borda e a degradação crônica, mesmo com taxas formais de desmatamento relativamente baixas.

Nos demais países das Guianas, o cenário é semelhante, embora com dinâmicas menos intensas. A Guiana, o Suriname e a Guiana Francesa mantêm uma matriz florestal ampla e contínua, mas enfrentam pressões crescentes associadas à mineração artesanal em leitos de rios e à exploração madeireira seletiva. Muitas dessas atividades ocorrem em áreas de difícil acesso, onde o controle estatal é limitado e as ações de fiscalização são esporádicas. A ausência de políticas públicas consistentes de ordenamento territorial e conservação agrava o risco de fragmentação difusa e de erosão ecológica a longo prazo (HAMMOND et al., 2022).

Além das ameaças internas, esses países são afetados por vetores transfronteiriços, como o avanço de atividades ilegais vindas do Brasil e da Venezuela, bem como por mudanças no regime hidrológico e climático que alteram a resiliência dos ecossistemas. Os impactos da mineração, por exemplo, extrapolam fronteiras nacionais ao afetarem bacias hidrográficas compartilhadas, como a do rio Maroni e do rio Essequibo.

Apesar de apresentarem os menores índices de fragmentação da Amazônia, as Guianas e a Venezuela não estão imunes à degradação ecológica. A aparente estabilidade da cobertura florestal esconde dinâmicas locais de perturbação que, se não forem enfrentadas com políticas regionais articuladas, podem comprometer a integridade funcional de grandes blocos de floresta. A construção de estratégias de conservação nessa região exige, portanto, um enfoque transfronteiriço, que considere as especificidades territoriais, os vazios institucionais e a vulnerabilidade crescente frente à mineração e às mudanças climáticas.

5.3 DADOS DE COBERTURA FLORESTAL DA AMAZÔNIA

A análise da cobertura florestal nesta dissertação baseou-se no conjunto de dados desenvolvido por Vancutsem et al. (2021), voltado ao monitoramento de florestas tropicais úmidas (Tropical Moist Forests – TMFs) entre 1982 e 2021. Esse banco de dados, derivado de imagens Landsat, possui resolução espacial de 30 metros e periodicidade anual, abrangendo quatro décadas de observações sistemáticas. As TMFs englobam formações florestais densas com mais de 90% de cobertura de copa, localizadas exclusivamente em regiões de alta umidade climática.

Uma das principais inovações desse banco de dados está na capacidade de identificar e caracterizar distúrbios florestais com base na sua duração temporal. Distúrbios com menos de 2,5 anos de persistência são classificados como degradação florestal, enquanto aqueles que

duram mais do que 2,5 anos são considerados desmatamento. Um distúrbio é detectado quando um pixel anteriormente coberto por floresta tropical úmida apresenta ausência de vegetação arbórea durante o período de observação.

Essa abordagem permite diferenciar áreas com regeneração florestal de longo prazo, denominadas florestas secundárias, daquelas com perturbações recentes ou intermitentes. Neste estudo, foram adotadas as seguintes definições operacionais:

- Florestas degradadas: áreas com distúrbios florestais de curta duração (entre 3 meses e 2,5 anos).
- Florestas secundárias: áreas que passaram por regeneração natural após um período superior a 2,5 anos sem cobertura arbórea.

A partir da base original, foram elaborados mapas anuais de cobertura florestal para o período de 1990 a 2021, considerando tanto florestas primárias quanto degradadas. Para o ano de 2021, dois mapas adicionais foram produzidos com objetivos analíticos específicos:

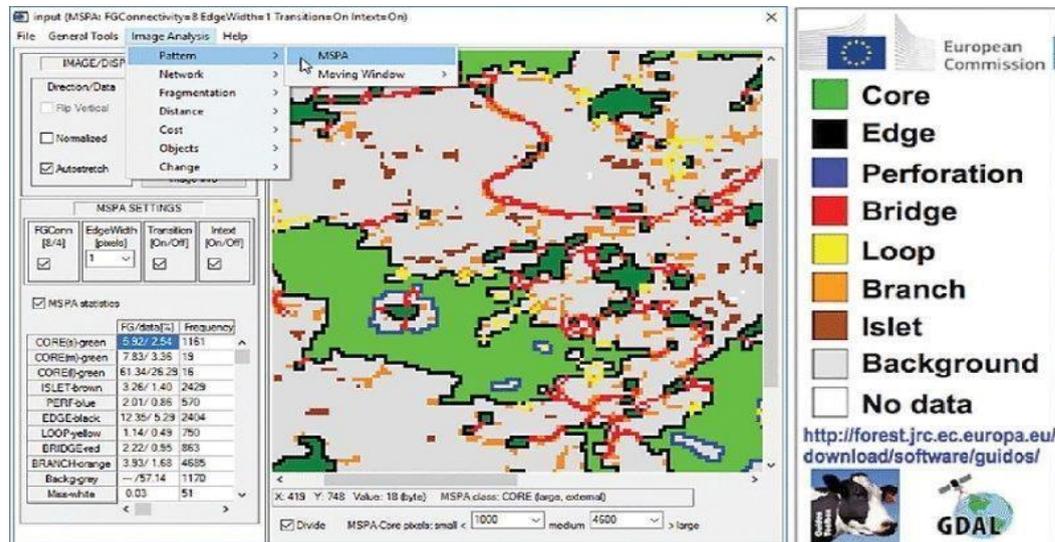
- Mapa sem florestas degradadas, representando apenas áreas com cobertura contínua ou regenerada.
- Mapa com florestas degradadas e secundárias, incorporando a influência dessas formações na conectividade estrutural da paisagem.

A construção desses cenários permitiu avaliar a contribuição relativa da degradação e da regeneração para a manutenção da conectividade entre os remanescentes florestais, aspecto fundamental para a análise da fragmentação e dos estoques de carbono na região amazônica. Essa diferenciação também foi essencial para entender a dinâmica dos processos de transição florestal, muitas vezes invisibilizados em mapas binários de desmatamento.

5.3.1 Mapeamento da Fragmentação Florestal na Amazônia entre 1990 e 2021

A fragmentação florestal foi classificada utilizando a análise espacial morfológica independente (Morphological Spatial Pattern Analysis – MSPA) disponível no software GUIDOS Toolbox (SOILLE; VOGT, 2009). A ferramenta permite configurar parâmetros específicos para a identificação e mapeamento das classes estruturais da fragmentação florestal na paisagem, conforme exemplificado na interface do módulo MSPA (Figura 2).

Figura 2 - Interface MSPA



Fonte: https://www.researchgate.net/figure/The-GuidosToolbox-software-interface-showing-a-selection-of-thematic-containers-in-Pillar_fig2_317364275.

O MSPA aplica uma sequência de operadores matemáticos morfológicos que descrevem a geometria e a conectividade espacial dos elementos presentes na imagem. O algoritmo atribui a cada pixel uma de sete classes exclusivas de fragmentação, proporcionando uma classificação detalhada da estrutura florestal. As categorias definidas pelo MSPA são:

- Núcleo (Core): áreas internas contínuas da floresta, afastadas das bordas;
- Borda (Edge): perímetro externo da floresta, onde ocorrem efeitos de borda;
- Perfuração (Perforation): áreas internas de borda, como clareiras dentro do núcleo;
- Ponte (Bridge): corredores estreitos que conectam diferentes áreas de núcleo;
- Laço (Loop): corredores estreitos conectados em múltiplas extremidades à mesma área de núcleo;
- Ramo (Branch): faixas estreitas conectadas a uma única extremidade a bordas, perfurações, pontes ou laços;
- Ilha (Islet): fragmentos isolados, pequenos demais para conter núcleo.

A largura da borda, parâmetro crucial na análise MSPA, foi fixada em 1.020 metros (equivalente a 34 pixels na resolução de 30 metros), para refletir adequadamente os efeitos ecológicos relacionados às bordas florestais, como alteração microclimática, maior susceptibilidade a incêndios, turbulência e maior mortalidade arbórea (BROADBENT et al., 2008; LAURANCE et al., 2018). Essa escolha possibilitou uma melhor representação da fragmentação e conectividade da paisagem amazônica ao longo do período de 1990 a 2021.

5.4 COMPARATIVO 1990-2021 NAS SETE CLASSES DE FRAGMENTAÇÃO

A análise comparativa das sete classes de fragmentação florestal entre os anos de 1990 e 2021, foi possível graças à utilização de métricas detalhadas do padrão espacial derivadas da Análise de Padrão Espacial Morfológico (MSPA). Diferentemente de estudos anteriores que frequentemente consideravam apenas três categorias principais — núcleo, borda e ilha (NUMATA; COCHRANE, 2012; HADDAD et al., 2015) — este trabalho amplia a avaliação ao incluir quatro classes adicionais: perfuração, ponte, laço e galhos (branch).

Essa abordagem mais abrangente, aliada à resolução espacial de 30 metros, permitiu uma caracterização refinada da fragmentação na paisagem amazônica, revelando nuances importantes na dinâmica de desconexão e estrutura florestal que impactam diretamente a conectividade ecológica e os serviços ambientais prestados pelos remanescentes florestais.

5.5 ANÁLISES DE ESTOQUE DE EMISSÃO DE CARBONO

Para estimar o estoque de carbono florestal, foi utilizado o mapa de densidade de biomassa aérea acima do solo (Aboveground Biomass – AGB) disponível na plataforma Global Forest Watch (GFW) com resolução espacial de 30 metros referente ao ano 2000. Este produto baseia-se no método desenvolvido por Baccini et al. (2012), que combina diversas fontes de dados e técnicas de modelagem para gerar estimativas contínuas da biomassa em florestas tropicais.

A metodologia aplicada por Baccini et al. integra:

- Dados LiDAR (Light Detection and Ranging) aerotransportados, utilizados como referência para medições diretas da biomassa;
- Imagens ópticas de satélites MODIS e Landsat, empregadas como variáveis explicativas em modelos estatísticos;
- Variáveis ambientais, incluindo parâmetros climáticos (precipitação e temperatura) e topográficos (altitude);
- Modelos de regressão multivariada para extrapolar as estimativas pontuais de biomassa a regiões contínuas, produzindo mapas com alta resolução espacial.

A biomassa aérea foi convertida em estoque de carbono assumindo fator de conversão de 0,5, considerando que 50% da massa seca corresponde a carbono. O resultado é um mapa contínuo de densidade de carbono expresso em toneladas de carbono por hectare (tC/ha), utilizado como referência para o ano 2000, que está próximo do início do período analisado (1990–2021).

O mapa de fragmentação florestal referente a 2000 foi sobreposto ao mapa de estoque de carbono para gerar uma amostra estratificada. Foram distribuídos aleatoriamente 1.000.000 pontos amostrais, proporcionalmente às classes de fragmentação, extraindo-se a classe de fragmentação e o respectivo valor de densidade de carbono para cada ponto.

Os dados extraídos serviram para cálculos estatísticos descritivos e para aplicação de testes estatísticos que avaliaram diferenças significativas entre os estoques médios de carbono das diferentes classes de fragmentação.

As emissões de carbono decorrentes da fragmentação entre 1990 e 2021 foram estimadas a partir das mudanças nas classes de fragmentação, utilizando as médias de estoque de carbono de 2000 para cada classe. A diferença nos estoques foi convertida em emissões de dióxido de carbono (CO₂), aplicando-se a razão entre as massas molares de CO₂ e carbono (44/12).

5.6 ANÁLISES DE TRANSIÇÃO

Foram elaborados dois mapas de transição para avaliar as mudanças na fragmentação florestal e seus impactos sobre os estoques de carbono na Amazônia. O primeiro mapa teve como objetivo principal analisar o impacto das alterações nas classes de fragmentação florestal sobre os estoques de carbono. Para isso, foram sobrepostos os mapas de fragmentação referentes aos anos de 1990 e 2000, permitindo a identificação dos deslocamentos entre as classes ao longo desse período inicial. Utilizando a amostra estratificada de pontos amostrais gerada na etapa anterior, extraíram-se os valores correspondentes de estoque de carbono para cada transição observada. Essa análise possibilitou quantificar as perdas ou ganhos de carbono relacionados às mudanças estruturais da paisagem florestal em um intervalo temporal importante, quando a pressão antrópica na Amazônia começou a se intensificar significativamente (Hansen et al., 2013; Silva Junior et al., 2020).

O segundo mapa de transição foi desenvolvido para compreender a dinâmica da fragmentação ao longo de toda a série temporal analisada, de 1990 a 2021. Para tanto, sobrepuseram-se os mapas de fragmentação desses anos extremos, permitindo identificar padrões gerais de avanço, estabilidade ou recuperação nas classes de fragmentação em escala regional. Essa análise temporal ampla é essencial para entender os processos de degradação, regeneração e desconexão da paisagem florestal, bem como seus efeitos cumulativos sobre a funcionalidade ecológica e o armazenamento de carbono (Berenguer et al., 2020; Barlow et al., 2016).

Ambos os mapas de transição permitiram avaliar a direção e a magnitude das

mudanças espaciais nas classes de fragmentação, considerando a heterogeneidade do uso da terra, presença de infraestrutura (como estradas e assentamentos), e os principais vetores de pressão antrópica, como expansão agrícola, mineração e exploração madeireira (Laurance et al., 2018; Gutiérrez-Vélez et al., 2014). A análise das transições entre classes também auxiliou na identificação de áreas prioritárias para ações de conservação e restauração, pois evidencia os locais com maior perda de integridade florestal e potencial emissor de carbono.

5.7 TESTES ESTATÍSTICOS

Para verificar a existência de diferenças estatisticamente significativas nos estoques de carbono entre as sete classes de fragmentação florestal (Núcleo, Borda, Laço, Ponte, Ramo, Ilhota e Perfuração), foi adotado o teste de Kruskal-Wallis, um método não paramétrico adequado para comparar três ou mais grupos independentes quando os pressupostos de normalidade e homocedasticidade não são atendidos (Conover, 1999; Field et al., 2012).

O teste de Kruskal-Wallis avalia se as distribuições das variáveis entre os grupos são equivalentes, sendo uma alternativa robusta à ANOVA paramétrica para dados ambientais que frequentemente apresentam distribuição assimétrica ou heterogeneidade de variância (Zimmerman, 2012). No contexto deste estudo, tal abordagem é particularmente indicada devido à natureza espacial dos dados de fragmentação e à alta variabilidade dos estoques de carbono em paisagens florestais fragmentadas (Chazdon et al., 2020).

As análises estatísticas foram realizadas no ambiente R (versão 4.4.0), utilizando a função `kruskal.test()` do pacote base para executar o teste de Kruskal-Wallis. Após a identificação de diferenças globais significativas ($p < 0,05$), foi realizada uma análise post-hoc para determinar quais pares específicos de classes de fragmentação apresentaram diferenças nos estoques médios de carbono.

Para esse fim, aplicou-se o teste de Dunn com correção de Bonferroni para múltiplas comparações, implementado por meio da função `dunnTest()` do pacote FSA (Ogle et al., 2023). Essa correção foi adotada para controlar a taxa de erro do Tipo I, prevenindo conclusões espúrias em decorrência do grande número de comparações entre grupos (Armstrong, 2014).

Os resultados foram visualizados com os pacotes `ggplot2` (Wickham, 2016) e `ggpubr` (Kassambara, 2023), que permitiram a elaboração de gráficos claros e interpretáveis, facilitando a comunicação das diferenças entre os estoques de carbono associados às classes de fragmentação florestal (Garnier, 2018).

6 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A Amazônia apresentou um processo acelerado de fragmentação florestal entre 1990 e 2021, com a perda de aproximadamente 672.295 km² de cobertura florestal. Esse processo reduziu consideravelmente as áreas classificadas como Núcleo — as mais representativas de florestas maduras — e ampliou classes associadas à fragmentação estrutural, como Ponte e Ilhota. A conversão dessas áreas compromete a conectividade ecológica, favorece a degradação e afeta diretamente os estoques de carbono e a biodiversidade (HADDAD et al., 2015; TAUBERT et al., 2018).

Em 1990, a classe Núcleo representava 57,25% da cobertura florestal da Amazônia; em 2021, esse valor caiu para 48,4%, refletindo uma regressão florestal de 11%. Paralelamente, a classe Ponte aumentou 104,6%, reforçando a tendência de isolamento de fragmentos, conforme discutido por Ribeiro et al. (2009) e Laurance et al. (2018).

6.1 BRASIL

O Brasil concentrou a maior parte da cobertura florestal da região e apresentou forte redução nas áreas de Núcleo, que passaram de 2.122.433 km² (56,7%) para 1.661.857 km² (51,9%) entre 1990 e 2021. A expansão da classe Ponte reflete a intensificação dos processos de fragmentação na faixa centro-norte do Arco do Desmatamento, onde a conversão florestal para agricultura e pastagens é mais intensa (BARLOW et al., 2016; SILVA JUNIOR et al., 2020). Em 2021, cerca de 43,29% da floresta remanescente no Brasil apresentava sinais de fragmentação.

6.1.2 Países Andinos (Peru, Colômbia, Equador e Venezuela)

Nos países andinos, observou-se uma tendência de redução das áreas de Núcleo e aumento das classes Ponte e Ilhota. No Peru, a área de Núcleo foi reduzida de 455.664 km² (61,5%) para 375.760 km² (52,9%), enquanto a categoria Ponte cresceu 21,5%, indicando perda de conectividade nos ecossistemas de planície e encostas (JOSSE et al., 2009).

Na Colômbia, o Núcleo caiu de 303.232 km² (66,5%) para 264.377 km² (61,1%). Esse declínio está associado ao avanço das fronteiras agropecuárias e atividades ilegais nas regiões sul e sudeste (CLERICI et al., 2020). A expansão das Ilhotas (de 7.755 km² para 12.839 km²) reforça o padrão de fragmentação isolada em áreas de floresta tropical úmida.

No Equador, houve redução de 10,1% nas áreas de Núcleo. A substituição por áreas de Ponte e Borda reflete a pressão da expansão urbana e da atividade petrolífera na Amazônia equatoriana (TAPIA-ARMIJOS et al., 2015).

Na Venezuela, o Núcleo foi reduzido em 32.558 km², com aumento correspondente da classe Ponte. Essa transição está ligada à mineração e exploração de hidrocarbonetos em zonas ecologicamente sensíveis (RODRÍGUEZ et al., 2021).

6.1.3 Países das Guianas (Guiana, Suriname e Guiana Francesa)

As Guianas mantiveram a maior proporção relativa de áreas de Núcleo. A Guiana Francesa, por exemplo, preservou 53% da cobertura classificada como Núcleo em 2021, a mais alta entre os países amazônicos. Isso se deve à baixa densidade populacional e aos rígidos mecanismos de proteção ambiental (HAMMOND et al., 2007). Contudo, mesmo nesses países, houve redução do Núcleo e crescimento da classe Ponte. No Suriname, a área de Núcleo caiu de 67,4% para 48,1%, enquanto a classe Ponte aumentou 17,4%, indicando fragmentação progressiva das florestas interiores.

6.1.4 Síntese Regional

A Amazônia como um todo apresentou redução expressiva da classe Núcleo (-80,4%) e expansão da classe Ponte (+104,6%) no período analisado. Considerando áreas classificadas como florestas secundárias, houve aumento de 3,7% na classe Núcleo, o que pode indicar algum grau de regeneração natural. Ainda assim, as alterações nas classes Borda, Ramo e Laço sugerem um mosaico fragmentado, com partes da paisagem em recuperação e outras em degradação ativa.

Esses padrões reforçam a necessidade de políticas de conservação diferenciadas entre as sub-regiões da Amazônia, dado que o grau de fragmentação varia substancialmente entre os países. Estratégias de restauração ecológica, corredores ecológicos e gestão de florestas secundárias são fundamentais para mitigar os efeitos da fragmentação sobre os serviços ecossistêmicos e o sequestro de carbono (CHAZDON et al., 2016; BRANCALION et al., 2019).

6.2 DINÂMICA ESPAÇO-TEMPORAL DA FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL NA AMAZÔNIA

A análise espaço-temporal revela que, entre 1990 e 2021, a floresta amazônica perdeu aproximadamente 672.045 km² de cobertura, uma redução de 11%. Em 1990, dos 6.181.722 km² de floresta, 57,25% foram classificados como Núcleo, enquanto 32,21% estavam na categoria Ponte e 10,54% nas demais classes, incluindo 3,13% como Ilhotas. Já em 2021, a

cobertura remanescente de 5.509.677 km² apresentou uma nova configuração estrutural: 50,81% permaneciam como Núcleo, 35,88% como Ponte e 13,31% nas demais categorias, sendo 3,88% Ilhotas.

A reclassificação da estrutura florestal entre os dois períodos indica que a perda de cobertura não ocorreu apenas por desmatamento total, mas também por reconfiguração da paisagem em direção à fragmentação. Do total de áreas Núcleo registradas em 1990 (3.539.339 km²), 79,10% mantiveram a integridade estrutural até 2021. Por outro lado, 1,54% foram totalmente desmatadas e 19,36% migraram para outras categorias fragmentadas. As áreas que deixaram de ser Núcleo somam 685.271 km², valor superior à própria área desmatada no período, o que indica que a fragmentação precedeu a conversão completa da floresta em outros usos. Esse padrão confirma observações de Silva Junior et al. (2020) e Taubert et al. (2018), que apontam para a fragmentação como estágio intermediário entre floresta íntegra e desmatamento.

A substituição de áreas contínuas por Pontes e Ilhotas tem implicações ecológicas relevantes. A expansão da classe Ponte em mais de 3,6 pontos percentuais (de 32,21% para 35,88%) sugere um avanço dos processos de degradação estrutural, com a formação de zonas de borda mais vulneráveis a incêndios, invasões e perda de biodiversidade (Haddad et al., 2015). As Ilhotas, por sua vez, aumentaram proporcionalmente em relação à floresta remanescente, passando de 3,13% para 3,88%, o que indica a persistência de fragmentos isolados em paisagens cada vez mais dominadas por matriz antrópica, com baixa conectividade ecológica (Fahrig, 2017).

A variação nos padrões de fragmentação entre os países amazônicos reforça a existência de pressões diferenciadas sobre o território. Em 2021, a Guiana Francesa apresentou 74,22% de sua floresta remanescente classificada como Núcleo, valor que contrasta com os 27,06% observados na Bolívia. A alta proporção de áreas Núcleo na Guiana Francesa está associada a baixos índices de ocupação e maior controle sobre o uso do solo, enquanto a configuração boliviana reflete a intensificação do uso agropecuário e a expansão das fronteiras de colonização no norte do país (Clerici et al., 2020; MapBiomias, 2023).

O Brasil, que concentra cerca de 60% da Amazônia Legal, apresentou 56,5% de sua floresta remanescente classificada como Núcleo em 2021, com os demais 43,29% distribuídos entre classes de fragmentação. Embora ainda mantenha porções contínuas significativas, o padrão espacial evidencia que grande parte da cobertura remanescente se encontra em estágios intermediários de degradação, em especial no Arco do Desmatamento (Barlow et al., 2016). A presença de 0,21% de áreas classificadas como Ramo reforça a existência de corredores

residuais de vegetação entre fragmentos, cuja função ecológica tende a ser limitada frente à crescente fragmentação.

A manutenção da classe Núcleo em 79,10% das áreas originalmente contínuas indica relativa estabilidade em porções centrais da floresta, sobretudo em áreas menos acessíveis. No entanto, a conversão de 19,36% dessas áreas em fragmentos comprova a hipótese de que a fragmentação, mais do que um efeito colateral, atua como vetor primário da degradação florestal, precedendo e potencializando o desmatamento. Esse processo, identificado também em análises de Brinck et al. (2017) e Matricardi et al. (2020), sugere que a integridade ecológica da floresta amazônica está sendo comprometida de forma difusa, com perdas funcionais que não se limitam à supressão total da vegetação.

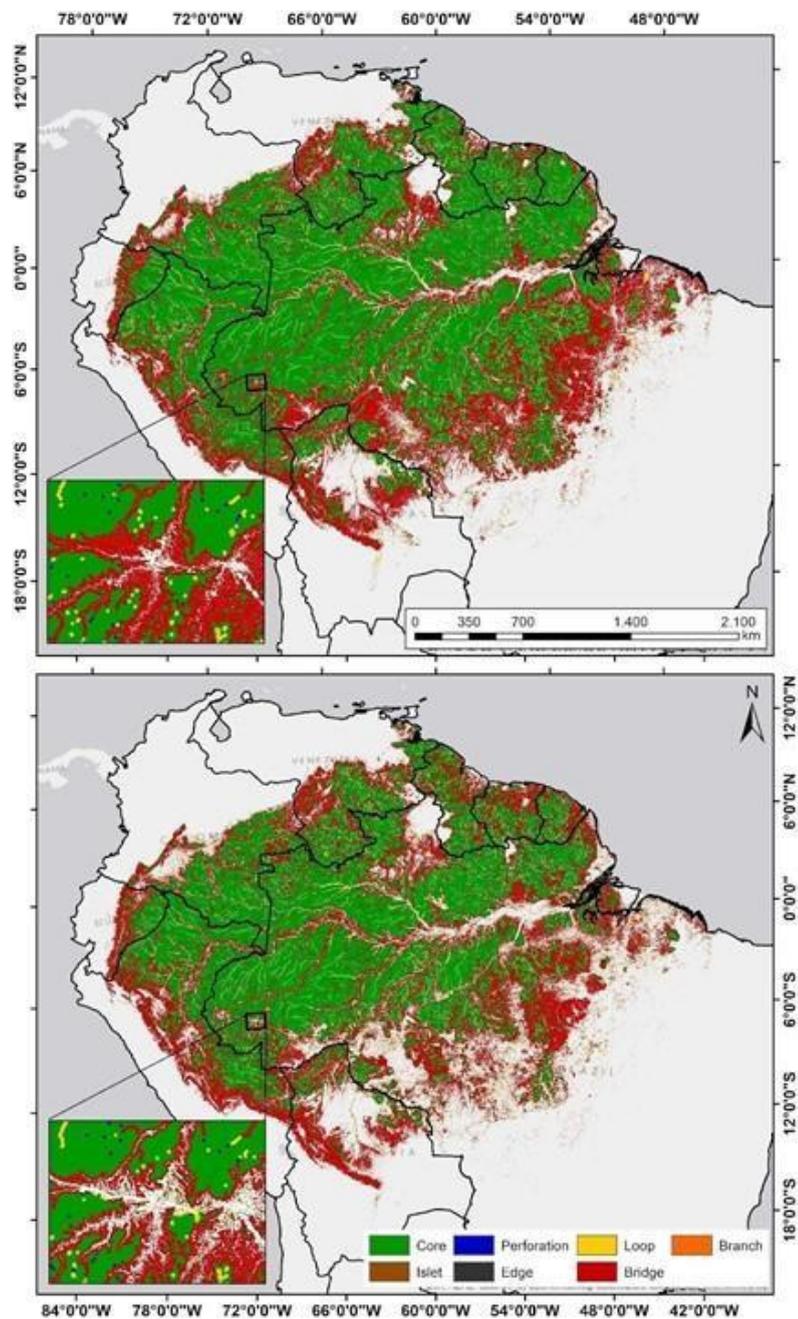
A expansão das classes intermediárias de fragmentação, como Ponte e Laço, revela ainda que parte da paisagem está submetida a processos de degradação crônica, que reduzem a capacidade da floresta de armazenar carbono e manter a biodiversidade (Brancalion et al., 2019). A constatação de que 685.271 km² de áreas Núcleo perderam essa classificação sem que houvesse desmatamento total reforça a importância de se monitorar, além da supressão vegetal, a estrutura e a conectividade florestal.

Esses resultados demonstram que a fragmentação florestal constitui um processo contínuo, cujos efeitos são cumulativos e, muitas vezes, invisibilizados pelos sistemas convencionais de monitoramento. A ausência de conectividade entre fragmentos, a formação de bordas e a criação de corredores estreitos como os Ramos, contribuem para a vulnerabilidade ecológica de todo o bioma. Tais evidências apontam para a necessidade de incorporar métricas de fragmentação nos modelos de avaliação de risco climático e conservação ambiental na Amazônia.

6.2 GEOMETRIA DA FRAGMENTAÇÃO

A Figura 3 apresenta a classificação morfológica da paisagem florestal amazônica, com base na Análise de Padrão Espacial Morfológico (MSPA), evidenciando a predominância das classes **Core** (Núcleo) e **Bridge** (Ponte) na configuração da cobertura florestal entre os anos de 1990 e 2021. Essa distribuição espacial reflete tanto padrões ecológicos estruturais da floresta quanto processos antrópicos relacionados à expansão de frentes agrícolas, abertura de estradas e desenvolvimento urbano (Fearnside, 2005; Laurance et al., 2009).

Figura 3 - Mapa da fragmentação florestal da Amazônia 1990-2021.



Fonte: Próprio Autor

A classe Ponte, que representa corredores estreitos conectando fragmentos de floresta núcleo, revelou-se dominante entre as categorias de fragmentação. Essa prevalência é coerente com o padrão linear de degradação observado na região, frequentemente guiado por vetores infraestruturais. Apesar de contribuírem para certa conectividade estrutural, essas pontes florestais são vulneráveis a efeitos de borda, pressões antrópicas e isolamentos funcionais (Crooks & Sanjayan, 2006; Saura & Pascual-Hortal, 2007). Assim, sua função ecológica, embora relevante para o fluxo gênico e o deslocamento de fauna, tende a ser instável a longo prazo (Haddad et al., 2015).

Do ponto de vista dinâmico, os dados indicaram que 70,75% da área total analisada (4.373.487 km²) manteve estabilidade morfológica no período de 1990 a 2021, destacando-se as classes Núcleo (2.799.622 km²) e Ponte (1.290.391 km²). Essa estabilidade relativa sugere que, apesar das pressões de uso da terra, grandes blocos de floresta ainda preservam suas características estruturais, sobretudo em áreas centrais da Amazônia, onde a influência humana é reduzida. A classe Ramo, por outro lado, foi a menos estável, com apenas 3.927 km², o que pode indicar instabilidade ecológica ou limitada presença espacial.

As áreas classificadas como degradação morfológica — ou seja, aquelas que transitaram de Núcleo para classes menos íntegras — representaram 11,09% da área total (685.271 km²). A transição de Núcleo para Ponte correspondeu a 71,07% dessas áreas degradadas (487.131 km²), indicando que muitas áreas centrais da floresta perderam sua integridade sem sofrer desmatamento completo, passando a desempenhar papel de conectores. Isso confirma a hipótese de que a fragmentação precede frequentemente o desmatamento em áreas sob pressão de uso da terra. A menor transição foi de Núcleo para Ilhota (9.157 km²), o que sugere baixa incidência de isolamento extremo desses fragmentos mais íntegros.

O desmatamento direto — conversão de áreas florestais para áreas não florestais — atingiu 10,88% da região amazônica no período (672.295 km²). A classe Ponte foi a mais afetada, representando 72,74% do desmatamento total (489.043 km²), o que reforça sua fragilidade e exposição a frentes de conversão. A classe Núcleo contribuiu com apenas 8,10% (54.446 km²), o que valida parcialmente a hipótese de que os núcleos mais íntegros da floresta resistem por mais tempo às pressões de conversão, embora ainda estejam vulneráveis. As classes Ilhota (103.089 km²) e Laço (17.690 km²) também sofreram perdas consideráveis, indicando que tanto fragmentos isolados quanto conectores intermediários têm sido convertidos.

As conversões laterais, que incluem mudanças entre classes intermediárias (exceto Núcleo), totalizaram 7,29% da área (450.662 km²). A maior transição lateral ocorreu entre Laço e Ponte (146.459 km²), enquanto a menor foi da classe Ramo para outra classe (616 km²). Essas conversões refletem rearranjos estruturais de menor escala, muitas vezes associados a degradações menos evidentes, mas que alteram a morfologia da paisagem e podem comprometer a conectividade ecológica ao longo do tempo (Silva Junior et al., 2020).

A baixa representatividade visual das classes Ilhota, Borda, Laço, Ramo e Perfuração também se relaciona a limitações técnicas da análise, como a resolução espacial (30 m) e os parâmetros do algoritmo MSPA, que tendem a subestimar áreas estreitas e fragmentos muito pequenos. Além disso, a simbologia adotada pode acentuar visualmente o predomínio de certas

classes. Ainda assim, essas categorias oferecem pistas importantes sobre os padrões espaciais secundários da fragmentação, os quais podem ganhar relevância em fases posteriores de degradação (Vogt et al., 2007; Ribeiro et al., 2009).

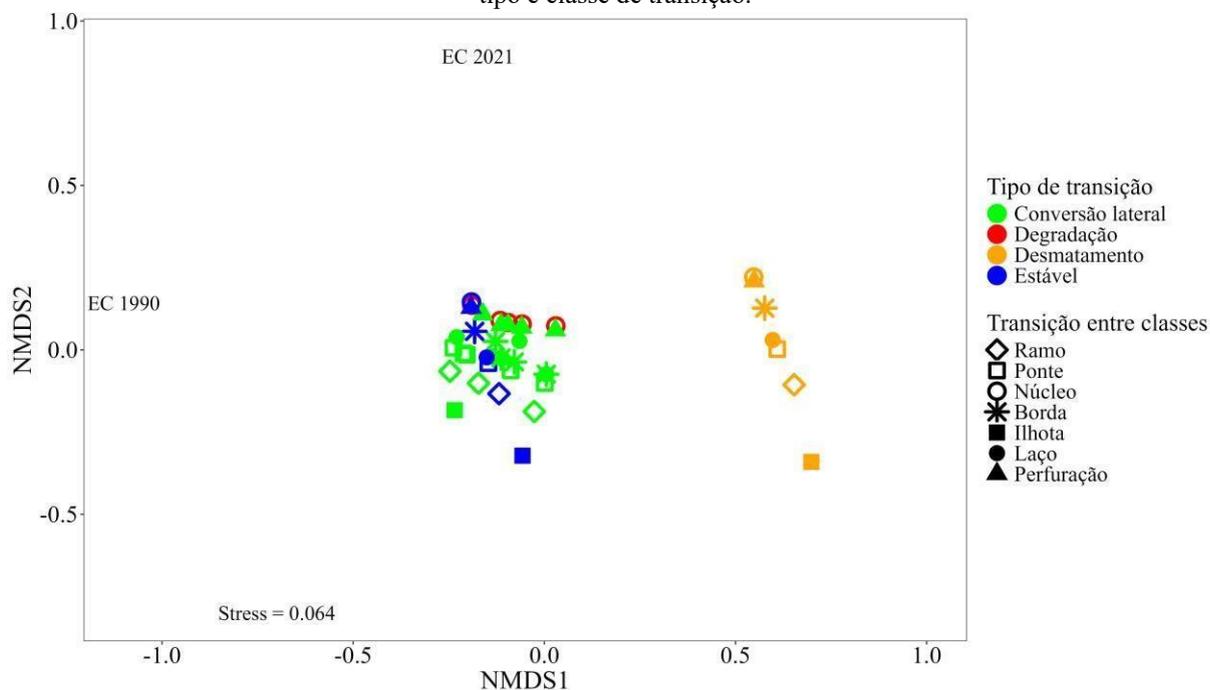
Espacialmente, os Núcleos florestais mais íntegros concentraram-se na região central da Amazônia, onde a influência humana é menor. Em contraste, a maioria das classes intermediárias e degradadas distribuiu-se ao longo do Arco do Desmatamento, abrangendo os estados do Maranhão, Pará, Tocantins, Mato Grosso, Rondônia, Amazonas e Acre, além de partes do Peru e da Bolívia. Essa configuração espacial corrobora o padrão de fragmentação progressiva a partir das bordas da floresta (Barber et al., 2014).

Em síntese, a análise da geometria e dinâmica morfológica da fragmentação florestal amazônica entre 1990 e 2021 revela um mosaico estrutural ainda parcialmente conectado, mas sob crescente pressão de degradação e desmatamento. A predominância das classes Ponte e Núcleo indica que a floresta permanece funcional em grandes extensões, mas a transição progressiva para estruturas mais fragmentadas e a vulnerabilidade dessas conexões sugerem risco crescente de isolamento ecológico, o que compromete a biodiversidade e os estoques de carbono — aspectos centrais para a resiliência socioecológica da Amazônia.

6.3 PADRÕES MULTIVARIADOS DAS TRANSIÇÕES ESTRUTURAIS: EVIDÊNCIAS DE MUDANÇA ECOLÓGICA NA PAISAGEM AMAZÔNICA (1990–2021)

A Análise de Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS), baseada na matriz de dissimilaridade de Bray-Curtis, permitiu explorar os padrões multivariados das transições estruturais da paisagem florestal amazônica ao longo do período de 1990 a 2021. A análise foi realizada no software R, utilizando o pacote *vegan* (Oksanen et al., 2019), e seus resultados são apresentados na Figura 4.

Figura 4 - Análise NMDS das transições espaciais da paisagem florestal entre 1990 e 2021, categorizadas por tipo e classe de transição.



Fonte: Próprio Autor

Com um valor de stress de 0,064, considerado baixo, a configuração bidimensional obtida apresenta um ajuste robusto para interpretações ecológicas (Clarke, 1993). A ordenação revelou padrões espaciais claros na composição estrutural das transições, com os pontos organizados ao longo de dois eixos de dissimilaridade. O eixo NMDS1 está mais associado ao ano de 1990 (EC 1990), enquanto o eixo NMDS2 reflete a configuração de 2021 (EC 2021), indicando um deslocamento estrutural ao longo do tempo.

A formação de um agrupamento coeso no quadrante central-esquerdo, composto por transições “estáveis”, de “conversão lateral” e de “degradação”, sugere uma convergência funcional entre essas categorias. Tal proximidade indica que, apesar das perturbações, esses tipos de transição ainda preservam características estruturais comuns, refletindo um estado intermediário de integridade ecológica (Haddad et al., 2015; Laurance et al., 2011).

Em contraste, as transições de desmatamento destacam-se com deslocamento pronunciado ao longo do eixo NMDS1, indicando uma estrutura altamente distinta. Isso revela um padrão de ruptura ecológica, característico de conversões intensas da paisagem, geralmente associadas a usos antrópicos consolidados, como agricultura mecanizada e pastagem extensiva (Lovejoy & Nobre, 2018). Tais transições desestabilizam o arranjo estrutural da floresta, resultando na perda de conectividade, aumento dos efeitos de borda e comprometimento de

serviços ecossistêmicos fundamentais.

As formas geométricas dos pontos (núcleo, borda, ponte, perfuração etc.) evidenciam que o impacto do desmatamento se distribui entre diferentes componentes morfológicos da floresta. A presença de desmatamento em áreas classificadas como “núcleo” ou “borda” corrobora a hipótese de que a fragmentação avança sobre setores anteriormente menos vulneráveis, indicando um aprofundamento da degradação ecológica na região (Arroyo- Rodríguez et al., 2020).

A comparação implícita entre os anos de 1990 e 2021 revela uma trajetória de intensificação das perturbações estruturais. Em 1990, os pontos se concentravam majoritariamente em categorias estruturalmente mais conservadas, ao passo que, em 2021, há predomínio de pontos associados a transições mais disruptivas, como o desmatamento. Essa transição temporal sustenta a hipótese central desta dissertação, de que a fragmentação florestal na Amazônia tem se intensificado nas últimas décadas, promovendo alterações significativas na estrutura da paisagem e impactando diretamente os estoques de carbono.

Adicionalmente, os resultados do NMDS estão em consonância com o segundo objetivo específico da pesquisa: identificar e interpretar a dinâmica das transições estruturais a partir de uma abordagem multivariada. Ao revelar que as transições de desmatamento formam um grupo estruturalmente distinto, a análise comprova que há uma ruptura no funcionamento espacial da floresta, evidenciando que essas transições não apenas fragmentam a paisagem, mas também reconfiguram seu padrão ecológico funcional, afetando negativamente a conectividade e a resiliência florestal.

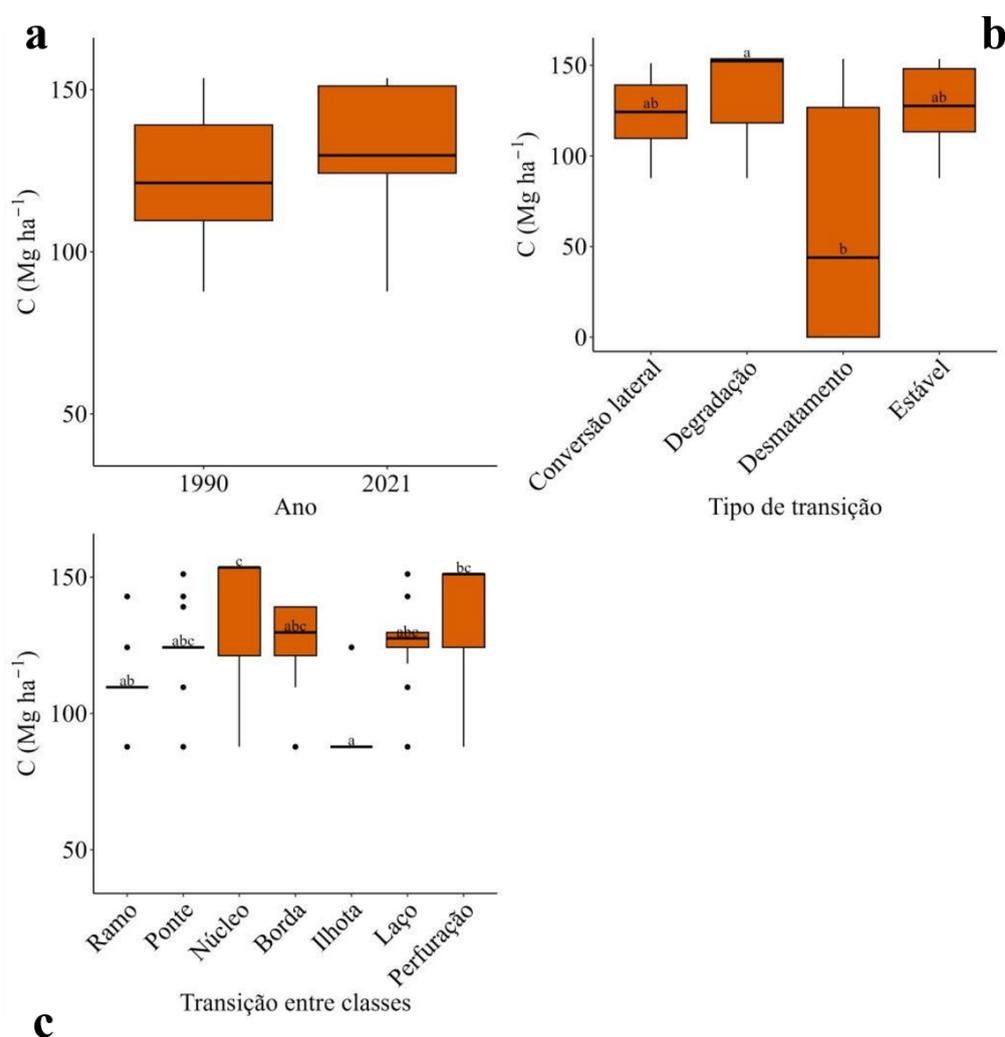
Os achados reforçam as evidências de que a Amazônia se aproxima de um ponto de inflexão ecológica (tipping point), no qual a sinergia entre fragmentação, desmatamento e mudanças climáticas pode comprometer de forma irreversível a estabilidade ecológica da região (Lovejoy & Nobre, 2018). Considerando tais implicações, os padrões identificados devem orientar políticas públicas de ordenamento territorial e conservação, priorizando a manutenção de áreas núcleo, a contenção do avanço das transições disruptivas e a restauração de conectividade ecológica.

6.4 ANÁLISE DOS ESTOQUES DE CARBONO EM RELAÇÃO À DINÂMICA ESPACIAL DA FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL: EVIDÊNCIAS DE RECUPERAÇÃO E IMPACTOS DIFERENCIADOS POR TIPOS E CLASSES DE TRANSIÇÃO

A análise dos estoques de carbono (C, em Mg ha^{-1}) ao longo do período entre 1990 e 2021, apresentada na Figura 5, confirma as hipóteses iniciais de que a fragmentação florestal e

os diferentes tipos de transição da paisagem afetam significativamente a dinâmica dos estoques de carbono na Amazônia. O aumento da mediana dos estoques de carbono entre os dois anos sugere uma recuperação parcial da biomassa acima do solo, indicando que mudanças no uso do solo ou iniciativas de conservação podem estar contribuindo para a retenção de carbono em algumas regiões. Contudo, a sobreposição dos intervalos interquartis revela a heterogeneidade espacial dessas alterações, evidenciando que a recuperação não é uniforme em toda a paisagem, o que corrobora o objetivo de quantificar as variações espaço-temporais dos estoques de carbono no contexto da fragmentação florestal.

Figura 5 - Variação dos estoques de carbono (C, em Mg ha^{-1}) em função do (a) ano de observação (1990 e 2021), (b) tipo de transição da paisagem (Conversão lateral, Degradação, Desmatamento e Estável) e (c) transição entre classes de fragmentação florestal.



Fonte: Próprio Autor

A análise dos estoques de carbono (C, em Mg ha^{-1}), representam o intervalo

interquartil (IQR), as linhas horizontais indicam a mediana, os bigodes se estendem até $1,5 \times \text{IQR}$ e os pontos indicam valores outliers. Letras distintas acima das caixas indicam diferenças estatisticamente significativas entre os grupos ($p < 0,05$), conforme teste post-hoc. variações significativas associadas ao tempo, ao tipo de transição da paisagem e às diferentes classes de fragmentação florestal (Ramo, Ponte, Núcleo, Borda, Ilhota, Laço, Perfuração). Comparando os anos de 1990 e 2021, observa-se um aumento na mediana dos estoques de carbono ao longo do período, sugerindo uma possível recuperação parcial do carbono acima do solo ou mudanças no padrão de ocupação e uso do solo que favoreceram a retenção de biomassa em algumas regiões (Fearnside, 2018). Apesar disso, a sobreposição nos intervalos interquartis indica que essa diferença não é homogênea em toda a paisagem, refletindo a complexidade espacial da dinâmica florestal amazônica.

No que se refere ao tipo de transição da paisagem, as áreas classificadas como "Desmatamento" apresentaram os menores estoques de carbono, com medianas próximas a zero, confirmando o impacto direto da remoção total da cobertura florestal sobre os estoques de biomassa. Em contrapartida, as áreas sob "Degradação" mostraram os maiores valores medianos de carbono, seguidas pelas áreas "Estáveis" e "Conversão lateral". Esses resultados indicam que, embora a degradação represente uma perda parcial de cobertura vegetal, ainda há manutenção considerável de biomassa, sobretudo quando comparada ao desmatamento total. A diferença significativa entre os grupos, como evidenciada pelas letras distintas no gráfico, reforça a importância de distinguir os tipos de perturbação ao considerar os efeitos sobre o carbono (Silvério et al., 2015).

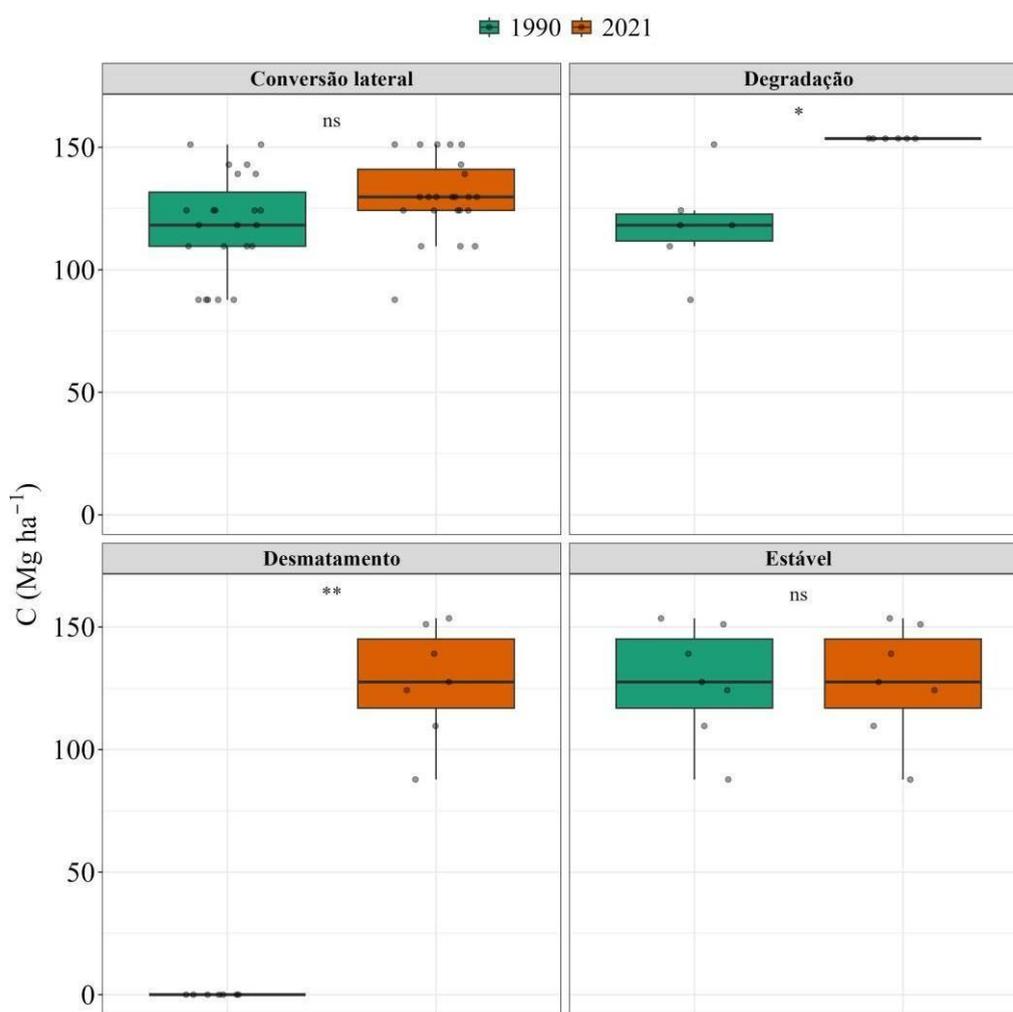
A análise das transições entre classes de fragmentação florestal revelou uma heterogeneidade ainda maior. Áreas classificadas como "Núcleo" e "Perfuração" apresentaram os maiores estoques de carbono, refletindo a predominância de vegetação madura e contínua, com menor exposição a bordas e, portanto, menor vulnerabilidade a perturbações externas (Laurance et al., 2002). Em contraste, áreas classificadas como "Ilhota" apresentaram os menores valores medianos, indicando que fragmentos pequenos e isolados são menos eficientes na manutenção do carbono, possivelmente devido a maior influência de bordas, degradação interna e microclima alterado (Ewers & Didham, 2006). As classes "Ramo", "Ponte", "Borda" e "Laço" apresentaram estoques intermediários, refletindo condições estruturais variadas que influenciam de forma diferenciada a retenção de biomassa.

6.5 VARIAÇÃO TEMPORAL DOS ESTOQUES DE CARBONO SEGUNDO O TIPO DE

TRANSIÇÃO DA PAISAGEM NA AMAZÔNIA (1990–2021)

A análise dos estoques de carbono (C, em Mg ha^{-1}) mostrou diferenças temporais conforme o tipo de transição da paisagem (Figura 6). As caixas representam o intervalo interquartil (IQR), a linha horizontal indica a mediana, os bigodes se estendem até $1,5 \times \text{IQR}$ e os pontos indicam valores outliers. A significância estatística das diferenças entre os anos (1990 e 2021) em cada categoria de transição (Conversão lateral, Degradação, Desmatamento e Estável) foi indicada por asteriscos (* $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; ns = não significativo).

Figura 6 - Estoques de carbono (C, em Mg ha^{-1}) em diferentes tipos de transição da paisagem nos anos de 1990 (verde) e 2021 (laranja).



Fonte: Próprio Autor

Nas áreas de Conversão lateral, observou-se um aumento discreto nos estoques de carbono, com mediana subindo de aproximadamente 120 Mg ha^{-1} em 1990 para cerca de 135 Mg ha^{-1} em 2021, porém sem diferença estatística significativa (ns). Isso indica que a conversão lateral não promoveu alterações relevantes na estrutura da vegetação residual ou nas funções

ecológicas associadas ao sequestro de carbono nesse período.

Já nas áreas classificadas como Degradação, houve aumento significativo dos estoques de carbono ao longo do tempo (*). Em 1990, os valores giravam em torno de 120 Mg ha⁻¹, enquanto em 2021 a distribuição tornou-se mais homogênea, com medianas próximas a 150 Mg ha⁻¹. Tal tendência pode refletir processos de regeneração secundária e o efeito de políticas públicas voltadas à redução da degradação florestal (ARAGÃO et al., 2018). Alternativamente, a substituição por vegetação secundária de rápido crescimento pode explicar a maior acumulação de carbono, característica das fases iniciais de sucessão florestal.

Nas áreas de Desmatamento, a diferença entre os dois períodos foi altamente significativa (**), com estoques praticamente nulos em 1990 e medianas próximas a 135 Mg ha⁻¹ em 2021. Esse aumento pode indicar regeneração florestal natural ou reflorestamento em áreas antes desmatadas, fenômeno observado em diferentes regiões da Amazônia, relacionado ao abandono agrícola e políticas de recuperação ambiental (NOBRE et al., 2016).

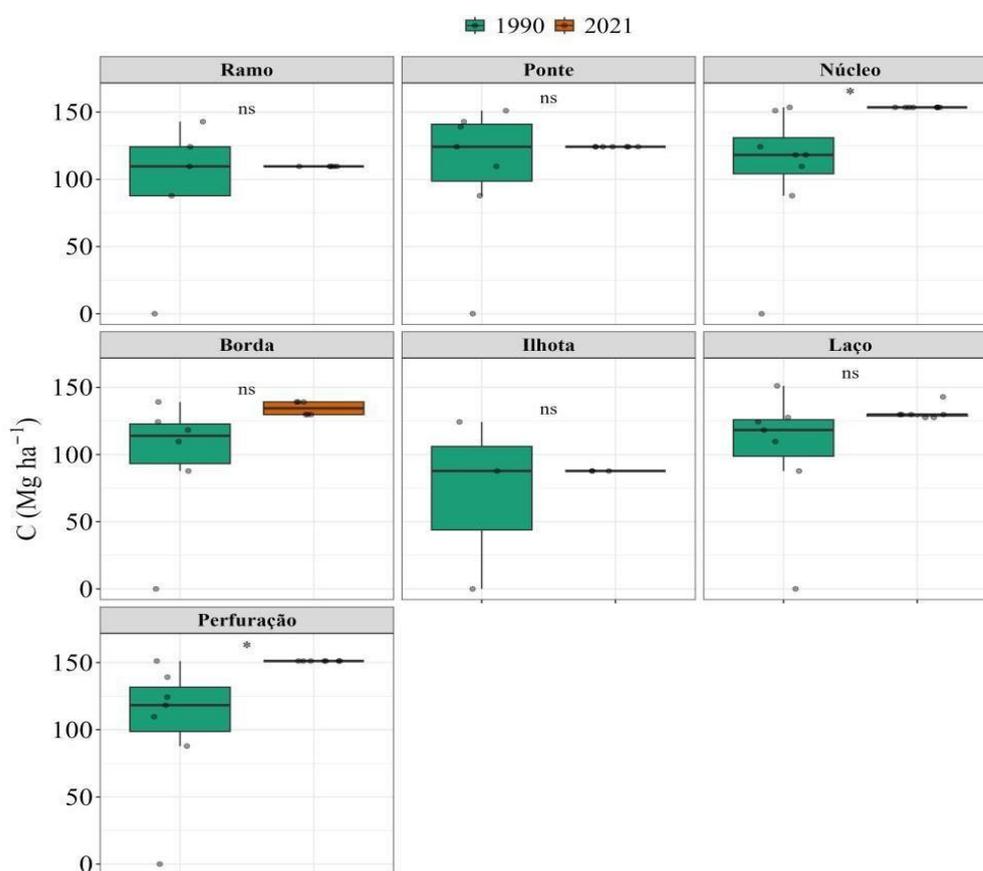
Por fim, nas áreas Estáveis, os estoques de carbono permaneceram relativamente constantes entre 1990 e 2021, com medianas em torno de 130 Mg ha⁻¹ e sem diferença estatística significativa. Esse padrão confirma a manutenção da capacidade de sequestro de carbono em áreas sem alteração no uso do solo, desde que não haja degradação interna relevante (BACCINI et al., 2012).

Esses resultados corroboram a hipótese de que o impacto da fragmentação e das transições de uso do solo sobre os estoques de carbono varia conforme o tipo de perturbação e o tempo de recuperação. A complexidade dos processos espaço-temporais na Amazônia exige abordagens específicas para manejo e políticas públicas, considerando o potencial de recuperação em áreas degradadas e a necessidade de prevenção do desmatamento.

6.6 ESTOQUES DE CARBONO EM CLASSES MORFOLÓGICAS DE FRAGMENTOS FLORESTAIS NA AMAZÔNIA ENTRE 1990 E 2021

A análise dos estoques de carbono (C, em Mg ha⁻¹) em diferentes classes morfológicas de fragmentos florestais — Ramo, Ponte, Núcleo, Borda, Ilhota, Laço e Perfuração — evidenciou variações temporais significativas em algumas categorias, conforme ilustrado na Figura 7. As caixas representam o intervalo interquartil (IQR), a linha horizontal indica a mediana, os bigodes se estendem até 1,5 × IQR e os pontos indicam valores outliers. A significância estatística das diferenças temporais entre 1990 e 2021 foi indicada por asteriscos (*p < 0,05; ns = não significativo).

Figura 7 - Estoques de carbono (C, em Mg ha^{-1}) em diferentes classes morfológicas de fragmentos florestais — Ramo, Ponte, Núcleo, Borda, Ilhota, Laço e Perfuração — nos anos de 1990 (verde) e 2021 (laranja).



Fonte: Próprio Autor

As classes Ramo e Ponte não apresentaram diferenças estatísticas significativas (ns), com estoques de carbono oscilando entre 100 e 130 Mg ha^{-1} . Essas classes, por representarem fragmentos conectados ou atuarem como corredores florestais, podem preservar parte da funcionalidade ecológica e conectividade estrutural, o que favorece a estabilidade dos estoques de carbono ao longo do tempo.

Na classe Núcleo, observou-se aumento significativo nos estoques de carbono (*), com mediana elevando-se de aproximadamente 115 Mg ha^{-1} em 1990 para cerca de 150 Mg ha^{-1} em 2021. Como áreas nucleares correspondem a grandes manchas contínuas de floresta, esse incremento pode refletir maturação de florestas secundárias e recuperação de carbono em áreas anteriormente degradadas, reforçando a importância da conservação dessas porções para a mitigação das mudanças climáticas (BACCINI et al., 2012).

A classe Borda apresentou estabilidade nos estoques entre os anos, embora com leve tendência de aumento em 2021, sem significância estatística. Esse padrão indica alguma

resiliência, apesar da exposição dessas áreas a distúrbios antrópicos e efeitos microclimáticos que podem comprometer a retenção de carbono no longo prazo (LAURANCE et al., 1997).

Para a classe Ilhota, fragmentos pequenos e isolados, os estoques permaneceram relativamente estáveis, porém com maior variabilidade em 1990. Apesar da ausência de diferenças estatísticas, essa dispersão sugere vulnerabilidade à degradação e instabilidade na dinâmica da biomassa devido ao isolamento e maior influência de bordas.

As classes Laço e Perfuração apresentaram comportamentos distintos. Laço não apresentou variação significativa (ns), enquanto Perfuração mostrou aumento significativo nos estoques de carbono (*), com mediana passando de aproximadamente 115 para 150 Mg ha⁻¹. A perfuração, relacionada à criação de claros internos na floresta, pode estar passando por regeneração ativa da vegetação, refletindo potencial de recuperação em áreas degradadas (VOGT et al., 2007).

Esses resultados confirmam a hipótese de que a conectividade estrutural e a posição morfológica dos fragmentos influenciam diretamente a capacidade de recuperação e manutenção dos estoques de carbono na paisagem amazônica. Fragmentos centrais e mais conectados (Núcleo e Perfuração) apresentam maior resiliência e potencial de recuperação, enquanto fragmentos isolados e periféricos (Ilhota) permanecem vulneráveis e menos eficientes na retenção de carbono (FAHRIG, 2003).

6.7 EFEITO DA DEGRADAÇÃO FLORESTAL E DAS FLORESTAS SECUNDÁRIAS NAS CLASSES DE FRAGMENTAÇÃO NO ANO DE 2021

As áreas de floresta secundária foram consideradas como parte da cobertura florestal nos mapas utilizados para a análise de fragmentação e estoque de carbono. Essa abordagem segue a lógica de diversos estudos regionais que incorporam vegetação em estágio de regeneração como componente da matriz florestal, especialmente quando já apresentam estrutura arbórea contínua detectável por sensores ópticos. No entanto, reconhece-se que as florestas secundárias possuem características ecológicas distintas das florestas primárias, incluindo menor complexidade estrutural, menor biodiversidade associada e estoques de carbono significativamente reduzidos, especialmente nas primeiras décadas de regeneração. Embora contribuam positivamente para a reconexão de fragmentos e para a remoção de carbono atmosférico em ritmos acelerados no início da sucessão, essas áreas permanecem mais vulneráveis à degradação e ao desmatamento recorrente. Assim, os resultados deste estudo devem ser interpretados considerando essa limitação, especialmente nas estimativas agregadas de conectividade estrutural e sequestro de carbono.

No cenário que considera a degradação como agente adicional de fragmentação, observou-se uma redução expressiva na área da classe Núcleo, caindo de 2.799.622 km² para 548.532 km² (-80,4%). A classe Ponte teve um aumento notável, passando de 1.976.782 km² para 4.045.175 km² (+104,6%). Similarmente, a classe Ilhota aumentou significativamente sua área, de 267.997 km² para 398.953 km² (+48,9%). As classes Perfuração, Borda, Laço e Ramo apresentaram reduções substanciais de suas áreas originais, passando para 20.139 km² (- 80,8%), 19.051 km² (-57,7%), 82.439 km² (-72,9%) e 3.395 km² (-69,0%), respectivamente.

No cenário que incorpora as florestas secundárias, observou-se um aumento na área da classe Núcleo, que passou para 2.902.961 km² (+3,7%), sugerindo que a regeneração pode compensar parcialmente as perdas por fragmentação. As classes Ilhota e Ponte reduziram ligeiramente suas áreas para 263.858 km² (-1,5%) e 1.930.510 km² (-2,3%), respectivamente. Houve leves aumentos para as classes Borda (49.621 km²; +10,1%), Laço (311.335 km²;

+2,3%) e Ramo (12.087 km²; +10,4%), enquanto a classe Perfuração apresentou uma redução mínima, atingindo 104.589 km² (-0,4%).

Esses resultados demonstram claramente que a degradação amplia expressivamente o impacto sobre as áreas Núcleo, enquanto o cenário com florestas secundárias destaca o potencial regenerativo que pode mitigar parcialmente as consequências da fragmentação florestal.

6.8 EFEITO DA TRANSIÇÃO DE ÁREAS NÚCLEO PARA BORDA E ILHOTA NOS ESTOQUES DE CARBONO ACIMA DO SOLO

Através da sobreposição do mapa de transição 1990-2000 e o mapa de densidade de estoque de carbono acima do solo, foi possível avaliar o impacto da transição de áreas núcleo para as classes essenciais de fragmentação (Borda e Ilhota). A Tabela 1, mostra a estatística descritivas dos estoques de carbono acima do solo para cada tipo de transição entre classes.

Tabela 1 – Estatística descritiva dos estoques de carbono acima do solo para as diferentes transições das métricas de paisagens

Transição de Classes	Mean (Mg C ha⁻¹)	95% CI Abaixo	95% CI Acima	Median (Mg C ha⁻¹)	n
Núcleo-Núcleo	155.03	154.97	155.08	158.00	820,672
Núcleo-Borda	145.19	145.05	145.32	147.00	178,830
Núcleo-Ilhota	125.94	124.89	126.98	123.00	2,745

Encontramos que as áreas que eram Núcleo em 1990 e se mantiveram Núcleo em 2000 tinham uma em média 155.03 Mg C ha⁻¹ (IC 95%: 154.97-155.08). Em contraste, as áreas

Núcleo que passaram à condição de Borda apresentaram uma média de carbono de 145,19 Mg C ha⁻¹ (IC 95%: 145,05–145,32), representando uma redução aproximada de 6,35% em relação às áreas Núcleo-Núcleo. As áreas que transitaram para Ilhota exibiram uma média ainda menor, de 125,94 Mg C ha⁻¹ (IC 95%: 124,89–126,98), indicando uma redução mais expressiva, de cerca de 18,76%, em relação às áreas Núcleo-Núcleo. A análise estatística realizada pelo teste de Kruskal-Wallis revelou diferenças significativas entre as três categorias ($\chi^2 = 19259,06$; $df = 2$; $p < 0,001$). O teste post-hoc com correção de Bonferroni indicou que todas as categorias diferiram significativamente entre si (Núcleo-Núcleo, grupo "a"; Núcleo- Borda, grupo "b"; Núcleo-Ilhota, grupo "c"; $\alpha = 0,05$).

Esses resultados destacam claramente como a fragmentação e o isolamento das áreas florestais afetam negativamente os estoques médios de carbono acima do solo, com maiores perdas observadas nas áreas mais isoladas. Estudos realizados na Amazônia Central mostraram que as perdas significativas de biomassa nas bordas florestais ocorrem principalmente devido às mudanças microclimáticas, incluindo o aumento da mortalidade de árvores e a maior incidência de distúrbios por vento (Laurance et al., 1997). Similarmente, Ferreira e Laurance (1997) identificaram taxas de mortalidade arbórea até sete vezes maiores em fragmentos florestais próximos às bordas, consequência direta das alterações microclimáticas e da exposição aumentada a perturbações externas.

Silva-Junior et al. (2020), também reportaram que na Amazônia, as bordas florestais apresentam reduções expressivas nos estoques de carbono, atribuídas à mortalidade aumentada e alterações estruturais persistentes induzidas pelo efeito de borda, resultando em perdas adicionais não contabilizadas de carbono (Silva-Junior et al., 2020). Shapiro et al. (2016), estudando florestas tropicais na República Democrática do Congo, reforçam essa constatação ao mostrarem que bordas florestais têm altura do dossel reduzida e biomassa acima do solo significativamente menor, principalmente devido ao aumento da vulnerabilidade das árvores às perturbações antropogênicas e climáticas.

Essas evidências sugerem claramente que a conservação dos estoques de carbono em florestas tropicais requer estratégias efetivas de redução da fragmentação e do avanço das bordas florestais, considerando especialmente os processos ecológicos associados à perda de biomassa acima do solo.

6.9 CLASSES DE FRAGMENTAÇÃO E SEUS ESTOQUES DE CARBONO ACIMA DO SOLO EM 2000

Os resultados apontam ainda que a fragmentação e o isolamento florestal têm um

impacto significativo nos estoques de carbono, com perdas mais acentuadas em áreas isoladas. A análise das emissões de (CO₂) na Amazônia revela que 61,58 Pg permaneceram inalterados entre 1990 e 2020, sendo (68,69%) nas áreas Núcleo. A fragmentação florestal resultou na liberação de 6,02 Pg (CO₂) devido à conversão de áreas Núcleo para classes mais degradadas. As convenções laterais entre classes fragmentadas emitiram 3,46 Pg (CO₂), enquanto o desmatamento gerou 29,99 Pg (CO₂). No total, a fragmentação contribuiu com 9,48 Pg (CO₂), representando 31,61% das emissões totais do desmatamento no período. Isso sublinha a importância de medidas efetivas para a preservação dos grandes blocos florestais remanescentes, garantindo a manutenção dos serviços ecossistêmicos e a integridade dos estoques de carbono na Amazônia.

Na Tabela 2, são mostradas as estatísticas descritivas dos valores de estoque de carbono acima do solo estratificado por cada tipo de classe de fragmentação. As áreas de floresta classificadas como Núcleo na Amazônia em 2000 apresentaram a maior média de carbono acima do solo, com 153,56 Mg C ha⁻¹ (IC 95%: 153,51–153,61), consistente com valores encontrados em outros trabalhos ao longo da Amazonia, 174,00 Mg C ha⁻¹ na Amazonia Brasileira (<http://nature.com/articles/s41597-023-02575-4>), 184,50 Mg C ha⁻¹ na Amazônia Peruana (<https://www.pnas.org/doi/full/10.1073/pnas.1004875107>) e 151,36 Mg C ha⁻¹ na Amazônia Colombiana (<https://bg.copernicus.org/articles/9/2683/2012/>).

Tabela 2 – Média de Estoque de Carbono por classes de fragmentação no ano de 2000

Class	median	mean	n	95% CI Abaixo	95% CI Acima	Diferença do Núcleo (%)
Núcleo	156.50	153.56	1,007,929	153.51	153.61	0.00
Ilhota	87.00	87.78	61,981	87.53	88.03	42.84
Perfuração	153.25	151.13	24,866	150.77	151.49	1.58
Borda	140.50	139.11	15,631	138.66	139.56	9.41
Laço	145.50	142.92	90,937	142.71	143.13	6.93
Ponte	125.00	124.25	554,838	124.16	124.34	19.09
Ramo	113.00	109.63	3,387	108.25	111.00	28.61

Por outro lado, áreas Ilhota registraram a menor média, de 87,78 Mg C ha⁻¹ (IC 95%: 87,53–88,03), representando uma redução significativa de aproximadamente 42,8% em relação às áreas Núcleo. Áreas identificadas como Perfuração tiveram média próxima às áreas Núcleo, com 151,13 Mg C ha⁻¹ (IC 95%: 150,77–151,49), mostrando uma redução discreta de cerca de 1,6%. As áreas Borda apresentaram uma média de 139,11 Mg C ha⁻¹ (IC 95%: 138,66–139,56),

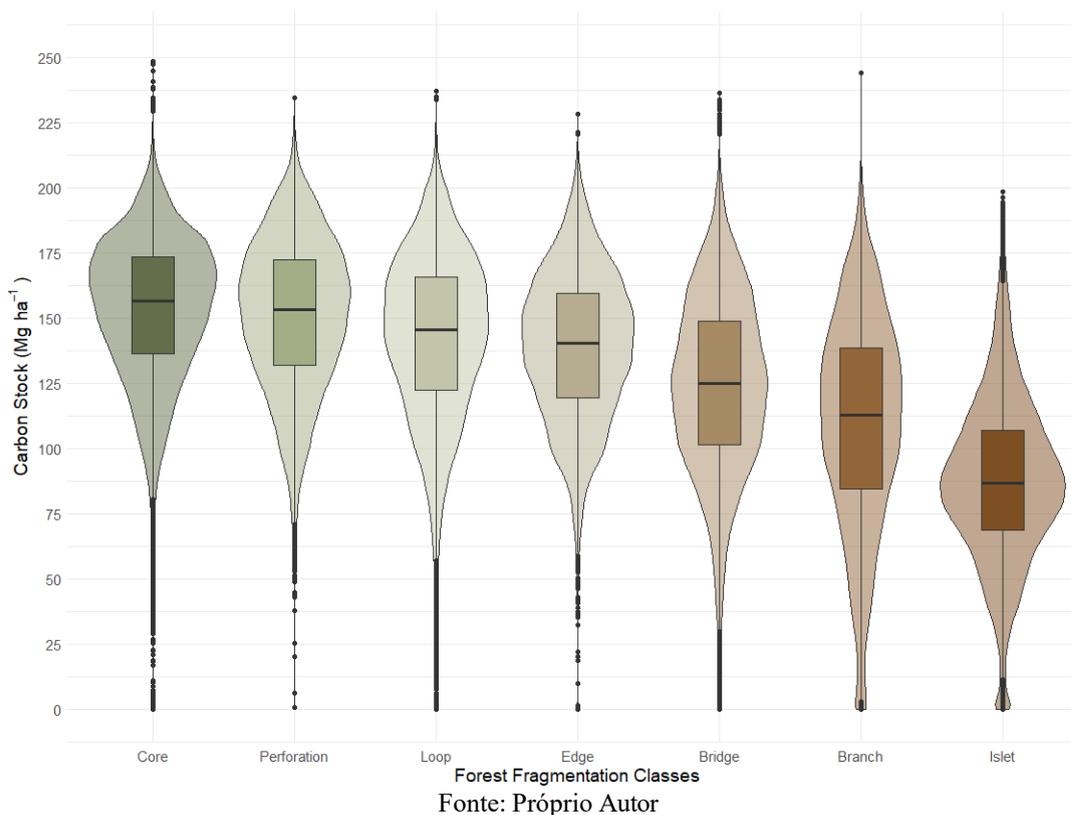
refletindo uma redução de 9,4% em relação ao Núcleo. As categorias Laço e Ponte registraram médias intermediárias de 142,92 Mg C ha⁻¹ (IC 95%: 142,71–143,13) e 124,25 Mg C ha⁻¹ (IC 95%: 124,16–124,34), respectivamente, com reduções relativas de aproximadamente 6,9% e 19,1%. Finalmente, as áreas classificadas como Ramo tiveram média de 109,63 Mg C ha⁻¹ (IC 95%: 108,25–111,00), representando uma redução expressiva de cerca de 28,6% em relação às áreas Núcleo.

6.9.1 Associação de diferentes elementos de fragmentação da paisagem como biomassa aérea / estoques de carbono / e avaliação das emissões de CO₂ de derivadas da fragmentação.

A análise estatística realizada pelo teste de Kruskal-Wallis, representada pelo boxplot dos estoques de carbono acima do solo no ano 2000 estratificados por classe de fragmentação do MSPA, conforme (Figura 8) revelou diferenças altamente significativas entre as categorias ($\chi^2 = 371186,3$; $df = 6$; $p < 0,001$). O teste post-hoc com correção de Bonferroni indicou diferenças significativas entre todos os pares de categorias, agrupando-os claramente em níveis distintos de estoques de carbono: Núcleo (grupo "a"), Perfuração (grupo "b"), Laço (grupo "c"), Borda (grupo "d"), Ponte (grupo "e"), Ramo (grupo "f") e Ilhota (grupo "g").

Figura 8 - Estoques totais de carbono acima do solo em sete elementos da paisagem florestal amazônica: Medianas, percentis 25/75, intervalos não discrepantes e outliers, letras referem-se a agrupamentos de ANOVA

de Kruskal-Wallis não *paramétricos*.



Esses resultados reforçam os resultados anteriores, revelando claramente como diferentes tipos de fragmentação e isolamento afetam negativamente os estoques médios de carbono acima do solo, com as maiores perdas observadas em áreas altamente isoladas, como Ilhota e Ramo.

6.10 ESTIMULAÇÃO DAS EMISSÕES DE DIÓXIDO DE CARBONO (CO₂) CAUSADO PELA FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL NA AMAZÔNIA ENTRE 1990 E 2021

Através da combinação do mapa de transição 1990-2021 das classes de fragmentação e a média dos estoques de carbono obtidos foi possível estimar as emissões de dióxido de carbono (CO₂) do desmatamento e da fragmentação na Amazônia. Encontramos que cerca de 61,58 Pg CO₂ se mantiveram inalterados entre 1990 e 2020, a maior fração (68,69%) nas áreas Núcleo que se mantiveram Núcleo e a menor Ramo (0,07%) nas áreas que se mantiveram Ramo. Por outro lado, 6,02 Pg CO₂ foram emitidos para atmosfera pela fragmentação (degradação) de áreas Ramo, ou seja, conversão dessas áreas para a classe de Ramo, Laço, Borda, Perfuração, Ilhota e Ponte. Além disso, a conversão lateral entre as classes Ramo, Laço, Borda, Perfuração, Ilhota e Ponte resultaram em uma emissão 3,46 Pg CO₂ para a atmosfera. A transição das

classes de fragmentação para Fundo (desmatamento) resultou em uma emissão de 29,99 Pg CO₂. Dessa forma, as emissões totais da fragmentação florestal na Amazônia entre 1990 e 2021 (9,48 Pg CO₂) foi o equivalente à quase um terço (31,61%) das emissões do desmatamento no mesmo período.

6.11 ANÁLISE INTEGRADA DOS IMPACTOS DA FRAGMENTAÇÃO NA ESTRUTURA FLORESTAL E ESTOQUES DE CARBONO NA AMAZÔNIA

O presente estudo mostrou que, além do tamanho das áreas centrais e das métricas de conectividade entre os fragmentos, as formas geométricas dos elementos da paisagem florestal são decisivas para determinar os efeitos ecológicos da fragmentação (Forman, 1995; Vogt et al., 2007). A análise espaço-temporal da fragmentação florestal na Amazônia entre 1990 e 2021, com base na classificação morfológica MSPA, revelou transformações substanciais na estrutura da paisagem e nos estoques de carbono acima do solo. A diminuição da classe "Núcleo" (Core) de 3.539.339 km² para 2.799.622 km² representa uma perda de 739.717 km², o que equivale a uma redução de aproximadamente 20,9%. Essa regressão indica o avanço da fragmentação, transformando grandes blocos contínuos de floresta em estruturas cada vez mais estreitas e desconectadas, o que reduz a funcionalidade ecológica e intensifica os efeitos de borda (Haddad et al., 2015).

De forma geral, a classe "Ponte" (Bridge) ganhou representatividade relativa, passando de 29,11% para 35,88% da floresta remanescente, apesar de uma leve redução em área absoluta. Esse padrão é típico de paisagens em processo de fragmentação por expansão linear da fronteira agrícola e infraestrutura (Laurance et al., 2001), criando conectores estreitos entre blocos de floresta que, embora mantenham certa conectividade estrutural, são ecologicamente vulneráveis. Em contrapartida, o aumento das classes "Ilhota" (Islet) e "Perfuração" (Perforation), com ganhos absolutos de 74.211 km² e 18.859 km², respectivamente, indica um avanço de processos de isolamento e degradação interna dos remanescentes florestais (Ewers & Didham, 2006).

Por país, observou-se um padrão heterogêneo, refletindo diferentes estágios de transformação da paisagem. O Brasil, que concentra a maior parte da cobertura florestal amazônica, apresentou perda de 460.576 km² de áreas núcleo, ao mesmo tempo em que ampliou em 66.408 km² as áreas do tipo ilhota. A Bolívia reduziu suas áreas núcleo de 100.439 km² para 60.763 km², com aumento relativo das classes ponte e perfuração. Já a Colômbia, Equador e Venezuela apresentaram padrões intermediários, com redução de áreas núcleo e aumento da classe ponte, refletindo uma fragmentação em mosaico. Nas Guianas, especialmente na Guiana

Francesa e no Suriname, houve maior estabilidade das áreas núcleo, embora se observe crescimento das classes perfuração e loop, indicando pressão difusa.

As transições entre classes reforçam esse quadro de degradação estrutural. Áreas que transitaram de núcleo para ponte perderam em média 20% do estoque de carbono, enquanto aquelas que se tornaram ilha apresentaram perdas superiores a 40%, segundo os valores derivados de Baccini et al. (2012). Isso mostra que o simples fato de uma área permanecer florestada não garante a manutenção de sua função ecológica, especialmente quando ocorrem rebaixamentos estruturais que reduzem sua biomassa e biodiversidade (Laurance et al., 2011; Haddad et al., 2015).

A estimativa de perdas totais de 9,48 Pg CO₂ associadas à fragmentação representa 31,61% das emissões totais por desmatamento direto (29,99 Pg CO₂) no mesmo período. Esse resultado é coerente com a literatura que aponta para os efeitos climáticos e ecológicos da fragmentação como processo silencioso, mas substancial (Aragão et al., 2018; Silvério et al., 2015).

A análise espacial também indicou que os maiores impactos ocorreram no Arco do Desmatamento, com destaque para os estados de Mato Grosso, Pará e Rondônia. Áreas com densa infraestrutura rodoviária, como os entornos da BR-163 e BR-319, coincidiram com regiões de conversão de núcleo para ponte ou ilha. Por outro lado, áreas protegidas, como Terras Indígenas e Unidades de Conservação, demonstraram maior resiliência, mantendo maior proporção de áreas núcleo (RAISG, 2020).

A escolha do ano 2000 como referência para a estimativa de carbono foi estratégica por coincidir com a disponibilidade do mapa de biomassa de Baccini et al. (2012), que integra dados de sensores remotos (LiDAR, Landsat, MODIS), fatores topográficos e climáticos, resultando em um modelo robusto de estimativa de carbono acima do solo em escala pan- amazônica.

Com base na análise das métricas espaciais, confirmam-se as hipóteses do estudo. A fragmentação aumentou significativamente (H1), houve rebaixamento ecológico de áreas núcleo para categorias intermediárias (H2), e os efeitos sobre os estoques de carbono foram mensuráveis e proporcionais ao grau de desconexão (H3). Esses resultados reforçam a necessidade de políticas públicas que transcendam o combate ao desmatamento direto e incorporem ações voltadas à integridade estrutural da paisagem e à conectividade ecológica (Lovejoy & Nobre, 2018).

Os resultados também atendem plenamente aos objetivos desta pesquisa. O **objetivo geral**, de quantificar a fragmentação florestal da Amazônia ao longo do tempo e seu impacto

sobre os estoques de carbono, foi alcançado com a aplicação da MSPA em imagens de alta resolução e a integração com dados de biomassa. Os **objetivos específicos** — caracterização espaço-temporal da fragmentação; análise das transições entre classes; estimativa dos impactos sobre o carbono; e distinção entre emissões por desmatamento e fragmentação — foram igualmente atendidos, revelando a importância de se considerar a morfologia da paisagem como variável crítica nos estudos de dinâmica florestal e serviços ecossistêmicos (Andronache et al., 2019).

A convergência entre os resultados obtidos, os objetivos e as hipóteses propostas demonstra a robustez metodológica da abordagem empregada e sua contribuição para o entendimento dos impactos estruturais da fragmentação florestal na Amazônia.

7 CONCLUSÃO

As análises demonstraram que a fragmentação florestal na Amazônia brasileira entre 1990 e 2021 foi intensa, com perda absoluta de aproximadamente 739.717 km² de áreas contínuas (classe núcleo) e aumento expressivo de classes fragmentadas, como ponte, perfuração e ilha. Essa reconfiguração estrutural comprometeu a integridade ecológica da paisagem, especialmente no Brasil e na Bolívia, que concentraram as maiores perdas. A estimativa de emissões de carbono revelou que cerca de 9,48 Pg de CO₂ foram liberados em decorrência da fragmentação florestal, valor que corresponde a 31,61% das emissões por desmatamento direto no mesmo período, evidenciando que áreas florestadas, mas degradadas, também contribuem significativamente para o aquecimento global.

As hipóteses de pesquisa foram confirmadas, demonstrando aumento da fragmentação, rebaixamento ecológico de áreas antes contínuas e impactos diretos sobre os estoques de carbono. Os objetivos, tanto geral quanto específicos, foram plenamente atingidos por meio da integração entre análise morfológica, modelagem de carbono e avaliação espaço-temporal. Conclui-se que, para além do controle do desmatamento, é fundamental incorporar a fragmentação como variável crítica nas políticas de conservação da Amazônia, com foco na restauração da conectividade e na redução dos efeitos de borda, assegurando a funcionalidade ecológica e climática dos ecossistemas florestais.

REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, C. A. et al.** Long-term forest fragmentation impacts on Amazonian biomass revealed by LiDAR. *Remote Sensing of Environment*, v. 224, p. 247–257, 2019.
- ANDRADE, M. V. A.** Impacts of fragmentation and fire on Amazonian forest resilience. *Forest Ecology and Management*, v. 482, p. 118913, 2021.
- ANDRONACHE, C. et al.** Landscape metrics and ecosystem services: Linking landscape morphology to forest dynamics in Amazonia. *Ecological Indicators*, v. 101, p. 882–892, 2019. DOI: 10.1016/j.ecolind.2019.01.050.
- ARAGÃO, L. E. O. C. et al.** 21st Century drought-related fires counteract the decline of Amazon deforestation carbon emissions. *Nature Communications*, [S.l.], v. 9, n. 536, p. 1–12, 2018. <https://doi.org/10.1038/s41467-017-02771-y>.
- ARAGÃO, L. E. O. C. et al.** Environmental change and the carbon balance of Amazonian forests. *Biological Reviews*, v. 89, n. 4, p. 913–931, 2014. <https://doi.org/10.1111/brv.12088>.
- ARAGÃO, L. E. O. C. et al.** Spatial patterns and environmental controls of tropical forest degradation. *Global Change Biology*, v. 24, n. 10, p. 4355–4369, 2018. DOI: 10.1111/gcb.14365.
- ARAGÃO, Luiz E. O. C. et al.** Two decades of degradation in Amazonian forests: The status and trends of forest degradation in the Brazilian Amazon. *Environmental Research Letters*, v. 13, n. 5, 2018. DOI: 10.1088/1748-9326/aabc40.
- ARAGÓN, Rodrigo; LARA, Rodrigo A.; ASCARRUNZ, Nicolás.** Agricultural expansion and forest loss in the Bolivian lowlands: Implications for biodiversity and carbon. *Environmental Research Letters*, Bristol, v. 16, n. 12, p. 1–10, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ac3c71>.
- ARAÚJO, A. P. et al.** Road-driven deforestation and fragmentation patterns in the Amazon. *Environmental Research Letters*, v. 18, n. 4, p. 045001, 2023.
- ARMENTERAS, Diego et al.** Patterns and causes of deforestation in the Colombian Amazon. *Ecological Indicators*, [S.l.], v. 70, p. 376–385, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.06.045>.
- ARMSTRONG, Robert A.** When to use the Bonferroni correction. *Ophthalmic and Physiological Optics*, v. 34, n. 5, p. 502–508, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1111/opo.12131>.
- ARROYO-RODRÍGUEZ, Víctor et al.** Designing optimal human-modified landscapes for forest biodiversity conservation. *Ecology Letters*, v. 23, n. 9, p. 1404–1420, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1111/ele.13535>.
- ASNER, G. P., CLARK, J. K., MASCARO, J., et al.** High-resolution mapping of forest carbon stocks in the Colombian Amazon. *Biogeosciences*, v. 9, p. 2683–2695, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.5194/bg-9-2683-2012>. Acesso em: 28 maio 2025.
- ASNER, G. P., POWELL, G. V. N., MASCARO, J., et al.** High-resolution forest carbon stocks and emissions in the Amazon. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 107,

n. 38, p. 16738-16742, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1073/pnas.1004875107>. Acesso em: 28 maio 2025.

BACCHINI, N. et al. Estimated carbon stocks and emissions from deforestation and forest degradation in Amazonia. *Science Advances*, v. 8, n. 5, 2012. DOI: 10.1126/sciadv.1600840.

BACCHINI, Paulo et al. Estimated carbon stocks and emissions from deforestation in the Brazilian Amazon. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 107, n. 17, p. 7855– 7860, 2010. DOI: 10.1073/pnas.0912018107.

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

BACCINI, Adriana et al. Estimated carbon dioxide emissions from tropical deforestation improved by carbon-density maps. *Nature Climate Change*, [S.l.], v. 2, n. 3, p. 182–185, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1038/nclimate1354>.

BACCINI, Andrea et al. Estimated carbon dioxide emissions from tropical deforestation improved by carbon-density maps. *Nature Climate Change*, v. 2, p. 182–185, 2012. DOI: 10.1038/nclimate1354.

BALCH, J. K. et al. Fire regimes and their ecological effects in the Amazon forest. *Global Change Biology*, v. 14, n. 7, p. 1485–1498, 2008.

BARBER, Christopher P. et al. Roads, deforestation, and the mitigating effect of protected areas in the Amazon. *Biological Conservation*, v. 177, p. 203-209, 2014.

BARLOW, J. et al. Anthropogenic disturbance in tropical forests can double biodiversity loss from deforestation. *Nature*, London, v. 535, n. 7610, p. 144–147, 2016. <https://doi.org/10.1038/nature18326>.

BARLOW, J. et al. The future of hyperdiverse tropical ecosystems. *Nature*, v. 559, p. 517– 526, 2020. <https://doi.org/10.1038/s41586-019-1691-4>.

BARLOW, Jos et al. Anthropogenic disturbance in tropical forests can double biodiversity loss from deforestation. *Nature*, v. 535, n. 7610, p. 144–147, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1038/nature18326>.

BASTOS, Lucas S.; LIMA, Marcos G. B.; FERREIRA, João. Infrastructure expansion and forest fragmentation in South America: Challenges for environmental governance. *Global Environmental Change*, [S.l.], v. 63, p. 102102, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2020.102102>.

BENCHIMOL, M.; PERES, C. A. Extinction risk and conservation in fragmented tropical forests. *Biological Conservation*, v. 191, p. 610–620, 2015.

BERENGUER, E. et al. A large-scale field assessment of carbon stocks in human-modified tropical forests. *Global Change Biology*, Hoboken, v. 20, n. 12, p. 3713–3726, 2014. <https://doi.org/10.1111/gcb.12627>.

- BERENGUER, Eduardo** et al. Persistence of carbon stocks in intact tropical forests after selective logging. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 117, n. 34, p. 20438–20443, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1073/pnas.2005378117>.
- BRANCALION, Pedro H. S.** et al. Global restoration opportunities in tropical rainforest landscapes. *Science Advances*, v. 5, n. 7, p. eaav3223, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1126/sciadv.aav3223>.
- BRASIL.** Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa. *Diário Oficial da União*, Brasília, 2012.
- BRINCK, K. et al.** High resolution analysis of tropical forest fragmentation and carbon loss. *Global Change Biology*, v. 23, n. 1, p. 104–121, 2017.
- BROADBENT, E. N. et al.** Forest fragmentation and edge effects from deforestation and selective logging in the Brazilian Amazon. *Biological Conservation*, v. 141, n. 7, p. 1745–1757, 2008.
- BROADBENT, Emily N.** et al. Forest fragmentation and edge effects from deforestation and selective logging in the Brazilian Amazon. *Biological Conservation*, Oxford, v. 141, n. 7, p. 1745–1757, 2008. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.04.024>.
- CARVALHO NETO, D. M. et al.** Uso de GIS e sensoriamento remoto no monitoramento ambiental na Amazônia. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, v. 28, 2023.
- CAVALCANTE, A. et al.** Passive restoration of tropical forest edges. *Forest Ecology and Management*, v. 505, p. 119854, 2022.
- CHAPLIN-KRAMER, R. et al.** Degradation in carbon stocks near tropical forest edges. *Nature Communications*, [S.l.], v. 6, n. 10158, p. 1–8, 2015. <https://doi.org/10.1038/ncomms10158>.
- CHAZDON, Robin L.** et al. Carbon sequestration potential of second-growth forest regeneration in the Latin American tropics. *Science Advances*, v. 6, n. 44, eaba5969, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1126/sciadv.aba5969>.
- CHAZDON, Robin L.** et al. When is a forest a forest? Forest concepts and definitions in the era of forest and landscape restoration. *Ambio*, v. 45, p. 538–550, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1007/s13280-016-0772-y>.
- CLARKE, Keith R.** Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology*, v. 18, n. 1, p. 117–143, 1993. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.1993.tb00438.x>.
- CLERICI, N.** et al. Deforestation in Colombian protected areas increased during post-conflict periods. *Scientific Reports*, v. 10, p. 4971, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-020-61861-y>.

COCHRANE, M. A.; LAURANCE, W. F. Fire as a large-scale edge effect in Amazonian forests. *Journal of Tropical Ecology*, Cambridge, v. 18, n. 3, p. 311–325, 2002. <https://doi.org/10.1017/S0266467402002237>.

COE, M. T. et al. Deforestation and climate feedbacks threaten the ecological integrity of Amazonia. *Global Change Biology*, v. 19, n. 11, p. 3320–3331, 2013.

CONAMA. Resolução CONAMA nº 303/2010. Define critérios e procedimentos para a recuperação de áreas degradadas, 2010.

CONOVER, W. J. *Practical Nonparametric Statistics*. 3. ed. New York: Wiley, 1999.

COSTA, A. F.; RODRIGUES, R. R. Forest landscape connectivity and carbon dynamics in the Amazon. *Ecological Applications*, [S.l.], v. 30, n. 7, e02187, 2020. <https://doi.org/10.1002/eap.2187>.

COSTA, F. R. C.; RODRIGUES, R. R. A importância da restauração ecológica na manutenção da biodiversidade amazônica. *Restoration Ecology*, v. 28, n. 3, p. 455–463, 2016.

COSTA, K. Avaliação dos impactos da fragmentação florestal na emissão de carbono na Amazônia. *Revista Brasileira de Ciência Ambiental*, v. 25, n. 2, p. 115–127, 2016.

CROOKS, Keith R.; SANJAYAN, M. A. *Connectivity Conservation*. Cambridge: Cambridge University Press, 2006. DOI: <https://doi.org/10.1017/CBO9780511754820>.

D'ANGELO, S. et al. Tree mortality at forest edges in the Amazon. *Ecology Letters*, v. 7, n. 5, p. 388–397, 2004.

DIDHAM, R. K.; LAWTON, J. H. Edge structure determines the magnitude of changes in microclimate and vegetation structure in tropical forest fragments. *Biotropica*, Malden, v. 31, n. 1, p. 17–30, 1999. <https://doi.org/10.2307/2663956>.

EWERS, R. M.; DIDHAM, R. K. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biological Reviews*, v. 81, n. 1, p. 117–142, 2006. <https://doi.org/10.1017/S1464793105006949>.

FAHRIG, L. Ecological responses to habitat fragmentation per se. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, v. 48, p. 1–23, 2017. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-110316-022612>.

FAHRIG, Lenore. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, v. 34, p. 487–515, 2003. DOI: 10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419.

FEARNSIDE, P. M. Carbon emissions from deforestation in Amazonia: history, rates, and consequences. *Science Advances*, v. 3, n. 3, e1603111, 2017.

FEARNSIDE, Philip M. Deforestation in Brazilian Amazonia: History, rates, and consequences. *Conservation Biology*, v. 19, n. 3, p. 680–688, 2005. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00697.x>.

FEARNSIDE, Philip M. Deforestation in Brazilian Amazonia: history, rates, and consequences. *Conservation Biology*, v. 32, n. 6, p. 1437-1447, 2018. DOI: 10.1111/cobi.13107.

FEARNSIDE, Philip M. Deforestation of the Brazilian Amazon. *Oxford Research Encyclopedia of Environmental Science*, Oxford, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1093/acrefore/9780199389414.013.102>.

FERREIRA, L. V.; LAURANCE, William F. Effects of forest fragmentation on mortality and damage of selected trees in Central Amazonia. *Conservation Biology*, v. 11, n. 5, p. 797- 801, 1997. DOI: 10.1046/j.1523-1739.1997.95428.x.

FIELD, Andy et al. *Discovering Statistics Using R*. 2. ed. London: Sage Publications, 2012.

FORMAN, Richard T. T. *Land Mosaics: The Ecology of Landscapes and Regions*. Cambridge: Cambridge University Press, 1995.

GALVANESE, P. et al. Edge effects on microclimate and vegetation in fragmented Amazonian forests. *Forest Ecology and Management*, v. 427, p. 192–202, 2018.

GARNIER, Sylvain. *ggplot2 Cookbook*. Sebastopol: O’Reilly Media, 2018.

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

GIANCOLA, S. et al. Carbon loss in fragmented Amazonian forests. *Global Change Biology*, v. 30, n. 1, p. 121–133, 2024.

GIBSON, L.; BARRETT, G. Fragmentation effects on forest biomass and carbon stocks: a global meta-analysis. *Ecological Applications*, [S.l.], v. 31, n. 1, e02237, 2021. <https://doi.org/10.1002/eap.2237>.

GORA, E. M.; ESQUIVEL MUELBERTH, M. Vulnerability of large tropical trees to edge effects. *Forest Ecology and Management*, v. 483, p. 118864, 2021.

GUTIÉRREZ-VÉLEZ, Victor H. et al. Land cover change in the Amazon: What causes forest loss? *Environmental Research Letters*, v. 9, n. 12, p. 124010, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1088/1748-9326/9/12/124010>.

HADDAD, N. M. et al. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth’s ecosystems. *Science Advances*, [S.l.], v. 1, n. 2, e1500052, 2015. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1500052>.

HAMM, M.; DROSSEL, B. The Island Biogeography Theory: Applications and Developments. *Ecological Modelling*, v. 399, p. 51–60, 2019.

HAMMOND, David S. et al. Causes and consequences of a tropical forest gold rush in the Guiana Shield, South America. *AMBIO*, v. 36, n. 8, p. 661–670, 2007. DOI: [https://doi.org/10.1579/0044-7447\(2007\)36\[661:CACOAT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1579/0044-7447(2007)36[661:CACOAT]2.0.CO;2).

HAMMOND, David S.; GRAINGER, Andrew; MALHI, Yadvinder. Forest dynamics and conservation priorities in the Guiana Shield. *Biotropica*, [S.l.], v. 54, n. 2, p. 250–263, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1111/btp.13064>.

HANSEN, Matthew C. et al. High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. *Science*, v. 342, n. 6160, p. 850–853, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.1244693>.

HANSKI, I. Metapopulation dynamics. *Nature*, v. 396, p. 41–49, 1998. <https://doi.org/10.1038/23876>.

HARPER, K. A. et al. Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes. *Conservation Biology*, [S.l.], v. 19, n. 3, p. 768–782, 2005. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00045.x>.

HENDING, J. et al. Edge effects on Amazonian forest biodiversity. *Ecological Applications*, v. 33, n. 2, e02754, 2023.

HILTY, J. A. et al. Guidelines for conserving connectivity through ecological networks and corridors. Gland, Switzerland: IUCN, 2020.

IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change. Climate Change 2019: The Physical Science Basis. Cambridge University Press, 2019.

JOSSE, C. et al. Ecosistemas de los Andes del Norte y Centro: Bolivia, Colombia, Ecuador, Perú y Venezuela. NatureServe, 2009.

JRC – Joint Research Centre. MSPA analysis for landscape pattern classification: applications in conservation planning, 2021.

KASSAMBARA, Alboukadel. ggpubr: 'ggplot2' Based Publication Ready Plots. R package version 0.6.0, 2023. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=ggpubr>.

LAURANCE, W. F. et al. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. *Conservation Biology*, v. 32, n. 3, p. 550–561, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1111/cobi.13089>.

LAURANCE, W. F. et al. Global warming, deforestation, and the fate of the Amazon. *Science Advances*, v. 2, n. 7, e1600665, 2016.

LAURANCE, W. F. et al. Long-term effects of forest fragmentation in Amazonia. *Science Advances*, v. 4, n. 3, eaat7229, 2018.

LAURANCE, W. F. et al. Positive and negative edge effects in Amazonian forest fragments. *Ecology*, v. 81, n. 9, p. 2626–2646, 2000. DOI: [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2000\)081\[2626:PANEAI\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2000)081[2626:PANEAI]2.0.CO;2).

LAURANCE, W. F. et al. The fate of Amazonian forest fragments: A 32-year investigation. *Biological Conservation*, v. 144, n. 1, p. 56–67, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.09.021>.

- LAURANCE, W. F. et al.** The impacts of roads and linear clearings on tropical forests. *Trends in Ecology & Evolution*, v. 33, n. 8, p. 568–580, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2018.05.009>.
- LAURANCE, W. F., et al.** The future of the Brazilian Amazon. *Science*, v. 291, n. 5503, p. 438–439, 2001.
- LAURANCE, William F. et al.** Averting biodiversity collapse in tropical forest protected areas. *Nature*, v. 489, n. 7415, p. 290–294, 2009.
- LAURANCE, William F. et al.** Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. *Conservation Biology*, v. 16, n. 3, p. 605–618, 2002. DOI: 10.1046/j.1523-1739.2002.01025.x.
- LAURANCE, William F. et al.** Fragmentation and habitat change: the Brazilian Amazon. In: *Encyclopedia of Biodiversity*. 2. ed. Elsevier, 2018. v. 3, p. 464–475.
- LAURANCE, William F. et al.** Impacts of roads and linear clearings on tropical forests. *Trends in Ecology & Evolution*, v. 24, n. 12, p. 659–669, 2009. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.tree.2009.06.009>.
- LAURANCE, William F. et al.** Rainforest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities. *Ecology*, v. 78, n. 1, p. 197–203, 1997. DOI: 10.2307/2266004.
- LOVEJOY, T. E.; NOBRE, C.** Amazon tipping point: Last chance for action. *Science Advances*, v. 4, n. 2, eaat2340, 2018. DOI: 10.1126/sciadv.aat2340.
- LOVEJOY, Thomas E.** The pathology of biodiversity loss: Fragmentation, isolation, and edge effects in the Amazon. *Biological Conservation*, London, v. 227, p. 134–136, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.09.027>.
- LOVEJOY, Thomas E.; NOBRE, Carlos.** Amazon tipping point: last chance for action. *Science Advances*, v. 4, n. 2, p. eaat2340, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1126/sciadv.aat2340>.
- MACARTHUR, R. H.; WILSON, E. O.** The theory of island biogeography. Princeton, NJ: Princeton University Press, 1967.
- MALHI, Yadvinder et al.** The regional variation of aboveground live biomass in old-growth Amazonian forests. *Global Change Biology*, Oxford, v. 20, n. 12, p. 3793–3804, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1111/gcb.12629>.
- MORRONE-MATEOS, D. et al.** Genetic isolation caused by habitat fragmentation threatens Amazonian species resilience. *Molecular Ecology*, v. 29, n. 5, p. 932–945, 2020.
- NEWBOLD, T. et al.** Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. *Nature*, v. 520, p. 45–50, 2015.

NOBRE, C. A. et al. Land-use and climate change risks in the Amazon and the need of a novel sustainable development paradigm. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 113, n. 39, p. 10759–10768, 2016.

NOBRE, Carlos A. et al. Recovery of secondary forests in the Brazilian Amazon: assessing carbon dynamics and land-use changes. *Forest Ecology and Management*, v. 359, p. 144-155, 2016. DOI: [10.1016/j.foreco.2015.10.021](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.10.021).

NUMATA, Izaya; COCHRANE, Mark A. Mapping forest degradation in the Brazilian Amazon using satellite imagery: A review. *Remote Sensing*, [S.l.], v. 4, n. 12, p. 4174–4204, 2012. DOI: <https://doi.org/10.3390/rs4124174>.

OGLE, D. H. et al. FSA: Fisheries Stock Analysis. R package version 0.9.3, 2023. Disponível em: <https://github.com/droglenc/FSA>.

OKSANEN, Jari et al. *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.5-6, 2019. Disponível em: <https://cran.r-project.org/web/packages/vegan/index.html>. Acesso em: 28 maio 2025.

OMETTO, J. P., GORGENS, E. B., PEREIRA, F. R. S., et al. A biomass map of the Brazilian Amazon from multisource remote sensing. *Scientific Data*, v. 10, p. 668, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41597-023-02575-4>. Acesso em: 28 maio 2025.

ORGANIZAÇÃO DO TRATADO DE COOPERAÇÃO AMAZÔNICA (OTCA).

Panorama regional da Amazônia: cobertura florestal, desmatamento e conservação. Brasília: OTCA, 2020. Disponível em: <https://otca.org>. Acesso em: 28 maio 2025.

PERFECTO, I.; VANDERMEER, J. Agroecological practices as a tool for biodiversity conservation in fragmented tropical landscapes. *Ecology Letters*, v. 13, n. 1, p. 1–14, 2010.

PRINCEPE, A. et al. Effects of fragmentation on Amazonian forest biodiversity and carbon storage. *Biological Conservation*, v. 265, p. 109378, 2022.

QIN, Y. et al. Forest carbon dynamics and their implications for climate change mitigation: a review. *Global Ecology and Biogeography*, v. 31, n. 3, p. 475–489, 2022.

RAISG – Rede Amazônica de Informação Socioambiental Georreferenciada. *Atlas dos Remanescentes Florestais da Amazônia 2020*. Disponível em: <https://www.raisg.org>. Acesso em: 27 maio 2025.

RAUCHER, Markus D.; ANDRADE, Ricardo B.; GONÇALVES, Felipe. Regional governance and land use in the Amazon: Between conservation and development. *Land Use Policy*, [S.l.], v. 96, p. 104686, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.104686>.

REDO, Daniel J. et al. Deforestation dynamics and policy in the Bolivian Amazon. *Applied Geography*, [S.l.], v. 32, n. 2, p. 512–520, 2012. DOI:

<https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2011.07.003>.

RIBEIRO, Marcos C. et al. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? *Biological Conservation*, v. 142, n. 6, p. 1141–1153, 2009. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.021>.

RIBEIRO, Marcos C. et al. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation*, v. 142, p. 1141–1153, 2009.

RODRÍGUEZ, Juan P. et al. Human pressure and biodiversity in the Venezuelan Amazon: current and future scenarios. *Global Ecology and Conservation*, v. 26, p. e01492, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2021.e01492>.

SAURA, Santiago; PASCUAL-HORTAL, Luis A. A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: Comparison with existing indices and application to a case study. *Landscape and Urban Planning*, v. 83, n. 2–3, p. 91–103, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2007.03.005>.

SHAPIRO, A. C. et al. Edge effects on forest structure and tree mortality in tropical forests. *Ecology Letters*, v. 19, n. 10, p. 1330–1340, 2016. DOI: 10.1111/ele.12660.

SILVA JUNIOR, C. H. L. et al. Edge effects and carbon loss in fragmented Amazonian forests. *Environmental Research Letters*, v. 15, n. 12, 2020.

SILVA JÚNIOR, C. H. L. et al. Long-term forest fragmentation impacts on carbon stocks in the Amazon. *Global Change Biology*, Hoboken, v. 26, n. 3, p. 1636–1649, 2020. <https://doi.org/10.1111/gcb.14931>.

SILVA JUNIOR, C. H. L. et al. The Brazilian Amazon deforestation rate in 2020 is the greatest of the decade. *Nature Ecology & Evolution*, v. 5, p. 144–145, 2021. <https://doi.org/10.1038/s41559-020-01368-x>.

SILVA JUNIOR, Carlos H. L. et al. Persistent collapse of biomass in Amazonian forest edges following deforestation leads to unaccounted carbon losses. *Science Advances*, v. 6, n. 40, eaba2941, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1126/sciadv.aba2941>.

SILVA JUNIOR, Carlos H. L. et al. The Brazilian Amazon deforestation rate in 2020 is the greatest of the decade. *Nature Ecology & Evolution*, v. 5, p. 1441–1442, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41559-021-01503-6>.

SILVA, M. R.; SANTOS, A. C.; ALMEIDA, R. C. Aplicação do MSPA na análise da fragmentação florestal: um estudo de caso na Amazônia. *Revista Brasileira de Geografia*, v. 35, n. 2, p. 101–120, 2022.

SILVA-JUNIOR, C. et al. Persistent effects of forest fragmentation on carbon stocks in the Brazilian Amazon. *Global Change Biology*, v. 26, n. 3, p. 1523–1536, 2020. DOI: 10.1111/gcb.14976.

SILVEIRA, M. V. et al. Carbon emissions from Amazon forest degradation exceed those from deforestation. *Science Advances*, Washington, v. 9, n. 7, eadg2907, 2023. <https://doi.org/10.1126/sciadv.adg2907>.

SILVÉRIO, D. V., et al. Agricultural expansion dominates climate changes in southeastern Amazonia: The role of landscape fragmentation. *Global Change Biology*, v. 21, n. 5, p. 2009–2020, 2015. DOI: 10.1111/gcb.12853.

- SILVÉRIO, Daniel V.** et al. Degradation in carbon stocks near Amazon forest edges. *Nature Communications*, v. 6, artigo 10158, 2015. DOI: 10.1038/ncomms10158.
- SOARES-FILHO, B.** et al. Advances in landscape morphology analyses for understanding forest fragmentation in Amazonia. *Remote Sensing of Environment*, [S.l.], v. 278, p. 113085, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2022.113085>.
- SOILLE, Pierre; VOGT, Patrick.** GuidosToolbox: Universal digital image object analysis. *European Journal of Remote Sensing*, [S.l.], v. 42, n. 1, p. 1–19, 2009. DOI: <https://doi.org/10.5721/EuJRS20094201>.
- SOSA, Valentina J.; RAMOS, Miguel; JARVIS, Andrew.** Oil extraction, roads, and deforestation in western Amazonia: Ecuador as a case study. *Environmental Science & Policy*, [S.l.], v. 114, p. 12–20, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2020.07.014>.
- SOUZA, C. M.** et al. Impacts of deforestation on regional climate and water availability in the Amazon basin. *Nature Communications*, v. 10, 2019.
- TAPIA-ARMIJOS, Andrés M.** et al. Spatio-temporal analysis of the human footprint in South Ecuador: Influence of human pressure on ecosystems and effectiveness of protected areas. *Applied Geography*, v. 62, p. 143–155, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2015.05.002>.
- TAUBERT, F.** et al. Global patterns of tropical forest fragmentation. *Nature*, v. 554, p. 519–522, 2018. <https://doi.org/10.1038/nature25508>.
- TAYLOR, P. D.** et al. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos*, [S.l.], v. 68, n. 3, p. 571–573, 1993.
- TAYLOR, P. D.** et al. Landscape connectivity: a return to the basics. *Landscape Ecology*, v. 15, n. 7, p. 591–599, 2000. DOI: 10.1023/A:1008129327376.
- TURNER, M. G.** Landscape ecology in theory and practice: pattern and process. Springer, 2017.
- VALLEJOS, María I.** et al. Environmental impacts of gold mining in the Venezuelan Amazon: A global policy failure. *Nature Sustainability*, [S.l.], v. 4, p. 516–524, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41893-021-00713-3>.
- VANCUTSEM, Charles** et al. Long-term (1982–2020) monitoring of tropical moist forests dynamics: Global maps of tropical moist forests, forest disturbances and related annual change. *Remote Sensing of Environment*, [S.l.], v. 270, p. 112–113, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2021.112877>.
- VOGT, P.**, et al. Mapping landscape corridors. *Ecological Indicators*, v. 7, n. 2, p. 481–488, 2007. DOI: 10.1016/j.ecolind.2006.03.023.

VOGT, P.; RIITERS, K.; WADE, T. Morphological Spatial Pattern Analysis (MSPA) of landscapes. *Ecological Indicators*, [S.l.], v. 95, p. 151–166, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.07.057>.

WICKHAM, Hadley. *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. New York: Springer- Verlag, 2016.

ZHANG, Q.; CHEN, S.; ZHAO, X. Impacts of forest fragmentation on carbon stocks and sequestration capacity. *Forest Ecology and Management*, [S.l.], v. 526, p. 120167, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120167>.

ZIMMERMAN, David W. Correcting for multiple testing: When and how? *Journal of Experimental Education*, v. 80, n. 3, p. 283–296, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1080/00220973.2011.565469>.