



MINISTÉRIO DA CIÊNCIA, TECNOLOGIA, INOVAÇÕES E COMUNICAÇÕES
INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS

sid.inpe.br/mtc-m21b/2018/01.27.14.19-TDI

**DINÂMICA DA FORMAÇÃO DE BORDAS
FLORESTAIS E SEU IMPACTO NOS ESTOQUES DE
CARBONO NA BACIA AMAZÔNICA UTILIZANDO
SENSORIAMENTO REMOTO**

Celso Henrique Leite Silva Junior

Dissertação de Mestrado do
Curso de Pós-Graduação em
Sensoriamento Remoto, orientada
pelos Drs. Luiz Eduardo Oliveira
e Cruz de Aragão, e Liana
Oighenstein Anderson, aprovada
em 16 de fevereiro de 2018.

URL do documento original:

<<http://urlib.net/8JMKD3MGP3W34P/3QEKUAS>>

INPE
São José dos Campos
2018

PUBLICADO POR:

Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE

Gabinete do Diretor (GBDIR)

Serviço de Informação e Documentação (SESID)

Caixa Postal 515 - CEP 12.245-970

São José dos Campos - SP - Brasil

Tel.:(012) 3208-6923/6921

E-mail: pubtc@inpe.br

**COMISSÃO DO CONSELHO DE EDITORAÇÃO E PRESERVAÇÃO
DA PRODUÇÃO INTELECTUAL DO INPE (DE/DIR-544):****Presidente:**

Maria do Carmo de Andrade Nono - Conselho de Pós-Graduação (CPG)

Membros:

Dr. Plínio Carlos Alvalá - Centro de Ciência do Sistema Terrestre (COCST)

Dr. André de Castro Milone - Coordenação-Geral de Ciências Espaciais e Atmosféricas (CGCEA)

Dra. Carina de Barros Melo - Coordenação de Laboratórios Associados (COCTE)

Dr. Evandro Marconi Rocco - Coordenação-Geral de Engenharia e Tecnologia Espacial (CGETE)

Dr. Hermann Johann Heinrich Kux - Coordenação-Geral de Observação da Terra (CGOBT)

Dr. Marley Cavalcante de Lima Moscati - Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos (CGCPT)

Silvia Castro Marcelino - Serviço de Informação e Documentação (SESID)

BIBLIOTECA DIGITAL:

Dr. Gerald Jean Francis Banon

Clayton Martins Pereira - Serviço de Informação e Documentação (SESID)

REVISÃO E NORMALIZAÇÃO DOCUMENTÁRIA:

Simone Angélica Del Duca Barbedo - Serviço de Informação e Documentação (SESID)

Yolanda Ribeiro da Silva Souza - Serviço de Informação e Documentação (SESID)

EDITORAÇÃO ELETRÔNICA:

Marcelo de Castro Pazos - Serviço de Informação e Documentação (SESID)

André Luis Dias Fernandes - Serviço de Informação e Documentação (SESID)



MINISTÉRIO DA CIÊNCIA, TECNOLOGIA, INOVAÇÕES E COMUNICAÇÕES
INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS

sid.inpe.br/mtc-m21b/2018/01.27.14.19-TDI

**DINÂMICA DA FORMAÇÃO DE BORDAS
FLORESTAIS E SEU IMPACTO NOS ESTOQUES DE
CARBONO NA BACIA AMAZÔNICA UTILIZANDO
SENSORIAMENTO REMOTO**

Celso Henrique Leite Silva Junior

Dissertação de Mestrado do
Curso de Pós-Graduação em
Sensoriamento Remoto, orientada
pelos Drs. Luiz Eduardo Oliveira
e Cruz de Aragão, e Liana
Oighenstein Anderson, aprovada
em 16 de fevereiro de 2018.

URL do documento original:

<<http://urlib.net/8JMKD3MGP3W34P/3QEKUAS>>

INPE
São José dos Campos
2018

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

Silva Junior, Celso Henrique Leite.

Si38d Dinâmica da formação de bordas florestais e seu impacto nos estoques de carbono na bacia amazônica utilizando sensoriamento remoto / Celso Henrique Leite Silva Junior. – São José dos Campos : INPE, 2018.

xxx + 183 p. ; (sid.inpe.br/mtc-m21b/2018/01.27.14.19-TDI)

Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2018.

Orientadores : Drs. Luiz Eduardo Oliveira e Cruz de Aragão, e Liana Oighenstein Anderson.

1. LiDAR. 2. Desmatamento. 3. Efeito de borda. 4. Biomassa acima do solo. 5. Incêndios florestais. I.Título.

CDU 528.88(292.88)



Esta obra foi licenciada sob uma Licença [Creative Commons Atribuição-NãoComercial 3.0 Não Adaptada](https://creativecommons.org/licenses/by-nc/3.0/).

This work is licensed under a [Creative Commons Attribution-NonCommercial 3.0 Unported License](https://creativecommons.org/licenses/by-nc/3.0/).

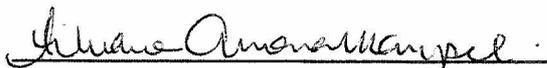
Aluno (a): **Celso Henrique Leite Silva Junior**

Título: "DINÂMICA DA FORMAÇÃO DE BORDAS FLORESTAIS E SEU IMPACTO NOS ESTOQUES DE CARBONO NA BACIA AMAZÔNICA UTILIZANDO SENSORIAMENTO REMOTO".

Aprovado (a) pela Banca Examinadora em cumprimento ao requisito exigido para obtenção do Título de **Mestre** em

Sensoriamento Remoto

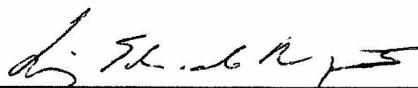
Dra. Silvana Amaral Kampel



Presidente / INPE / SJCampos - SP

() Participação por Video - Conferência

Dr. Luiz Eduardo Oliveira e Cruz de Aragão



Orientador(a) / INPE / São José dos Campos - SP

() Participação por Video - Conferência

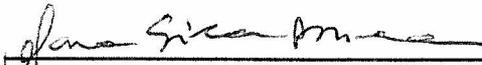
Dra. Liana Oighenstein Anderson



Orientador(a) / CEMADEN / São José dos Campos - SP

() Participação por Video - Conferência

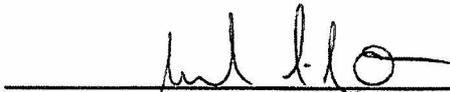
Dra. Marisa Gesteira Fonseca



Membro da Banca / INPE / São José dos Campos - SP

() Participação por Video - Conferência

Dr. Cleber Ibraim Salimon



Convidado(a) / UEPB/CCBSA / João Pessoa - PB

() Participação por Video - Conferência

Este trabalho foi aprovado por:

() maioria simples

unanimidade

São José dos Campos, 16 de fevereiro de 2018.

“A bigorna, o fogo e o martelo servem para dar-nos forma”.

Charles H. Spurgeon

*A meus pais Celso e Lucia, a minha irmã Sandy e meus avós Francisco e Zulima
(in memoriam).*

AGRADECIMENTOS

A Deus, pelo Dom da Vida e pela Graça concedida em todos os momentos.

A meus pais Celso e Lucia pelo amor, sacrifício, incentivo e apoio incondicional durante toda a minha vida. À Talita pelo amor, paciência, incentivo, sacrifício e apoio em todos os momentos. Aos amigos de longa data Elan e Mariane pela amizade e incentivo.

Aos meus orientadores Dr. Luiz Aragão e Dra. Liana Anderson (fontes de inspiração), pela amizade, ensinamentos, oportunidades, paciência e por terem me incentivado a continuar nos momentos mais difíceis.

A todos os integrantes do TREES Lab que direta ou indiretamente me ajudaram e incentivaram durante estes dois anos do Mestrado. Em especial ao Kaio pela ajuda nas análises iniciais da dissertação.

Aos professores da graduação Vera, Flávio e Denilson pelo incentivo e apoio. Em especial ao Dr. Fabrício, por ter acreditado em mim e ter aberto uma importante porta para meu desenvolvimento acadêmico e profissional. Aos amigos da graduação em Engenharia Ambiental (turma de 2014) da Universidade CEUMA Herolene, Romulo, Israel e Marcos pelo incentivo e amizade.

Aos amigos da turma SERE-2016 (vulgo 2^aC) pelo apoio e incentivo nos momentos difíceis e por terem feito esses dois anos mais felizes. Em especial ao Alindomar, Catherine, Mikhaela, Raquel, Renata, Tehrrie, Thales.

Por fim, ao Instituto Nacional de Pesquisas Especiais - INPE e à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - CAPES pelo apoio financeiro. Ao Projeto Paisagens Sustentáveis por disponibilizar os dados LiDAR e ao Projeto *Fire-Associated Transient Emissions* - FATE/Amazônia (CNPq 458022/2013-6) por disponibilizar os dados dos inventários de campo.

RESUMO

Na Amazônia, a fragmentação da floresta é resultado do desmatamento. A fragmentação causa o aumento das áreas de bordas, da suscetibilidade à incêndios, e reduz os estoques de carbono (C) da floresta. Estudos como o objetivo de quantificar os estoques de C perdidos devido ao efeito de borda decorrente da fragmentação florestal ainda são raros na Amazônia devido aos altos custos financeiros e de tempo. Para preencher essa lacuna, a presente dissertação propôs o uso de estimativas de estoques de C baseadas na tecnologia Light Detection And Ranging (LiDAR) como alternativa às estimativas realizadas em campo. O objetivo principal apresentado foi analisar o impacto do efeito de borda nos estoques de C na Bacia Amazônica utilizando dados de sensoriamento remoto. Para isso, foi utilizado um conjunto de 20 voos LiDAR realizados entre 2012 e 2015, totalizando uma área de 153 km², para calcular e analisar os estoques de C nas bordas florestais (120m de profundidade). Um conjunto de dados em alta resolução espacial (30m) foi utilizado para analisar a dinâmica, e distribuição das bordas florestais, a saber: porcentagem de cobertura de árvores, perda de cobertura de árvores, ganho de cobertura de árvores, biomassa acima do solo, e extensão máxima de água. Os resultados mostraram que entre 2001 e 2015 a cobertura florestal da Bacia foi reduzida em 5% (273.195 km²), no entanto, para o mesmo período foi observada uma tendência de redução significativa de 652 km² ano⁻¹ (valor-p < 0,05). Seguindo a redução do desmatamento, a formação de bordas florestais reduziu significativamente 771 km² ano⁻¹ (valor-p < 0,05). O modelo obtido através dos dados LiDAR que descreve a redução dos estoques de C em função da idade das bordas florestais mostrou que estes estoques reduzem 36,7% em bordas com até cinco anos de idade, estabilizando-se em bordas de idade superior. A redução dos estoques de C nas bordas florestais foi significativa a partir do primeiro ano da sua criação, não tendo sido observada recuperação aos valores originais depois de 15 anos. Baseado no modelo de perda dos estoques de C, foram estimados 879 Tg de C perdidos devido ao efeito de borda, e 1.367 Tg de C devido ao desmatamento entre os anos de 2001 e 2015 na Bacia. Embora as perdas de estoques de C devido ao desmatamento tenham reduzido significativamente 6 Tg C ano⁻¹ (valor-p < 0,05) entre 2001 e 2015, os estoques perdidos devido ao efeito de borda foram constantes para o mesmo período. Por fim, conclui-se que devido às perdas aqui calculadas, as bordas florestais podem ser consideradas importantes fontes de C atmosférico, e que o uso do sensoriamento remoto é determinante para estudos de fragmentação florestal em larga escala.

Palavras-chave: LiDAR. Desmatamento. Efeito de Borda. Biomassa Acima do Solo. Incêndios Florestais.

DYNAMICS OF FOREST EDGE FORMATION AND ITS IMPACT ON CARBON STOCKS IN THE AMAZON BASIN USING REMOTE SENSING

ABSTRACT

In the Amazonia, forest fragmentation is a result of deforestation. Fragmentation causes increased edge areas, fire susceptibility, and reduces carbon (C) stocks in the forest. Studies that seek to quantify C stocks lost due to the edge effect of forest fragmentation are still rare in the Amazonia because of the high financial and time costs. To fill this gap, the present dissertation proposed the use of C stocks estimates based on Light Detection And Ranging (LiDAR) technology as an alternative to field inventory. The main objective of the dissertation was to analyze the impact of the edge effect on C stocks in the Amazon Basin using remote sensing data. For this, a set of 20 LiDAR flights between 2012 and 2015 was used, totaling an area of 153 km², to calculate and analyze C stocks at the forest edges (120m depth). A high spatial resolution (30m) data set was used to analyze the dynamics and distribution of forest edges, namely: tree canopy cover, tree canopy loss, tree canopy gain, above ground biomass, and maximum water extent. The results showed that between 2001 and 2015 the basin's forest cover was reduced by 5% (273,195 km²). However, for the same period, a significant reduction trend of 652 km² year⁻¹ (p-value < 0,05) was found. Following the reduction of deforestation, the formation of forest edges significantly reduced 771 km² year⁻¹ (p-value < 0.05). The model obtained from the LiDAR data describing the reduction of C stocks as a function of forest edge age showed that these stocks reduced 36.7% in edges up to five years of age, stabilizing in edges of higher age. The reduction of C stocks at the forest edges was significant from the first year after its creation, and no recovery was observed at the original values after 15 years. Based on the C stocks loss model, 879 Tg C were lost due to the edge effect, and 1,367 Tg C due to deforestation between 2001 and 2015 in the Basin. Although C stock losses due to deforestation reduced significantly by 6 Tg C year⁻¹ (p-value < 0.05) between 2001 and 2015, stocks lost due to the edge effect were constant for the same period. As a conclusion, due to the C stocks losses calculated here, forest edges can be considered important sources of atmospheric C, and that the use of remote sensing is determinant for studies of large-scale forest fragmentation.

Keywords: LiDAR. Deforestation. Edge Effect. Above Ground Biomass. Forest Fires.

LISTA DE FIGURAS

	<u>Pág.</u>
Figura 2.1 - Esquema das interações entre o desmatamento, fragmentação e incêndios florestais na Amazônia.....	7
Figura 2.2 – Taxas de desmatamento oficiais para a Amazônia Legal. A barra em vermelho indica a estimativa não consolidada para o ano de 2017.	10
Figura 2.3 – Distribuição espacial focos de calor registrados pelo sensor MODIS a bordo do satélite Aqua entre os anos de 2003 e 2016 com confiança maior ou igual a 80% para a Bacia Amazônica (MODIS MCD14ML Coleção 6). Os focos foram contabilizados em pixels de 10 km de resolução espacial. A área de contorno azul representa a região do “Arco do Desmatamento” no Brasil.	14
Figura 2.4 – Focos de calor registrados pelo sensor MODIS a bordo do satélite Aqua entre os anos de 2003 e 2016 com confiança maior ou igual a 80% para a Bacia Amazônica (MODIS MCD14ML Coleção 6). (a) Em vermelho o padrão sazonal médio ao longo do ano (a linha preta tracejada é o desvio padrão e as linhas cinza correspondem aos valores totais das observações anuais). (b) Total anual de focos registrados.....	15
Figura 2.5 – Princípios e componentes de um sistema LiDAR aerotransportado.	18
Figura 2.6 – Princípios e componentes de um sistema LiDAR aerotransportado.	18
Figura 3.1 – Localização da área de estudo. As áreas verdes são a delimitação das paisagens florestais intactas no ano 2000. As paisagens florestais intactas são um mosaico contínuo de ecossistemas florestais e naturais, que não exibem sinais remotamente detectados de atividade humana ou fragmentação de habitat (POTAPOV et al., 2008).....	23
Figura 3.1 – Distribuição espacial da porcentagem de cobertura de árvores ao longo da Bacia Amazônica (HANSEN et al., 2013).....	25
Figura 3.2 – Distribuição espacial da perda de cobertura de cobertura de árvores entre os anos de 2001 e 2015 ao longo da Bacia Amazônica (HANSEN et al., 2013).	26
Figura 3.3 – Distribuição espacial do ganho de cobertura de árvores entre o ano de 2000 e 2012 ao longo da Bacia Amazônica (HANSEN et al., 2013).	27
Figura 3.4 – Distribuição espacial da Biomassa Acima do Solo referente ao ano de 2000 ao longo da Bacia Amazônica (BACCINI et al., 2017). ..	28
Figura 3.5 – Distribuição espacial da extensão máxima de água entre os anos de 1984 e 2015 ao longo da Bacia Amazônica (PEKEL et al., 2017).....	30

Figura 3.6 – Localização das 14 parcelas LiDAR utilizadas na pesquisa.....	31
Figura 3.7 – Exemplo de nuvens de pontos LiDAR extraídas da Parcela 1 (2013). (a) região no interior da floresta, (b) região em uma área de borda florestal e (c) perfil transversal mostrando o gradiente de altura das árvores entre uma área desmatada e o interior da floresta.	33
Figura 3.8 – Organograma do modelo conceitual adotado para a presente dissertação.....	38
Figura 3.9 – Organograma da metodologia adotada para a presente dissertação. Cada etapa metodológica refere-se a um dos objetivos específicos (OE) propostos. As caixas cinza são os dados primários de entrada.	40
Figura 3.10 – Representação do estado do Mato Grosso, seus respectivos biomas e a distribuição espacial das células amostrais.....	42
Figura 3.11 – Etapas metodológicas para a obtenção dos mapas anuais de floresta.	44
Figura 3.12 – Exemplo de uma área antes (a) e depois (b) da aplicação do filtro.	45
Figura 3.13 – Etapas para identificar as bordas florestais. Classes de floresta e não-floresta (a), Classe de não-floresta isolada (b), distância euclidiana (c) e bordas florestais mapeadas (d).	46
Figura 3.14 – Metodologia para o cálculo das idades nas bordas florestais. ...	48
Figura 3.15 – Fluxograma metodológico utilizado para obter os mapas de estoques de carbono baseados nos dados LiDAR. As caixas cinza são os dados primários de entrada.	49
Figura 3.16 – Dados LiDAR da Floresta Nacional do Tapajós (Parcela 13) no estado do Pará. (A) Modelo Digital de Terreno. (B) Modelo de Superfície do Dossel (1m). (C) Modelo de Superfície do Dossel (50m).....	50
Figura 3.17 – Representação do Modelo de Superfície do Dossel em 50m de resolução espacial (a) e mapa de estoques de C em mesma resolução (b). Dados LiDAR da Floresta Nacional do Tapajós (Parcela 13) no estado do Pará.	51
Figura 3.18 – Exemplo de sobreposição das áreas de floresta e das bordas em relação ao mapa de estoques de C. Dados LiDAR da Floresta Nacional do Tapajós (Parcela 13) no estado do Pará.....	53
Figura 3.19 – Árvore de decisão utilizada para calcular as perdas devido ao efeito de borda.	57
Figura 3.20 – Dados LiDAR da Floresta Nacional do Tapajós (Área 2), Pará. (A) Modelo Digital de Terreno. (B) Modelo Digital da Altura do Dossel. (C) Mapa da BAS.	58
Figura 4.1 – Comparação entre a distribuição das porcentagens de floresta para as 300 células amostrais (a). Boxplot para as mesmas distribuições (b). A linha vertical representa a mediana da distribuição e os entalhes são utilizados para identificar as diferenças (95% de confiança) entre as distribuições	

	(sobreposição entre entalhes significa não haver diferenças entre distribuições).....	61
Figura 4.2 –	Mapas obtidos a partir da aplicação dos limiares.....	62
Figura 4.3 –	Regressão entre as porcentagens de floresta nas 300 células amostrais e seus correspondentes no mapa referência. A linha vermelha tracejada é a reta um por um, enquanto que a linha azul é a reta da regressão linear para casa limiar testado.	63
Figura 4.4 –	Resultados da análise realizada para a Amazônia Legal Brasileira. (a) Distribuição temporal dos resultados obtidos no experimento; (b) Regressão entre os dados PRODES-INPE e os dados Hansen et al. (2013) em sua forma original (limiar de 0%); (c) Regressão entre os dados PRODES-INPE e os dados Hansen et al. (2013) com a aplicação do limiar de 80%; (d) Regressão entre os dados PRODES-INPE e os dados Hansen et al. (2013) com a aplicação da abordagem proposta na presente dissertação (limiar de 80% e filtragem das áreas de ganho florestal e cobertura de água).	65
Figura 4.5 –	Mapa de floresta relativo ao ano de 2000. As áreas em branco representam as áreas desmatadas (até 2000), corpos hídricos ou áreas de savanas.....	66
Figura 4.6 –	Mapa de floresta relativo ao ano de 2015. As áreas em branco representam as áreas desmatadas (até 2000), corpos hídricos ou áreas de savanas. Em vermelho as áreas desmatadas entre 2001 e 2015.	67
Figura 4.7 –	Taxa anual de desmatamento para a Bacia Amazônica entre os anos de 2001 e 2015.	68
Figura 4.8 –	Taxa anual de desmatamento para cada país integrante da Bacia Amazônica entre os anos de 2001 e 2015.....	69
Figura 4.9 –	Contribuição de cada país para o total de desmatamento observado entre 2001 e 2015 ao longo da Bacia Amazônica.	70
Figura 4.10 –	Taxa anual de formação de bordas florestais ao longo da Bacia Amazônica entre os anos de 2001 e 2015.....	71
Figura 4.11 –	Taxa anual de formação de bordas florestais para cada país componente da Bacia Amazônica entre os anos de 2001 e 2015.	72
Figura 4.12 –	Contribuição de cada país para o total de bordas formadas entre 2001 e 2015 ao longo da Bacia Amazônica.....	73
Figura 4.13 –	Acumulado anual das bordas ao longo da Bacia Amazônica entre os anos de 2001 e 2015.....	74
Figura 4.14 –	Acumulado anual das bordas ao longo dos países componentes da Bacia Amazônica entre os anos de 2001 e 2015.....	75
Figura 4.15 –	Redução das bordas florestais em função do envelhecimento. .	76
Figura 4.16 –	Distribuição espacial das idades das bordas para o ano de 2015. O mapa possui uma resolução espacial de 10 km e cada pixel representa a média das idades das bordas dentro de cada pixel. O mapa dos desvios padrões pode ser consultado na Figura A.1 no Apêndice A.....	77

Figura 4.17 – Histograma da idade das bordas para cada país componente da Bacia Amazônica no ano de 2015.....	79
Figura 4.18 – Boxplot da distribuição das idades identificadas no ano de 2015. Os dados foram extraídos da Figura 4.16. As linhas horizontais em negrito representam a mediana da distribuição das idades de cada país e o ponto central a média. Países em um mesmo grupo possuem estatisticamente a mesma distribuição das idades das bordas.....	80
Figura 4.19 – Quantificação anual das bordas sujeitas à perda dos estoques de C (a). Análise das tendências antes e depois do pico máximo de bordas (b). Em vermelho a tendência entre os anos de 2001 e 2005, em azul a tendência entre os anos de 2006 e 2015, e em preto a tendência entre os anos de 2001 e 2015.....	81
Figura 4.20 – Mapas de estoques de C baseados nos dados LiDAR obtidos para cada voo (identificados como parcelas).....	82
Figura 4.21 – Mapas de estoques de C baseados nos dados LiDAR obtidos para cada voo (identificados como parcelas).....	83
Figura 4.22 – Mapas de estoques de C baseados nos dados LiDAR obtidos para cada voo (identificados como parcelas).....	84
Figura 4.23 – Mapas de estoques de C baseados nos dados LiDAR obtidos para cada voo (identificados como parcelas).....	85
Figura 4.24 – Mapas de estoques de C baseados nos dados LiDAR obtidos para cada voo (identificados como parcelas).....	86
Figura 4.25 – Boxplot da distribuição dos estoques de C por estado da federação nas áreas de floresta e borda. Estados em um mesmo grupo possuem estatisticamente a mesma distribuição dos valores de estoques de C.....	88
Figura 4.26 – Distribuição dos estoques de C obtidos em campo via inventários florestais para os estados do Acre (AC), Mato Grosso (MT) e Pará (PA). Estados em um mesmo grupo possuem estatisticamente a mesma distribuição dos valores de estoques de C.....	89
Figura 4.27 – Histograma com a comparação entre os estoques de C (baseados nos dados LiDAR) observados nas áreas de floresta e nas áreas de borda florestal com idades entre um (a) e cinco anos (e). As linhas verticais tracejadas representam a mediana das distribuições.....	91
Figura 4.28 – Histograma com a comparação entre os estoques de C (baseados nos dados LiDAR) observados nas áreas de floresta e nas áreas de borda florestal com idades entre seis (a) e dez anos (e). As linhas verticais tracejadas representam a mediana das distribuições.....	92
Figura 4.29 – Histograma com a comparação entre os estoques de C (baseados nos dados LiDAR) observados nas áreas de floresta e nas áreas de borda florestal com idades entre onze e quinze anos. As linhas verticais tracejadas representam a mediana das distribuições.....	93

Figura 4.30 – Boxplot da distribuição das perdas dos estoques de C em função da idade das bordas. As linhas horizontais em negrito representam a mediana, enquanto que o ponto central representa a média de cada distribuição.	96
Figura 4.31 – Curva do melhor modelo selecionado baseado no critério BIC. As linhas na vertical representam o desvio padrão das médias dos estoques de C perdido para cada idade de borda.	99
Figura 4.32 – Comparação entre as perdas dos estoques de C calculadas na presente dissertação e as calculadas por Laurance (1997). (a) Média das perdas por classe de anos após a formação das bordas (as barras verticais são os desvios padrões das médias); (b) Diferença entre a magnitude das duas metodologias.	100
Figura 4.33 – Distribuição espacial dos estoques de C perdidos devido ao desmatamento das áreas do interior da floresta (áreas de floresta excluindo-se as áreas de borda) entre os anos de 2001 e 2015. Os valores correspondem ao total de perdas de C dentro de cada pixel com 10 km de resolução espacial.....	101
Figura 4.34 – Estoques de C perdidos anualmente devido ao desmatamento das áreas intactas de floresta (áreas de floresta excluindo-se as áreas de borda) entre os anos de 2001 e 2015.	102
Figura 4.35 – Estoques de C perdidos anualmente para cada país componente da Bacia Amazônica devido ao desmatamento das áreas intactas de floresta (áreas de floresta excluindo-se as áreas de borda) entre os anos de 2001 e 2015.	103
Figura 4.36 – Contribuição de cada país componente da Bacia Amazônica para as perdas anuais totais dos estoques de C devido ao desmatamento das áreas intactas de floresta (áreas de floresta excluindo-se as áreas de borda) entre os anos de 2001 e 2015.	105
Figura 4.37 – Distribuição espacial dos estoques de C perdidos devido ao efeito de borda entre os anos de 2001 e 2015. Os valores correspondem ao total de perdas de C dentro de cada pixel com 10 km de resolução espacial.	106
Figura 4.38 – Estoques de C perdidos anualmente devido ao efeito de borda entre os anos de 2001 e 2015.	107
Figura 4.39 – Estoques de C perdidos anualmente para cada país componente da Bacia Amazônica devido ao efeito de borda entre os anos de 2001 e 2015.	108
Figura 4.40 – Contribuição de cada país componente da Bacia Amazônica para as perdas anuais totais dos estoques de C devido ao efeito de borda entre os anos de 2001 e 2015.	109
Figura 5.1 – Registros realizados no Município de Autazes – AM no mês de novembro de 2017. (a) Exemplo do dossel no interior de uma floresta não perturbada; (b) Exemplo de uma borda recente em uma área recém desmatadas; (c) Exemplo de uma borda com mortalidade de árvores aparente; (d) Exemplo de uma borda	

antiga onde é possível observar a selagem por vegetação secundária.	119
Figura 5.2 – Registros realizados no Município de Autazes - AM no mês de novembro de 2017. (a) Exemplo de uma floresta degradada pelo fogo; (b) Árvore caída morta pelo fogo; (c) Árvore em pé ainda viva com cicatrizes de fogo; (d) Palmeira em pé morta pelo fogo.	120
Figura A.1 – Distribuição espacial dos desvios padrões para cada pixel do mapa da idade das bordas florestais referente ao ano de 2015.	153
Figura A.2 – Distribuição espacial das idades das bordas para o ano de 2001.	153
Figura A.3 – Distribuição espacial das idades das bordas para o ano de 2002.	154
Figura A.4 – Distribuição espacial das idades das bordas para o ano de 2003.	154
Figura A.5 – Distribuição espacial das idades das bordas para o ano de 2004.	155
Figura A.6 – Distribuição espacial das idades das bordas para o ano de 2005.	155
Figura A.7 – Distribuição espacial das idades das bordas para o ano de 2006.	156
Figura A.8 – Distribuição espacial das idades das bordas para o ano de 2007.	156
Figura A.9 – Distribuição espacial das idades das bordas para o ano de 2008.	157
Figura A.10 – Distribuição espacial das idades das bordas para o ano de 2009.	157
Figura A.11 – Distribuição espacial das idades das bordas para o ano de 2010.	158
Figura A.12 – Distribuição espacial das idades das bordas para o ano de 2011.	158
Figura A.13 – Distribuição espacial das idades das bordas para o ano de 2012.	159
Figura A.14 – Distribuição espacial das idades das bordas para o ano de 2013.	159
Figura A.15 – Distribuição espacial das idades das bordas para o ano de 2014.	160
Figura A.16 – Distribuição espacial de todos os estoques de carbono perdidos devido ao desmatamento nas áreas do interior da floresta entre no ano de 2001. Estoques perdidos dados em Tg C (em cada pixel).	160
Figura A.17 – Distribuição espacial de todos os estoques de carbono perdidos devido ao desmatamento nas áreas do interior da floresta entre no ano de 2002. Estoques perdidos dados em Tg C (em cada pixel).	161
Figura A.18 – Distribuição espacial de todos os estoques de carbono perdidos devido ao desmatamento nas áreas do interior da floresta entre no	

	ano de 2003. Estoques perdidos dados em Tg C (em cada pixel).	161
Figura A.19	– Distribuição espacial de todos os estoques de carbono perdidos devido ao desmatamento nas áreas do interior da floresta entre no ano de 2004. Estoques perdidos dados em Tg C (em cada pixel).	162
Figura A.20	– Distribuição espacial de todos os estoques de carbono perdidos devido ao desmatamento nas áreas do interior da floresta entre no ano de 2005. Estoques perdidos dados em Tg C (em cada pixel).	162
Figura A.21	– Distribuição espacial de todos os estoques de carbono perdidos devido ao desmatamento nas áreas do interior da floresta entre no ano de 2006. Estoques perdidos dados em Tg C (em cada pixel).	163
Figura A.22	– Distribuição espacial de todos os estoques de carbono perdidos devido ao desmatamento nas áreas do interior da floresta entre no ano de 2007. Estoques perdidos dados em Tg C (em cada pixel).	163
Figura A.23	– Distribuição espacial de todos os estoques de carbono perdidos devido ao desmatamento nas áreas do interior da floresta entre no ano de 2008. Estoques perdidos dados em Tg C (em cada pixel).	164
Figura A.24	– Distribuição espacial de todos os estoques de carbono perdidos devido ao desmatamento nas áreas do interior da floresta entre no ano de 2009. Estoques perdidos dados em Tg C (em cada pixel).	164
Figura A.25	– Distribuição espacial de todos os estoques de carbono perdidos devido ao desmatamento nas áreas do interior da floresta entre no ano de 2010. Estoques perdidos dados em Tg C (em cada pixel).	165
Figura A.26	– Distribuição espacial de todos os estoques de carbono perdidos devido ao desmatamento nas áreas do interior da floresta entre no ano de 2011. Estoques perdidos dados em Tg C (em cada pixel).	165
Figura A.27	– Distribuição espacial de todos os estoques de carbono perdidos devido ao desmatamento nas áreas do interior da floresta entre no ano de 2012. Estoques perdidos dados em Tg C (em cada pixel).	166
Figura A.28	– Distribuição espacial de todos os estoques de carbono perdidos devido ao desmatamento nas áreas do interior da floresta entre no ano de 2013. Estoques perdidos dados em Tg C (em cada pixel).	166
Figura A.29	– Distribuição espacial de todos os estoques de carbono perdidos devido ao desmatamento nas áreas do interior da floresta entre no ano de 2014. Estoques perdidos dados em Tg C (em cada pixel).	167

Figura A.30 – Distribuição espacial de todos os estoques de carbono perdidos devido ao desmatamento nas áreas do interior da floresta entre no ano de 2015. Estoques perdidos dados em Tg C (em cada pixel).	167
Figura A.31 – Distribuição espacial de todos os estoques de carbono perdidos devido ao efeito de borda no ano de 2001. Estoques perdidos dados em Tg C (em cada pixel).	168
Figura A.32 – Distribuição espacial de todos os estoques de carbono perdidos devido ao efeito de borda no ano de 2002. Estoques perdidos dados em Tg C (em cada pixel).	168
Figura A.33 – Distribuição espacial de todos os estoques de carbono perdidos devido ao efeito de borda no ano de 2003. Estoques perdidos dados em Tg C (em cada pixel).	169
Figura A.34 – Distribuição espacial de todos os estoques de carbono perdidos devido ao efeito de borda no ano de 2004. Estoques perdidos dados em Tg C (em cada pixel).	169
Figura A.35 – Distribuição espacial de todos os estoques de carbono perdidos devido ao efeito de borda no ano de 2005. Estoques perdidos dados em Tg C (em cada pixel).	170
Figura A.36 – Distribuição espacial de todos os estoques de carbono perdidos devido ao efeito de borda no ano de 2006. Estoques perdidos dados em Tg C (em cada pixel).	170
Figura A.37 - – Distribuição espacial de todos os estoques de carbono perdidos devido ao efeito de borda no ano de 2007. Estoques perdidos dados em Tg C (em cada pixel).	171
Figura A.38 – Distribuição espacial de todos os estoques de carbono perdidos devido ao efeito de borda no ano de 2008. Estoques perdidos dados em Tg C (em cada pixel).	171
Figura A.39 – Distribuição espacial de todos os estoques de carbono perdidos devido ao efeito de borda no ano de 2009. Estoques perdidos dados em Tg C (em cada pixel).	172
Figura A.40 – Distribuição espacial de todos os estoques de carbono perdidos devido ao efeito de borda no ano de 2010. Estoques perdidos dados em Tg C (em cada pixel).	172
Figura A.41 – Distribuição espacial de todos os estoques de carbono perdidos devido ao efeito de borda no ano de 2011. Estoques perdidos dados em Tg C (em cada pixel).	173
Figura A.42 – Distribuição espacial de todos os estoques de carbono perdidos devido ao efeito de borda no ano de 2012. Estoques perdidos dados em Tg C (em cada pixel).	173
Figura A.43 – Distribuição espacial de todos os estoques de carbono perdidos devido ao efeito de borda no ano de 2013. Estoques perdidos dados em Tg C (em cada pixel).	174
Figura A.44 – Distribuição espacial de todos os estoques de carbono perdidos devido ao efeito de borda no ano de 2014. Estoques perdidos dados em Tg C (em cada pixel).	174

Figura A.45 – Distribuição espacial de todos os estoques de carbono perdidos devido ao efeito de borda no ano de 2015. Estoques perdidos dados em Tg C (em cada pixel).	175
Figura A.46 – Distribuição espacial de todos os estoques de carbono perdidos devido ao efeito de borda (mudança do microclima e turbulência dos ventos) entre os anos de 2001 e 2015. Estoques perdidos dados em Tg C (em cada pixel).	175
Figura A.47 – Distribuição espacial de todos os estoques de carbono perdidos devido ao efeito de borda (mudança do microclima e turbulência dos ventos) no ano de 2001. Estoques perdidos dados em Tg C (em cada pixel).....	176
Figura A.48 – Distribuição espacial de todos os estoques de carbono perdidos devido ao efeito de borda (mudança do microclima e turbulência dos ventos) no ano de 2002. Estoques perdidos dados em Tg C (em cada pixel).....	176
Figura A.49 – Distribuição espacial de todos os estoques de carbono perdidos devido ao efeito de borda (mudança do microclima e turbulência dos ventos) no ano de 2003. Estoques perdidos dados em Tg C (em cada pixel).....	177
Figura A.50 – Distribuição espacial de todos os estoques de carbono perdidos devido ao efeito de borda (mudança do microclima e turbulência dos ventos) no ano de 2004. Estoques perdidos dados em Tg C (em cada pixel).....	177
Figura A.51 – Distribuição espacial de todos os estoques de carbono perdidos devido ao efeito de borda (mudança do microclima e turbulência dos ventos) no ano de 2005. Estoques perdidos dados em Tg C (em cada pixel).....	178
Figura A.52 – Distribuição espacial de todos os estoques de carbono perdidos devido ao efeito de borda (mudança do microclima e turbulência dos ventos) no ano de 2006. Estoques perdidos dados em Tg C (em cada pixel).....	178
Figura A.53 – Distribuição espacial de todos os estoques de carbono perdidos devido ao efeito de borda (mudança do microclima e turbulência dos ventos) no ano de 2007. Estoques perdidos dados em Tg C (em cada pixel).....	179
Figura A.54 – Distribuição espacial de todos os estoques de carbono perdidos devido ao efeito de borda (mudança do microclima e turbulência dos ventos) no ano de 2008. Estoques perdidos dados em Tg C (em cada pixel).....	179
Figura A.55 – Distribuição espacial de todos os estoques de carbono perdidos devido ao efeito de borda (mudança do microclima e turbulência dos ventos) no ano de 2009. Estoques perdidos dados em Tg C (em cada pixel).....	180
Figura A.56 – Distribuição espacial de todos os estoques de carbono perdidos devido ao efeito de borda (mudança do microclima e turbulência	

	dos ventos) no ano de 2010. Estoques perdidos dados em Tg C (em cada pixel).....	180
Figura A.57	– Distribuição espacial de todos os estoques de carbono perdidos devido ao efeito de borda (mudança do microclima e turbulência dos ventos) no ano de 2011. Estoques perdidos dados em Tg C (em cada pixel).....	181
Figura A.58	– Distribuição espacial de todos os estoques de carbono perdidos devido ao efeito de borda (mudança do microclima e turbulência dos ventos) no ano de 2012. Estoques perdidos dados em Tg C (em cada pixel).....	181
Figura A.59	– Distribuição espacial de todos os estoques de carbono perdidos devido ao efeito de borda (mudança do microclima e turbulência dos ventos) no ano de 2013. Estoques perdidos dados em Tg C (em cada pixel).....	182
Figura A.60	– Distribuição espacial de todos os estoques de carbono perdidos devido ao efeito de borda (mudança do microclima e turbulência dos ventos) no ano de 2014. Estoques perdidos dados em Tg C (em cada pixel).....	182
Figura A.61	– Distribuição espacial de todos os estoques de carbono perdidos devido ao efeito de borda (mudança do microclima e turbulência dos ventos) no ano de 2015. Estoques perdidos dados em Tg C (em cada pixel).....	183

LISTA DE TABELAS

	<u>Pág.</u>
Tabela 2.1 – Extensão original de floresta, desmatamento histórico (até 2000) e desmatamento recente (entre 2000 e 2013) para cada país componente da Bacia Amazônica.	9
Tabela 3.1 – Identificação, localização e ano de aquisição dos dados LiDAR. PPS - Projeto Paisagens Sustentáveis.	32
Tabela 3.2 – Informações técnicas dos dados LiDAR utilizados.	35
Tabela 3.3 – Histórico de degradação das parcelas.	36
Tabela 3.4 – Perda acumulada e taxa de perda por idade extraídas do modelo. F_l é o fator de perda baseado nas taxas de perda para cada idade de borda.	55
Tabela 3.5 – Resultado da aplicação da Equação 2 para cada idade da borda florestal.	56
Tabela 4.1 – Coeficiente de determinação, erro padrão e valor-p das regressões lineares utilizadas para a validação dos limiares testados.	64
Tabela 4.2 – Tendência do desmatamento para cada país componente da Bacia Amazônica entre os anos de 2001 e 2015.	69
Tabela 4.3 - Tendência das taxas anuais de formação de bordas para cada país componente da Bacia Amazônica entre os anos de 2001 e 2015.	72
Tabela 4.4 – Valores acumulados de bordas para o início e final da série temporal em cada país componente da Bacia Amazônica.	75
Tabela 4.5 – Sumário das idades para cada país componente da Bacia Amazônica.	81
Tabela 4.6 – Sumário dos valores de estoques de C estimados para as 14 parcelas nos 20 voos analisadas. Os valores foram separados para as áreas de floresta e de borda.	87
Tabela 4.7 – Mediana, média e desvio padrão das medidas dos estoques de C (LiDAR) encontrados nas áreas de bordas florestais separadas por suas respectivas idades. Adicionalmente é apresentada a estatística W do teste de <i>Wilcoxon</i>	94
Tabela 4.8 - Modelos ajustados e suas respectivas equações, coeficientes de determinação, erro padrão e valor da estatística BIC.	97
Tabela 4.9 - Tendência nas perdas dos estoques de C devido ao desmatamento das áreas intactas de floresta (áreas de floresta excluindo-se as áreas de borda) para cada país componente da Bacia Amazônica entre os anos de 2001 e 2015.	104
Tabela 4.10 - Tendência nos estoques perdidos devido ao efeito de borda para cada país componente da Bacia Amazônica entre os anos de 2001 e 2015.	108

Tabela 5.1 – Média dos estoques de C perdidos no Brasil devido ao desmatamento e efeito de borda para o período anterior ao PPCDAm e suas três fases subsequentes.	124
---	-----

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

AGB	<i>Above Ground Biomass</i>
ANOVA	Análise de Variância
BAS	Biomassa Acima do Solo
BIC	<i>Bayesian Information Criterion</i>
C	Carbono
CAR	Cadastro Ambiental Rural
DAP	Diâmetro na Altura do Peito
ETM+	<i>Enhanced Thematic Mapper Plus</i>
FATE	<i>Fire-Associated Transient Emissions</i>
FIRMS	<i>Fire Information for Resource Management System</i>
GDAL	<i>Geospatial Data Abstraction Library</i>
GFC	<i>Global Forest Change</i>
GLAS	<i>Geoscience Laser Altimeter System</i>
GPS	<i>Global Positioning System</i>
GSW	<i>Global Surface Water</i>
ICESat	<i>NASA Ice, Cloud, and Land Elevation Satellite</i>
IHS	<i>Intensity, Hue and Saturation</i>
INPE	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
KW	<i>Kruskal-Wallis</i>
LiDAR	Light Detection And Ranging
LTDA	Sociedade Limitada
MDT	Modelo Digital de Terreno
MMA	Ministério do Meio Ambiente
MODIS	<i>Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer</i>
MSD	Modelo de Superfície do Dossel
NASA	<i>National Aeronautics and Space Administration</i>
OLI	<i>Operational Land Imager</i>
PDBFF	Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais
PPCDAm	Plano de Ação para Prevenção e Controle do Desmatamento na Amazônia Legal

PPS	Projeto Paisagens Sustentáveis
PRODES	Monitoramento do Desmatamento na Amazônia Legal por Satélite
RAISG	Rede Amazônica de Informação Socioambiental Georreferenciada
REDD	<i>Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation</i>
SAR	<i>Synthetic Aperture Radar</i>
TM	<i>Thematic Mapper</i>
W	<i>Wilcoxon</i>

SUMÁRIO

	<u>Pág.</u>
1	INTRODUÇÃO 1
1.1.	Objetivos 5
2	FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA 7
2.1.	Interações entre desmatamento, fragmentação e incêndios florestais 7
2.1.1.	O desmatamento na Bacia Amazônica 8
2.1.2.	A fragmentação florestal na Amazônia 10
2.1.3.	Os incêndios florestais na Amazônia 13
2.2.	Estimativa de biomassa florestal via LiDAR 17
2.2.1.	Sistema LiDAR 17
2.2.2.	Estimativa da Biomassa Acima do Solo (BAS) 19
3	MATERIAIS E MÉTODOS 23
3.1.	Área de Estudo 23
3.2.	Conjunto de Dados 24
3.2.1.	Porcentagem de Cobertura de Árvores (<i>Percent Tree Cover</i>) 24
3.2.2.	Perda de Cobertura de Árvores (<i>Tree Cover Loss</i>) 25
3.2.3.	Ganho de Cobertura Florestal (<i>Tree Cover Gain</i>) 27
3.2.4.	Mapa da BAS (<i>Above Ground Biomass - AGB Map</i>) 28
3.2.5.	Extensão Máxima de Água (<i>Maximum Water Extent</i>) 29
3.2.6.	Dados LiDAR 31
3.3.	Modelo conceitual 37
3.4.	Métodos 40
3.4.1.	Limiar de conversão dos dados de Porcentagem de Cobertura de Árvores em mapas de floresta (OE-1) 41
3.4.2.	Quantificação das áreas de bordas florestais sujeitas à perda de estoques de C ao longo da Bacia Amazônica (OE-2) 43
3.4.3.	Estimativa da idade das bordas florestais (OE-3) 47
3.4.4.	Mapeamento dos estoques de C utilizando dados LiDAR (OE-4) 49
3.4.5.	Quantificação e comparação dos estoques de C das bordas florestais e no interior da floresta em função de suas idades (OE-6) 52
3.4.6.	Elaboração do modelo de perda dos estoques de C em função da idade das bordas florestais (OE-5) 54
3.4.7.	Quantificação das perdas dos estoques de C ao longo da Bacia Amazônica entre os anos de 2001 e 2015 (OE-7) 55
3.4.8.	Análises e testes estatísticos 59
4	RESULTADOS 61
4.1.	Limiar de conversão dos dados de porcentagem de cobertura de árvores em mapas de floresta 61
4.2.	Quantificação das Bordas Florestais Sujeitas à Perda de Estoques de C ao Longo da Bacia Amazônica 66

4.3.	Estimativa da idade das bordas florestais entre os anos de 2001 a 2015	77
4.4.	Mapas de estoques de C derivados dos dados LiDAR	82
4.5.	Diferença entre os estoques de C nas bordas florestais em relação ao interior da floresta em função da idade das bordas	90
4.6.	Modelo de perda dos Estoques de C em função da idade das bordas florestais.....	95
4.7.	Quantificação da perda dos estoques de C devido ao efeito de borda na Bacia Amazônica entre os anos de 2001 e 2015.....	101
5	DISCUSSÃO	111
5.1.	Qual a tendência das áreas desmatadas entre os anos de 2001 e 2015 ao longo da Bacia Amazônica?	111
5.2.	Qual a tendência na formação das áreas de bordas florestais devido ao desmatamento observado entre os anos de 2001 e 2015 ao longo da Bacia Amazônica?	114
5.3.	Qual o período após a criação da borda florestal em que a redução nos estoques de C pode ser observada e por quanto tempo esta redução é mantida ou acentuada?	117
5.4.	As perdas dos estoques de C devido ao efeito de borda decorrente da fragmentação florestal são superiores às perdas relacionadas ao desmatamento das áreas intactas de floresta na Bacia Amazônica?	122
5.5.	A contribuição do LiDAR para a estimativa de estoques de C florestal na Amazônia.....	125
6	CONCLUSÕES	129
6.1.	Trabalhos Futuros	130
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	131
	APÊNDICE A – FIGURAS SUPLEMENTARES	153

1 INTRODUÇÃO

As florestas tropicais se destacam como reservatório de biodiversidade e carbono (C), hospedando entre 20 e 40% das espécies da fauna e flora do planeta (MYERS, 1991; BONAN, 2008; BACCINI et al., 2012; SULLIVAN et al., 2017). A vegetação nessa região estoca entre 350 e 600 Pg de C (HOUGHTON; HALL; GOETZ, 2009; PAN et al., 2011; SAATCHI et al., 2011; BACCINI et al., 2012; CIAIS et al., 2013) contra cerca de 750 Pg de C na atmosfera (GRACE, 2004). As perdas desses estoques devido ao desmatamento e degradação florestal são estimados em aproximadamente 1,1 Pg de C ano⁻¹ (MALHI, 2010; HOUGHTON et al., 2012; GRACE; MITCHARD; GLOOR, 2014).

Nos últimos 25 anos observou-se uma redução drástica das florestas em nível global. A área de cobertura florestal passou de 41,28 milhões de quilômetros quadrados em 1990, para aproximadamente 39,99 milhões de quilômetros quadrados em 2015, totalizando uma mudança de aproximadamente 3% (KEENAN et al., 2015). A magnitude dessas mudanças é capaz de afetar importantes serviços ecossistêmicos, como a biodiversidade, a regulação climática, o armazenamento e ciclagem de C e nutrientes e o abastecimento de água (FOLEY, 2005; BACCINI et al., 2017).

A Amazônia, por exemplo, abriga mais da metade das áreas de florestas tropicais remanescentes do mundo (CAPOBIANCO, 2001). No entanto, mudanças extensivas no uso e cobertura da terra, devido à intensificação das ações humanas, têm modificado a estrutura e potencialmente, as funções ecológicas desses ecossistemas. O desmatamento na região amazônica é utilizado na conversão da cobertura florestal em áreas agrícolas e pecuárias, devido principalmente à rentabilidade dessas atividades, o que tem estimulando a expansão das redes rodoviárias para o interior da região (SOARES-FILHO et al., 2006). A ocorrência contínua de desmatamento nessa região causa a perda de habitat, alterando a disposição espacial e tamanho dos remanescentes florestais através da fragmentação (VILLARD; METZGER, 2014). Segundo Haddad et al.

(2015), cerca de 70% das florestas mundiais correspondem a bordas florestais com 1km de largura, estando dessa maneira, dentro do alcance das atividades humanas. Utilizando um mapa regional de alta resolução espacial (60m) para o ano de 2014, Vedovato et al. (2016) identificaram que 164.595 km² das áreas de florestas da Amazônia Brasileira estavam em áreas sujeitas ao efeito de borda. Essa fragmentação é observada principalmente pelo aumento das áreas de bordas e número de fragmentos (ARAGÃO et al., 2014; HADDAD et al., 2015; VEDOVATO et al., 2016), resultando em efeitos negativos como o aumento da suscetibilidade da floresta ao fogo e redução da biomassa florestal (BERENGUER et al., 2014).

O colapso da biomassa florestal resultante do efeito de borda nas florestas tropicais é considerado uma importante e pouco conhecida fonte de C atmosférico (NUMATA et al., 2010). Estudos em campo realizados na Amazônia Central demonstraram a ocorrência de perda significativa na biomassa florestal devido ao aumento das taxas de mortalidade e danos às árvores próximo às bordas (LOVEJOY et al., 1986; FERREIRA; LAURANCE, 1997; LAURANCE, 1997; NASCIMENTO; LAURANCE, 2004). Em um estudo pioneiro, Laurance (1997) encontrou uma perda significativa de biomassa entre 8 e 14% dentro de 100 metros das bordas florestais durante os primeiros 10 anos após a fragmentação, com uma perda inicial rápida nos quatro primeiros anos.

Esforços direcionados às estimativas de perda de estoques de C devido ao efeito de borda resultante da fragmentação florestal na Amazônia, ainda são raros. Um dos primeiros trabalhos direcionados a esse tipo de estimativa foi realizado localmente por Numata et al. (2010) no estado de Rondônia, onde estimaram uma perda total de 42,06 Tg de C entre os anos de 1985 e 2008. Outro trabalho local foi realizado por Hissa et al. (2016) em uma extensão de 700 km ao longo da rodovia BR-163 (entre os estados do Pará e Mato Grosso) para os anos de 1985 a 2012, onde encontraram uma perda total de 15 Tg de C. Regionalmente, Numata et al. (2011)

estimaram uma perda total de 110,5 Tg de C entre os anos de 2001 e 2010 para a Amazônia Legal Brasileira.

Entretanto, os estudos citados acima utilizaram modelos baseados nos resultados obtidos em experimentos de campo do Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais - PDBFF (LAURANCE, 1997), que foram realizados de forma pontual e de maneira controlada, desconsiderando agentes como o fogo, que podem resultar em perdas bem maiores que as observadas nesses experimentos.

A elaboração de modelos de perda de biomassa que representem melhor as florestas amazônicas, esbarram na necessidade de um elevado investimento financeiro e de tempo para o monitoramento dessas áreas, já que os dados necessários são normalmente obtidos a partir de experimentos semelhantes ao PDBFF. Contudo, avanços recentes foram observados em metodologias voltadas à estimativa da biomassa florestal via dados LiDAR - *Light Detection And Ranging* (CLARK et al., 2011; ASNER; MASCARO, 2014; FIGUEIREDO et al., 2016; LONGO et al., 2016), possibilitando o seu uso em estudos de fragmentação florestal. Os dados LiDAR são indicados para estudos da dinâmica do C florestal devido à sua disponibilidade espacial e temporal, e também, devido a precisão no delineamento da estrutura física da floresta, necessários para a estimativa da biomassa (BARBOSA; BROADBENT; BITENCOURT, 2014; TIMOTHY et al., 2016; GARCIA et al., 2017).

Tendo em vista as lacunas e oportunidades apresentadas anteriormente, a presente dissertação pretende responder às perguntas abaixo através do emprego e análise de um conjunto de dados de sensoriamento remoto disponível para a Bacia Amazônica.

1 - Qual a tendência temporal do desmatamento entre os anos de 2001 e 2015 para a região da Bacia Amazônica?

2 - Qual a tendência na formação de bordas florestais devido ao desmatamento observado entre os anos de 2001 e 2015 na Bacia Amazônica?

3 - Qual o período após a formação da borda florestal em que a redução nos estoques de C pode ser observada e por quanto tempo esta redução é mantida ou acentuada?

4 - As perdas dos estoques de C devido ao efeito de borda decorrente da fragmentação florestal são superiores às perdas relacionadas ao desmatamento das áreas intactas de floresta (excluindo as áreas de borda) na Bacia Amazônica?

Para a primeira pergunta, foi testada a hipótese nula (H_0) de que ao longo da Bacia Amazônica, considerando todos os países amazônicos, não existiu quaisquer tendências no desmatamento entre 2001 e 2015 (desmatamento com valores contínuos ao longo do tempo). No caso de rejeição da hipótese nula aceita-se uma das hipóteses alternativas:

H1: Existiu tendência de aumento no desmatamento entre os anos de 2001 e 2015 ao longo do tempo da Bacia Amazônica.

H2: Existiu tendência de redução no desmatamento entre os anos de 2001 e 2015 ao longo do tempo da Bacia Amazônica.

Para a segunda pergunta, foi testada a hipótese nula (H_0) de que ao longo da Bacia Amazônica não existiu quaisquer tendências no incremento de bordas florestais entre 2001 e 2015. No caso de rejeição da hipótese nula aceita-se uma das hipóteses alternativas:

H3: Existiu tendência de aumento nas áreas de bordas florestais entre os anos de 2001 e 2015 ao longo da Bacia Amazônica.

H4: Existiu tendência de redução nas áreas de bordas florestais entre os anos de 2001 e 2015 ao longo da Bacia Amazônica.

Para a terceira foi testada a hipótese nula (H_0) de que os estoques de C não sofrem redução devido ao efeito da idade das bordas florestais. No caso de rejeição da hipótese nula aceitam-se as hipóteses alternativas:

H5: Os estoques de C diminuem um ano após a formação da borda.

H6: Os estoques de C diminuem constantemente ao longo dos anos após a formação da borda.

Para a quarta pergunta propõe-se a hipótese nula (H0) de que não existe diferença entre os estoques de C perdidos devido ao efeito de borda e ao desmatamento. No caso de rejeição da hipótese nula, aceita-se a hipótese de que:

H7: Os estoques de C perdidos devido ao efeito de borda são superiores aos estoques perdidos devido ao desmatamento.

H8: Os estoques de C perdidos devido ao efeito de borda são inferiores aos estoques perdidos devido ao desmatamento.

1.1. Objetivos

Esta dissertação, portanto, tem como objetivo geral conduzir uma análise do impacto do efeito de borda nos estoques de C ao longo da Bacia Amazônica, utilizando dados de sensoriamento remoto. Para atingir o objetivo geral e responder às perguntas propostas, os seguintes Objetivos Específicos (OE) foram considerados:

OE-1: Definir um limiar para converter os dados de porcentagem de cobertura de árvores elaborados por Hansen et al. (2013) em mapas de floresta;

OE-2: Estimar a área de bordas florestais sujeitas à perda de estoques de C na Bacia Amazônica entre os anos de 2001 a 2015;

OE-3: Estimar a idade das bordas florestais ao longo da Bacia Amazônica entre os anos de 2001 a 2015;

OE-4: Elaborar mapas de estoques de C utilizando dados LiDAR;

OE-5: Elaborar um modelo que explique a perda de estoques de C em função da idade das bordas florestais encontradas no OE-3, em conjunto com os mapas de estoques de C elaborados no OE-4;

OE-6: Quantificar e comparar os valores dos estoques de C nas bordas florestais e no interior da floresta em função de suas idades;

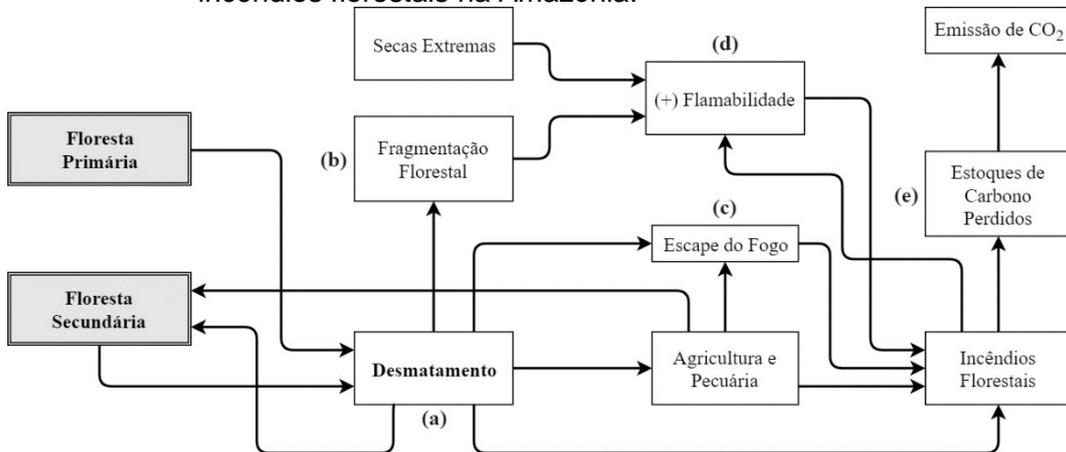
OE-7: Quantificar a perda total de estoque de C ao longo de toda a Bacia Amazônica entre os anos de 2011 e 2015, utilizando o modelo elaborado no OE-5 e as idades das bordas florestais obtidas no OE-3.

2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1. Interações entre desmatamento, fragmentação e incêndios florestais

Na Amazônia o desmatamento, fragmentação e incêndios florestais estão inter-relacionados e resultam em perdas dos estoques de C contidos nas florestas (LAURANCE; VASCONCELOS; LOVEJOY, 2000; COCHRANE, 2001; ARAGÃO et al., 2008; BROADBENT et al., 2008; ALENCAR et al., 2015). A Figura 2.1 sintetiza as interações entre os componentes do sistema.

Figura 2.1 - Esquema das interações entre o desmatamento, fragmentação e incêndios florestais na Amazônia.



Fonte: Produção do autor.

O desmatamento (Figura 2.1a) é normalmente um processo em que a primeira fase é caracterizada pela exploração madeireira para fins comerciais (corte seletivo), seguida da conversão da floresta remanescente em áreas produtivas por meio do corte raso dessas florestas, em que o fogo é predominantemente usado na limpeza das áreas recém desmatadas (MARGULIS, 2004; ARAGÃO et al., 2008). Como consequência do avanço do desmatamento para o interior da floresta, as áreas contínuas de vegetação tendem a diminuir, causando a fragmentação e o aumento de áreas de bordas (Figura 2.1b) (VEDOVATO et al., 2016). Na Amazônia Brasileira, por exemplo, entre os anos de 2003 a 2014, o número de fragmento e das áreas de borda apresentaram uma tendência de aumento

acentuada (VEDOVATO, 2016). Os incêndios florestais na Amazônia são resultado principalmente do escape do fogo provenientes das atividades de desmatamento (COCHRANE; LAURANCE, 2008) e do manejo de áreas de agricultura e pecuária (CANO-CRESPO et al., 2015) (c). Essa intrusão do fogo é facilitada pelo aumento da suscetibilidade da floresta ao fogo (BERENQUER et al., 2014) devido à fragmentação (ARAGAO; SHIMABUKURO, 2010) e às secas extremas (ARAGÃO et al., 2007) (d). Todas essas interações acabam por perturbar os estoques de C da floresta, causando a sua perda (e), que geram potencialmente emissão de C para a atmosfera, contribuindo com o aquecimento do planeta e conseqüentemente para as mudanças climáticas.

2.1.1. O desmatamento na Bacia Amazônica

Na Amazônia, a partir da década de 1930, no chamado período de ocupação contemporâneo (LÓPEZ, 2013), a pressão antrópica cresceu, devido principalmente à necessidade inicial de proteção das fronteiras e posteriormente devido a projetos de colonização, expansão agropecuária, e mineração, que incentivaram a abertura de novas estradas, possibilitando a exploração de áreas florestais intocadas até então (NEPSTAD, 2002; NEPSTAD; STICKLER; ALMEIDA, 2006; RAISG, 2015). A distribuição espacial do desmatamento na Bacia Amazônica é bem agregada, concentrando-se principalmente na região conhecida como “Arco do Desmatamento” no Brasil, na região da Cordilheira dos Andes entre a Bolívia e a Colômbia, além da região litorânea na Guiana, Suriname e Guiana Francesa (RAISG, 2015).

De todos os países da Bacia Amazônica, o Brasil lidera de forma absoluta as taxas de desmatamento históricas (anteriores a 2000) e recentes (2000 a 2013) contribuindo significativamente para o total de desmatamento na região (RAISG, 2015). A Tabela 2.1 mostra a extensão original de floresta, o desmatamento histórico, e o desmatamento recente (entre 2000 e 2013) para cada país da Bacia Amazônica.

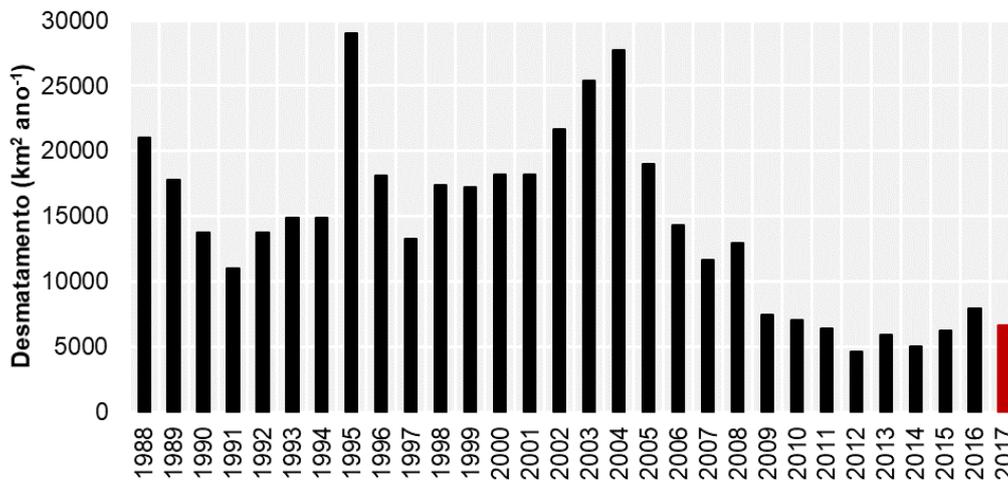
Tabela 2.1 – Extensão original de floresta, desmatamento histórico (até 2000) e desmatamento recente (entre 2000 e 2013) para cada país componente da Bacia Amazônica.

Países	Floresta Original (km ²)	Taxa de Desmatamento (km ²)			
		Desmatamento até 2000	2000-2005	2005-2010	2010-2013
Bolívia	333.004	14.035	4.614	3.733	2.049
Brasil	3.587.052	458.500	101.138	57.399	15.395
Colômbia	465.536	34.673	3.446	6.167	1.684
Equador	97.530	9.343	482	424	216
Guiana	192.405	3.097	785	821	125
Guiana Francesa	83.195	1.539	295	257	248
Peru	792.999	55.649	6.680	7.225	2.306
Suriname	150.254	5.664	194	263	144
Venezuela	397.812	8.914	890	1.521	1.742
Bacia Amazônica	6.099.788	591.414	118.530	77.809	23.909

Fonte: Adaptada de Rede Amazônica de Informação Socioambiental Georreferenciada - RAISG (2015).

Na Amazônia Brasileira o desmatamento é mais expressivo nos meses de maio, junho e julho com pico máximo ocorrendo de forma geral três meses após o início da estação seca (precipitação mensal abaixo de 100 mm de chuva) (ARAGÃO et al., 2008). Ao longo dos anos de monitoramento (1988 a 2017) diferentes tendências nas taxas de desmatamento foram observadas (Figura 2.2). Entre os anos de 1988 a 1991 foi observada uma tendência de redução de 3410 km² ano⁻¹, entre 1992 e 2004 foi observada uma tendência de aumento de 741 km² ano⁻¹ (INPE, 2017). Por outro lado, entre os anos de 2005 e 2012 foi observada uma redução significativa nas taxas de aproximadamente 1903 km² ano⁻¹ (INPE, 2017). Mais recentemente uma tendência de crescimento nas taxas a partir do ano de 2013 foi observada culminando em 2016 com a maior taxa desde o ano de 2008, entretanto em 2017 a taxa voltou a reduzir (INPE, 2017).

Figura 2.2 – Taxas de desmatamento oficiais para a Amazônia Legal. A barra em vermelho indica a estimativa não consolidada para o ano de 2017.



Fonte: PRODES/INPE (2017).

Mesmo com a significativa redução observada nas taxas de desmatamento entre os anos de 2005 a 2012, a fragmentação florestal e subsequente efeito de borda decorrente deste processo (BROADBENT et al., 2008) são evidentes nas áreas remanescentes de floresta na Amazônia (VEDOVATO et al., 2016).

2.1.2. A fragmentação florestal na Amazônia

A perda de cobertura florestal observada ao longo do século XXI (HANSEN et al., 2013) tem intensificado a fragmentação florestal em escala global (TAUBERT et al., 2018). A análise de fragmentação conduzida por Haddad et al. (2015) utilizando um mapa global de floresta com resolução espacial de 100m (SEXTON et al., 2013), revelou que cerca de 20% dos remanescentes florestais do mundo estão a no mínimo 100 metros de ambientes agrícolas, áreas urbanizadas e outros ambientes modificados, e que mais de 70% dessas florestas estão em áreas de até um quilômetro de distância das bordas, sujeitando-as aos efeitos degradantes da fragmentação (HADDAD et al., 2015).

Ainda que as taxas de desmatamento tenham reduzido na Amazônia, a fragmentação florestal é sempre progressiva. Essa hipótese foi comprovada por Haddad et al. (2015) quando constatou que na Amazônia a proporção de florestas localizadas a uma distância maior que um

quilômetro da borda diminuiu de uma proporção histórica de 90% para 75% nos dias atuais. Na Amazônia Brasileira entre os anos de 2003 a 2014 foi observada uma redução nas áreas de núcleos de floresta (áreas “core”, áreas não sujeitas ao efeito de borda), passando de 3.020.473 km² em 2003 para 2.956.746 km² em 2014, à uma taxa de redução de aproximadamente 4.798 km² ano⁻¹ (VEDOVATO, 2016). Considerando uma profundidade de 120m para as bordas florestais, Vedovato (2016) encontrou uma tendência significativa de aumento, passando de 117.449 km² em 2003 para cerca de 119.056 km² em 2014, à uma taxa de crescimento de 172 km² ano⁻¹. Quanto às áreas de fragmentos (ilhas; compostas exclusivamente de bordas), essas passaram de 6.663 km² em 2003 para 10.227 km² em 2014, com uma taxa de crescimento de 303 km² ano⁻¹, evidenciando um significativo aumento da fragmentação florestal na Amazônia Brasileira (VEDOVATO, 2016). No ano de 2014, por exemplo, Vedovato et al. (2016) mostraram que as áreas de floresta mais fragmentadas na Amazônia Legal, não estão concentradas apenas na região do Arco do Desmatamento, mas também na região norte (estados do Amazonas, Pará e Roraima principalmente) e sudoeste (estado do Acre) da Amazônia Brasileira. As áreas do interior da floresta (floresta excluindo-se as áreas de borda) variaram de 83% no estado do Amazonas até 26 e 13% no Maranhão e Tocantins, respectivamente (VEDOVATO et al., 2016).

A fragmentação florestal causa impacto direto na biodiversidade, na mortalidade de árvores, na perda de biomassa e na suscetibilidade da floresta remanescente ao fogo (LAURANCE et al., 2017). Segundo Haddad et al. (2015) a fragmentação da paisagem pode reduzir a biodiversidade de 13 a 75%, prejudicando funções ecológicas importantes. Fragmentos de menor área tendem a apresentar uma menor variedade de habitats que fragmentos maiores, acarretando em perda de espécies da flora e fauna (LAURANCE; VASCONCELOS, 2009).

Outro impacto observado na floresta devido à fragmentação é o efeito de borda, que cria uma transição abrupta entre a floresta e a área alterada adjacente, causando o aumento na taxa de mortalidade de árvores

(LAURANCE; VASCONCELOS, 2009). O microclima nas bordas (Figura 5.1b) difere significativamente do interior da floresta (Figura 5.1a) (KAPOS, 1989; KAPOS et al., 1993) pois são mais secas, quentes e expostas à luz solar (CAMARGO; KAPOS, 1995), além de apresentar uma menor evapotranspiração e interceptação das chuvas, possibilitando uma menor absorção de água pela vegetação (TRANCOSO, 2008), causando estresse, bem como a morte da vegetação nessas áreas (Figura 5.1c) (LOVEJOY et al., 1986; SIZER; TANNER, 1999). Entretanto, à medida que a borda envelhece, sua suscetibilidade às mudanças microclimáticas diminuem, devido à proliferação de vegetação secundária que “selam” as bordas, diminuindo a mortalidade das árvores, pois os indivíduos mais suscetíveis à essas mudanças morrem imediatamente e as sobreviventes tendem a se adaptar às novas condições microclimáticas (CAMARGO; KAPOS, 1995; DIDHAM; LAWTON, 1999; D’ANGELO et al., 2004; LAURANCE et al., 2006a). Por outro lado, nas bordas mais antigas o aumento da mortalidade de árvores é associada a turbulência de ventos, pois à medida que as bordas se tornam mais fechadas a turbulência a favor do vento aumenta, conforme sugere modelos de túnel do vento (LAURANCE, 2004).

Com o aumento da mortalidade das árvores, ocorre conseqüentemente a perda da biomassa florestal. De acordo com a estimativa de perda de C conduzida por Pütz et al. (2014), na Amazônia, em 10 anos a floresta perdeu cerca de 599 Tg de C considerando somente o efeito da fragmentação de forma isolada. De Paula et al. (2011), demonstraram que a biomassa total acima do solo aumenta à medida que a floresta está mais distante da borda. Decorrente das alterações nos fluxos de energia e biomassa nas bordas florestais, ocorre o aumento da suscetibilidade da floresta ao fogo (COCHRANE; LAURANCE, 2002; HARPER et al., 2005; LAURANCE et al., 2011).

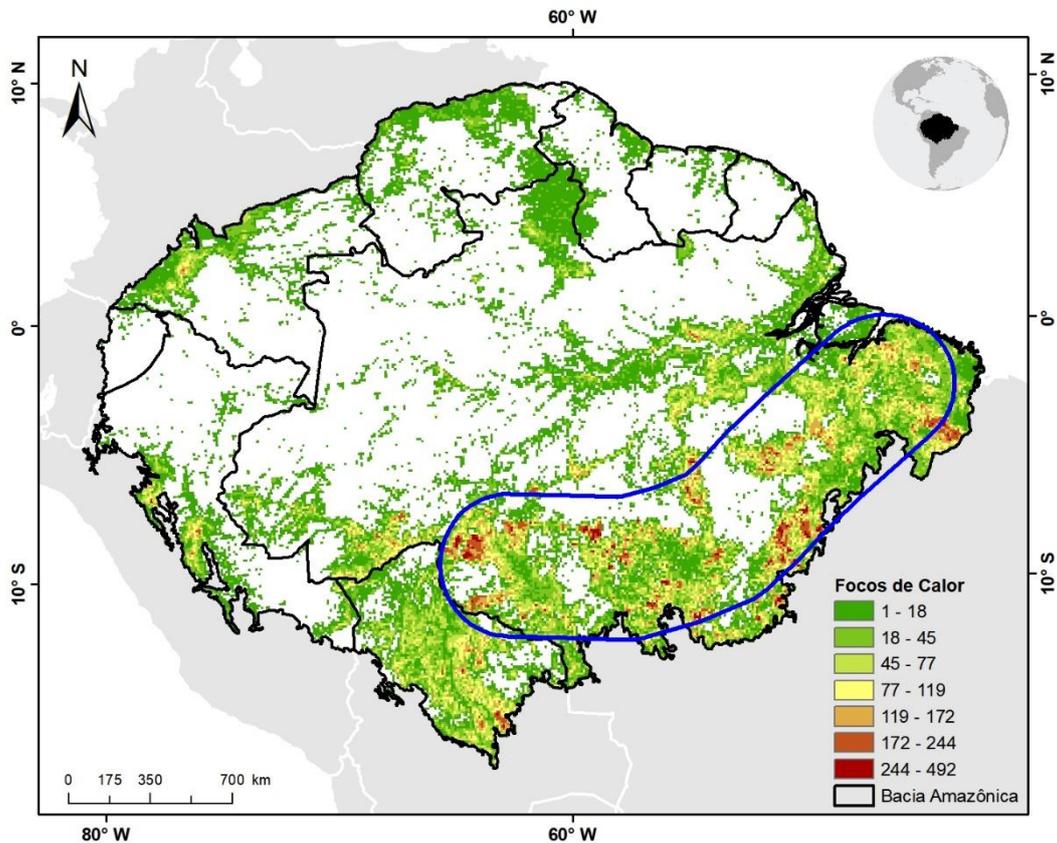
Na Amazônia Colombiana, por exemplo, Armenteras, González e Retana (2013) em uma análise de grande escala, encontraram evidências da relação entre áreas fragmentadas, áreas de bordas e ocorrência de

incêndios florestais. Resultados semelhantes foram encontrados por Silva Junior et al. (submetido) em uma fronteira de desmatamento na Amazônia Central Brasileira. Na extensão total da Amazônia Brasileira, em um estudo semelhante, Vedovato (2016) encontrou resultados que indicam a correlação direta entre as áreas fragmentadas e o aumento na ocorrência de queimadas.

2.1.3. Os incêndios florestais na Amazônia

De forma geral, a distribuição espacial do fogo na região amazônica é intimamente relacionada às atividades antrópicas, visto que servem como fontes de ignição (ARAGÃO et al., 2007). A Figura 2.3 mostra a distribuição espacial dos focos de calor registrados pelo sensor *Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer* - MODIS a bordo do satélite Aqua entre os anos de 2003 e 2016. Na figura é possível observar que grande parte dos focos de calor detectados nesses 14 anos estão localizados em áreas de intensa atividade antrópica, como na região do “Arco do Desmatamento” no Brasil. Por outro lado, nas áreas afastadas da influência antrópica, não são observados focos de calor (áreas em branco).

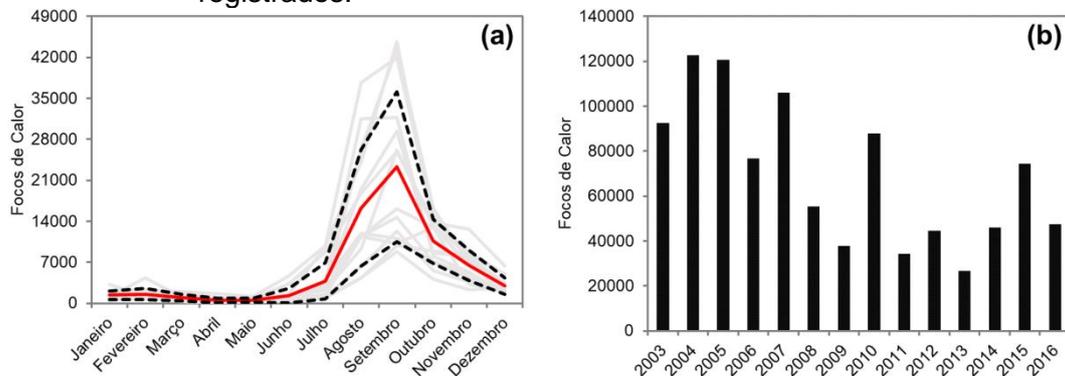
Figura 2.3 – Distribuição espacial focos de calor registrados pelo sensor MODIS a bordo do satélite Aqua entre os anos de 2003 e 2016 com confiança maior ou igual a 80% para a Bacia Amazônica (MODIS MCD14ML Coleção 6). Os focos foram contabilizados em pixels de 10 km de resolução espacial. A área de contorno azul representa a região do “Arco do Desmatamento” no Brasil.



Fonte: Giglio et al. (2016) e NASA (2018).

Na Amazônia as queimadas apresentam um regime bem definido (Figura 2.4a), com picos máximos de ocorrências em agosto, setembro e outubro coincidindo com os meses de menor precipitação de chuva e mínimos entre janeiro e maio, meses de maior precipitação (ARAGÃO et al., 2008). No entanto, a variação anual não segue um padrão definido, variando ao longo do tempo em função de secas e variações nas taxas de desmatamento (Figura 2.4b).

Figura 2.4 – Focos de calor registrados pelo sensor MODIS a bordo do satélite Aqua entre os anos de 2003 e 2016 com confiança maior ou igual a 80% para a Bacia Amazônica (MODIS MCD14ML Coleção 6). (a) Em vermelho o padrão sazonal médio ao longo do ano (a linha preta tracejada é o desvio padrão e as linhas cinza correspondem aos valores totais das observações anuais). (b) Total anual de focos registrados.



Fonte: Giglio et al. (2016) e NASA (2018).

Nessa região as queimadas podem ser divididos em três categorias distintas: as áreas que foram desmatadas e queimadas no mesmo ano, as que foram desmatadas em anos anteriores, e queimada posteriormente para a manutenção de pastagens, e os incêndios em área de floresta (ARAGÃO et al., 2008). Em um experimento realizado em uma área de desmatamento ativo na Amazônia, Lima et al. (2012) identificaram que aproximadamente 31% das queimadas ocorreram em áreas de desmatamento recente, associadas à preparação para fins agrícolas e para facilitar o uso do maquinário agrícola. Outros 55% das queimadas ocorreram em áreas desmatadas mais antigas, associadas ao uso do fogo para o manejo de áreas de agricultura e pecuária. Por fim, 11% das queimadas ocorreram em áreas de cobertura florestal (incêndios florestais).

O aumento na frequência de secas na Amazônia tem intensificado o número de ocorrência de focos de calor na região (ARAGÃO et al., 2007). Nos anos de 1998 e 2005, por exemplo, quando ocorreram anomalias significativas de precipitação e estresse hídrico, os focos de calor detectados na Amazônia aumentaram significativamente (ARAGÃO et al., 2007). Isso ocorre devido ao aumento da suscetibilidade da vegetação ao fogo causado pelo déficit hídrico (ANDERSON, 2012; ARAGÃO et al., 2014). Essas áreas afetadas inicialmente tornam-se ainda mais vulneráveis

a futuros incêndios (UHL; KAUFFMAN, 1990; COCHRANE; SCHULZE, 1999; NEPSTAD et al., 1999). Somente no início do século XXI, três secas na região amazônica já foram reportadas. Estas foram associadas ao picos de focos de calor observados em 2005, 2010 e 2015 (ARAGÃO et al., 2007, 2018; LEWIS et al., 2011) (Figura 2.5b).

Embora as atividades de desmatamento estejam diretamente relacionadas à prática do uso do fogo, Aragão e Shimabukuro (2010) demonstraram que em algumas regiões da Amazônia Brasileira esse padrão não é observado. Seus resultados mostraram que 41% da área analisada apresentou tendência de aumento de desmatamento, com sobreposição de áreas com tendência positiva de incêndios, como esperado. No entanto, os outros 59% apresentaram tendência de redução no desmatamento, com tendência de aumento das ocorrências de incêndios. Esse comportamento foi associado ao escape do fogo para áreas de borda e de fragmentos florestais próximos, além do uso do sistema de corte e queima em áreas de floresta secundária, que são comumente utilizados para restaurar a fertilidade do solo para o uso na agricultura (COCHRANE, 2003; FEARNSIDE, 2005).

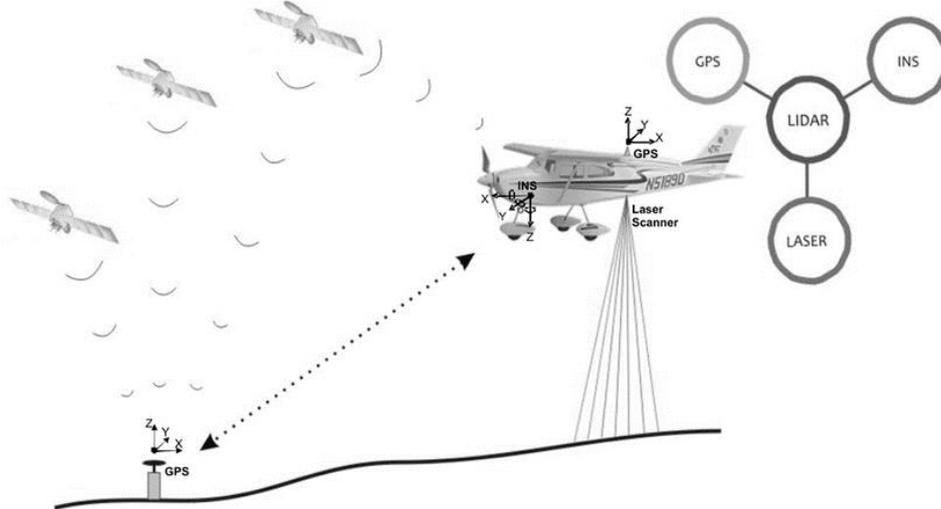
2.2. Estimativa de biomassa florestal via LiDAR

2.2.1. Sistema LiDAR

O LiDAR é considerado uma tecnologia de sensoriamento remoto ativo, contemplando plataformas terrestres, aéreas e orbitais. O feixe *laser* emitido em direção à superfície consegue interagir com os alvos, onde parte dessa radiação é refletida, retornando ao sensor. A partir da intensidade do sinal de retorno é possível obter informações a respeito dos alvos na superfície. No entanto, a informação mais útil para as aplicações florestais é o tempo de retorno de cada pulso, que permite o cálculo da distância entre os alvos na superfície e o sensor (LARGE; HERITAGE, 2009). A distância entre o alvo e o sensor é calculada pela relação: $(c \times t) \div 2$, onde c é a velocidade da luz e t é o tempo entre a emissão e registro do pulso laser no sensor.

As medidas de distância derivadas do LiDAR, acompanhadas de informações da posição do sensor (X e Y; latitude e longitude) e da direção do feixe de laser através do uso do *Global Positioning System* - GPS diferencial (Sistema Global de Posicionamento) e uma unidade de medição inercial - INS, que registra sua orientação (rolamento, arfagem e guinada), permitem a obtenção das coordenadas tridimensionais (3D) de cada ponto na superfície terrestre (WEHR; LOHR, 1999; REUTEBUCH; ANDERSEN; MCGAUGHEY, 2005; LARGE; HERITAGE, 2009; HASSEBO, 2012; CHEN, 2014) (Figura 2.5).

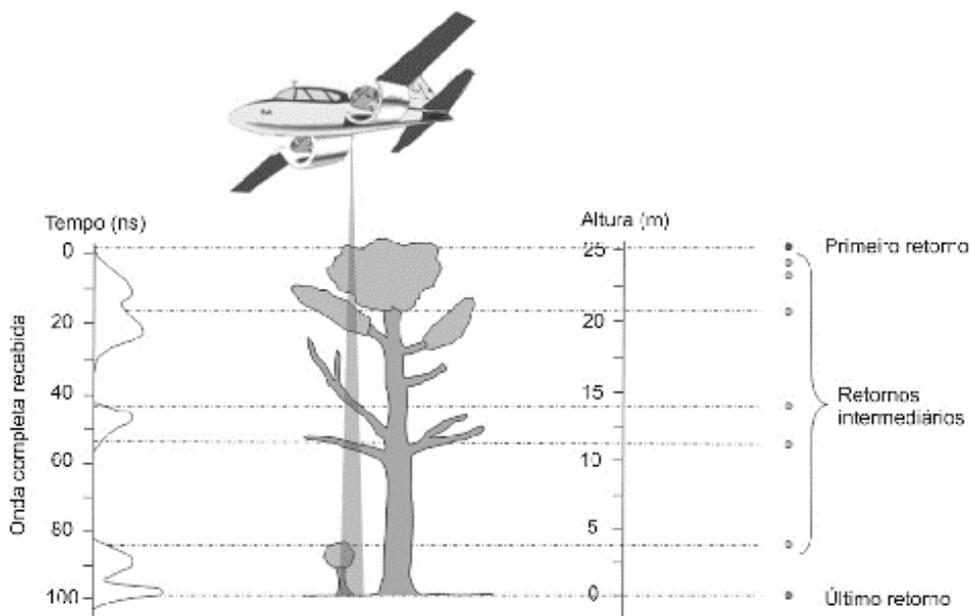
Figura 2.5 – Princípios e componentes de um sistema LiDAR aerotransportado.



Fonte: Giongo et al. (2010).

Os registros do sinal de retorno podem ocorrer de duas formas: por pulso discreto ou onda contínua (*full waveform*) (Figura 2.6). No retorno discreto (nuvem de pontos, comumente utilizadas em aplicações florestais), cada ponto contém informações como as coordenadas 3D, a intensidade do sinal e o tipo de retorno (primeiro, último ou intermediários). Por outro lado, no retorno contínuo, a distribuição de todo o sinal de retorno é registrada de acordo com o tempo ou distância do retorno (GIONGO et al., 2010).

Figura 2.6 – Princípios e componentes de um sistema LiDAR aerotransportado.



Fonte: Giongo et al. (2010).

Os primeiros pulsos que interagem com a superfície e retornam ao sensor (primeiros retornos) contém o sinal que atingem o topo do dossel da floresta. O conjunto de pulsos seguintes representa o retorno de folhas e galhos da vegetação. À medida que o feixe laser se desloca através do dossel da floresta os dados do sub-bosque são obtidos. Os últimos retornos são correspondentes ao terreno, esse último utilizado para elaborar os modelos digitais de terreno (GIONGO et al., 2010).

2.2.2. Estimativa da Biomassa Acima do Solo (BAS)

A estimativa da biomassa florestal tem uma importante e crescente contribuição para os estudos do ciclo de C nas florestas tropicais, frente à crescente preocupação com o aumento de emissões antropogênicas de C para a atmosfera que contribuem para as mudanças climáticas. As metodologias para estimativa da biomassa florestal configuram-se como uma importante ferramenta para mecanismos de mitigação como o REDD - *Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation* (Redução de Emissões por Desmatamento e Degradação Florestal) (SINHA et al., 2015).

Existem dois métodos básicos para a estimativa da biomassa florestal, denominados diretos e indiretos. O método direto é caracterizado pela separação e pesagem da biomassa florestal. Por outro lado, o indireto é caracterizado pelo uso de equações alométricas ou o uso de variáveis derivadas de dados de sensoriamento remoto para a estimativa da biomassa.

Segundo Sanquetta (2002) os métodos diretos podem ser enquadrados em duas distintas categorias: método da árvore individual e método da parcela. O mesmo autor afirma que no método da árvore individual é selecionada uma árvore média (*mean tree method*) onde é feito um inventário florestal piloto, calculando-se o diâmetro ou a área seccional ou transversal dessa árvore, em seguida é realizada a derrubada e a determinação da biomassa de um número de indivíduos da amostra. No método da parcela é feito o corte e pesagem de toda a biomassa em uma área pré-definida, utilizando

o procedimento denominado corte total (*harvest method*), que consiste em determinar toda a biomassa da floresta pelo corte e pesagem de todas as frações (incluindo raízes) (SANQUETTA, 2002).

A abordagem indireta, pode ser feita através de dados do volume das árvores ou talhões multiplicados por um fator ou fatores apropriados, denominados fatores de biomassa, ou através da estimativa indireta da biomassa utilizando o ajuste de equações (equações alométricas) pelo uso de técnicas estatísticas de regressão (SOMOGYI et al., 2007).

No entanto, os métodos diretos trazem consigo limitação quando pretende-se realizar levantamentos em áreas de grande extensão (exemplo, a Amazônia), que tornam o processo oneroso e lento. Com o objetivo de preencher essa lacuna, surgiram estudos com o objetivo de integrar os dados obtidos indiretamente em campo e variáveis derivadas de sensoriamento remoto, para estimar e espacializar a biomassa florestal em áreas de grande extensão. Le Maire et al. (2011) reiteram essa afirmação quando comentam que a utilização de dados de sensores remotos na estimativa de biomassa florestal se tornou uma opção interessante, pois apresenta facilidade na aplicação e reduzido custo e tempo gastos com inventários florestais.

Inicialmente as estimativas de biomassa constavam da criação de modelos que relacionassem a biomassa estimada em campo com valores de reflectância ou índices espectrais (exemplo, índices de vegetação) derivados de sensoriamento remoto (WATZLAWICK; KIRCHNER; SANQUETTA, 2009). Visando contornar problemas relacionados à interferência de nuvens presentes nos dados ópticos, principalmente nas regiões tropicais, foram utilizados os dados *Synthetic Aperture Radar* – SAR (Radar de Abertura Sintética) que sofrem pouca interferência atmosférica e trabalham na região das micro-ondas do espectro eletromagnético (GHASEMI; SAHEBI; MOHAMMADZADEH, 2011; SINHA et al., 2015).

Dois trabalhos têm destaque devido aos avanços apresentados na elaboração de mapas globais de biomassa florestal utilizando sensoriamento remoto. O primeiro foi elaborado por Saatchi et al. (2011) e o segundo por Baccini et al. (2012). O mapa elaborado por Saatchi et al. (2011) recobre uma área total de 2,5 bilhões de hectares de florestas em três continentes com uma resolução espacial de 1 km referente ao ano de 2000. Para tanto, os autores utilizaram uma metodologia que constou da combinação de 4.079 inventários florestais em campo, dados LiDAR, imagens ópticas e de Radar. Por outro lado, o mapa elaborado por Baccini et al. (2012) recobre a faixa Pantropical com uma resolução espacial de 500 metros. Neste trabalho, foram utilizados inventários de campo para calibrar dados LiDAR, que posteriormente foram empregados na extrapolação da biomassa em dados MODIS. Os dois mapeamentos diferem principalmente quanto às equações alométricas utilizadas na estimativa da biomassa em campo, assim como, nos algoritmos utilizados para extrapolar a biomassa.

Recentemente, o interesse pela aplicação de dados LiDAR em estudos florestais tem aumentado, principalmente devido aos bons resultados obtidos (GIONGO et al., 2010). Através desses dados é possível obter informações diretas como a altura dos dosséis, número de indivíduos e diâmetro das copas, que podem dar subsídio para medidas indiretas, como a estimativa da BAS, volume, área basal, DAP (Diâmetro na Altura do Peito), C estocado e material combustível (DUBAYAH et al., 2000; POPESCU et al., 2011). A biomassa florestal via LiDAR pode ser estimada através da individualização de árvores ou pelo método da área, sendo esse último mais indicado para florestas tropicais devido à dificuldade de individualização de árvores nesses ambientes (CHEN, 2014).

Foram observados avanços significativos no uso de dados LiDAR para a estimativa da biomassa florestal em regiões tropicais. Na região do Congo (África) destaca-se o trabalho realizado por Xu et al. (2017). Na Amazônia Brasileira destacam-se os trabalhos elaborados por Longo et al. (2016) e Sato (2016) que criaram equações através do uso de dados de campo e

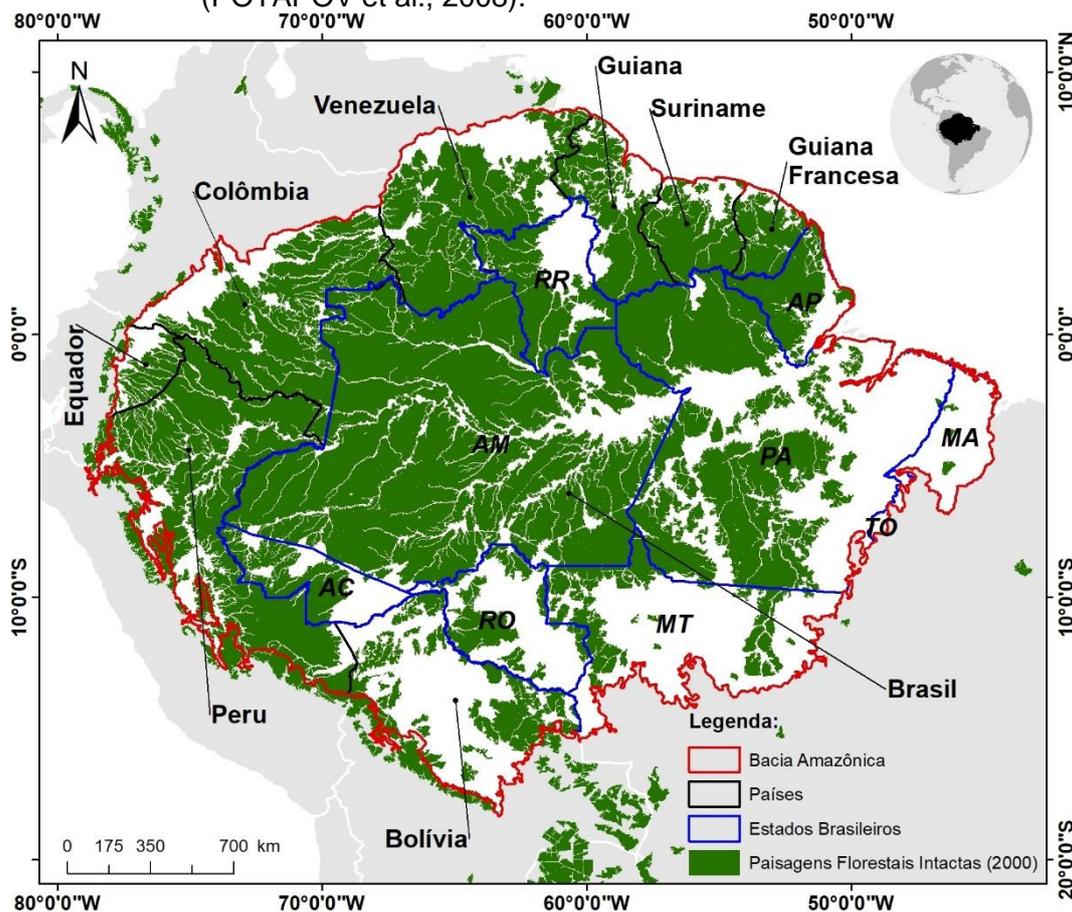
métricas LiDAR para a estimativa de biomassa. Segundo Garcia et al. (2017) os dados LiDAR são atualmente a tecnologia mais exata para a estimativa da BAS, em termos de sensoriamento remoto.

3 MATERIAIS E MÉTODOS

3.1. Área de Estudo

Considerou-se como área de estudo a região contida na delimitação da Bacia Amazônica proposta por Eva et al. (2005) (Figura 3.1), excluindo-se as áreas denominadas Andes e Planalto, totalizando assim uma área de aproximadamente 6.700.798 km², que hospeda cerca de 95% das florestas tropicais remanescentes de toda a Bacia (EVA et al., 2005). Essa região é composta pelo Brasil, Bolívia, Peru, Equador, Colômbia, Venezuela, Guiana, Suriname e Guiana Francesa.

Figura 3.1 – Localização da área de estudo. As áreas verdes são a delimitação das paisagens florestais intactas no ano 2000. As paisagens florestais intactas são um mosaico contínuo de ecossistemas florestais e naturais, que não exibem sinais remotamente detectados de atividade humana ou fragmentação de habitat (POTAPOV et al., 2008).



3.2. Conjunto de Dados

Durante a pesquisa foram utilizados seis conjuntos de dados, a saber: (1) porcentagem de cobertura de árvores; (2) perda de cobertura de árvores; (3) ganho de cobertura de árvores; (4) biomassa acima do solo; (5) extensão máxima de água; e (6) nuvens de pontos LiDAR.

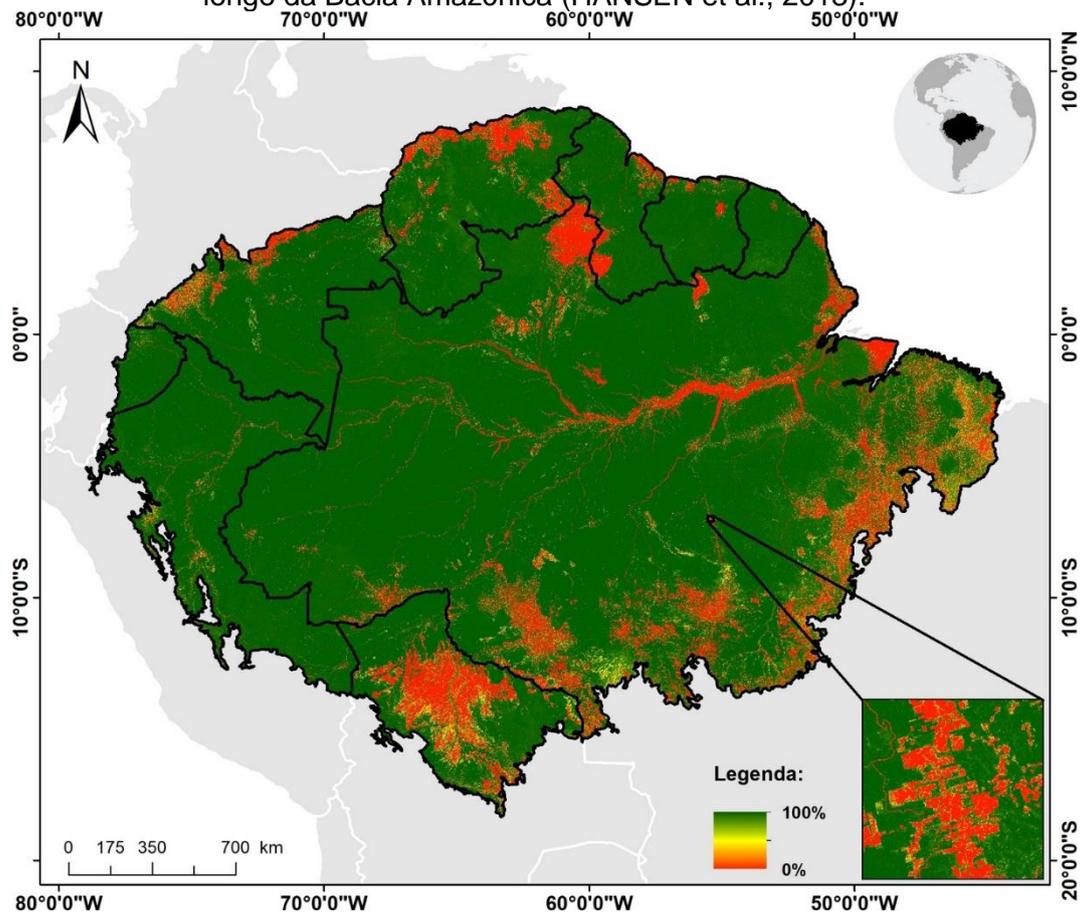
Todos os dados, de acesso livre, referentes à distribuição e dinâmica da cobertura florestal foram obtidos no site do Projeto Mudança Florestal Global (*Global Forest Change* - GFC). Foi utilizada a versão 1.3 do produto (https://earthenginepartners.appspot.com/science-2013-global-forest/download_v1.3.html).

3.2.1. Porcentagem de Cobertura de Árvores (*Percent Tree Cover*)

Este dado representa a porcentagem de toda a vegetação com altura superior à 5m na escala de um pixel com 30m de resolução espacial para o ano base de 2000 (HANSEN et al., 2013, 2014). Essa cobertura de árvores pode incluir áreas de florestas primárias, secundárias e plantadas (exemplo, pinus e eucalipto) (HANSEN et al., 2014).

A metodologia básica do dado consiste na integração entre mensurações de altura da vegetação coletadas em campo (dado de treinamento; variável independente) e dados derivados de sensoriamento remoto (variáveis independentes; dados Landsat), através de algoritmos de árvores de decisão supervisionados (HANSEN et al., 2003, 2011, 2013). A Figura 3.1 mostra a distribuição espacial desse dado ao longo da área de estudo.

Figura 3.1 – Distribuição espacial da porcentagem de cobertura de árvores ao longo da Bacia Amazônica (HANSEN et al., 2013).



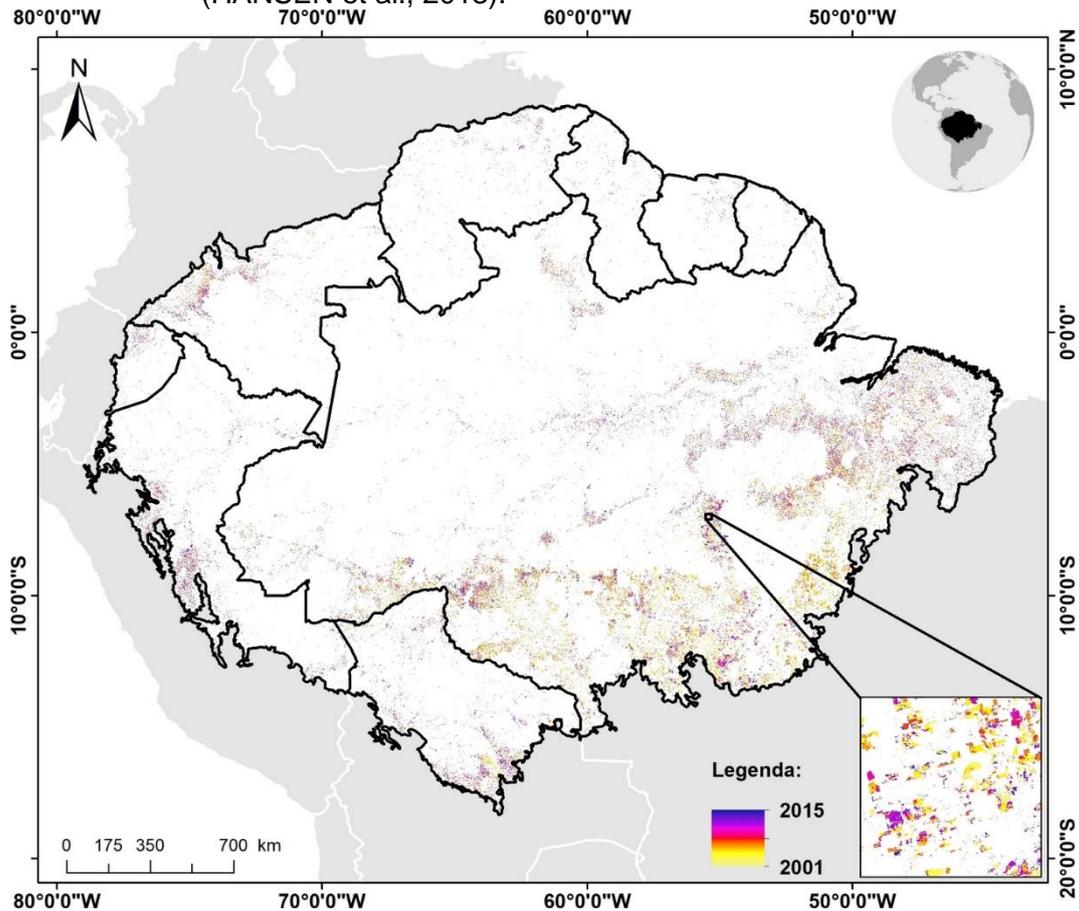
Fonte: Produção do autor.

3.2.2. Perda de Cobertura de Árvores (*Tree Cover Loss*)

O dado de perda de cobertura de árvores registra as mudanças florestais anuais, entre os anos de 2001 e 2015, na escala de um pixel com 30m de resolução espacial (dados Landsat).

As perdas de cobertura são registradas anualmente tomando como referência a cobertura de árvores para o ano de 2000. Essas perdas são definidas como o distúrbio que resulte na remoção ou mortalidade de toda a cobertura de árvores na escala do pixel, incluindo a remoção mecânica da vegetação, danos causados por intensos incêndios florestais e tempestades, incluindo ainda a mortalidade devido a doenças (HANSEN et al., 2013, 2014). A Figura 3.2 mostra a distribuição espacial desse dado na área de estudo.

Figura 3.2 – Distribuição espacial da perda de cobertura de cobertura de árvores entre os anos de 2001 e 2015 ao longo da Bacia Amazônica (HANSEN et al., 2013).



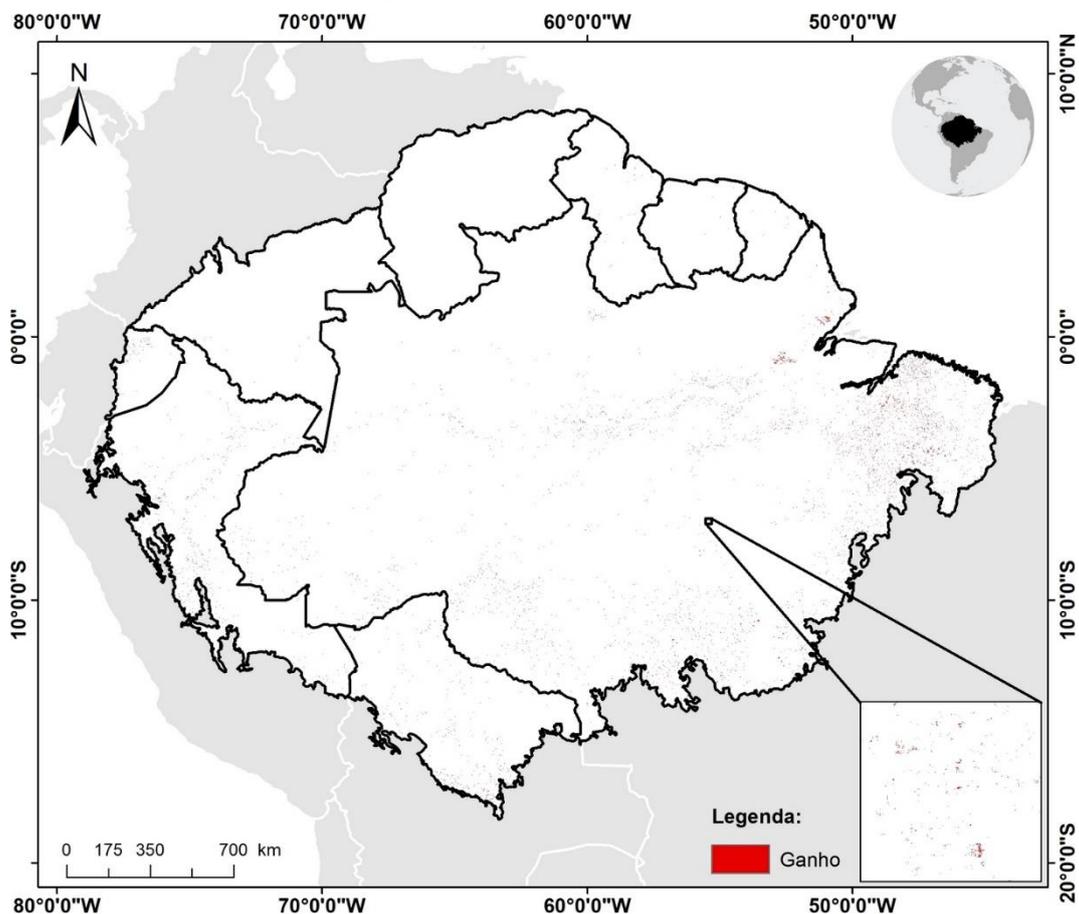
Fonte: Produção do autor.

A metodologia para identificar as perdas de cobertura de floresta, consta basicamente no uso de um algoritmo baseado em árvore de decisão (HANSEN et al., 2013). Esse algoritmo utiliza métricas espectrais derivadas dos dados Landsat 7 ETM+ e Landsat 8 OLI, que facilitam a identificação das mudanças que ocorrem na vegetação (HANSEN; DEFRIES, 2004; HANSEN; STEHMAN; POTAPOV, 2010; BROICH et al., 2011; POTAPOV et al., 2012; HANSEN et al., 2013). Amostras das áreas com mudança e sem mudanças na cobertura florestal são obtidas a partir de imagens de alta resolução espacial (imagens *Quickbird*, por exemplo), com o objetivo de treinar o algoritmo de árvore de decisão (HANSEN et al., 2013).

3.2.3. Ganho de Cobertura Florestal (*Tree Cover Gain*)

O dado de ganho de cobertura registra o estabelecimento de novas árvores (toda a vegetação com altura superior à 5m na escala de um pixel com 30m de resolução espacial) em áreas anteriormente sem cobertura, entre os anos de 2000 e 2012, na escala de um pixel com 30m de resolução espacial (dados Landsat). As áreas de ganho florestal podem incluir: vegetação secundária, e florestas plantadas estabelecidas entre 2000 e 2012. A Figura 3.3 mostra a distribuição espacial desse dado ao longo da área de estudo.

Figura 3.3 – Distribuição espacial do ganho de cobertura de árvores entre o ano de 2000 e 2012 ao longo da Bacia Amazônica (HANSEN et al., 2013).



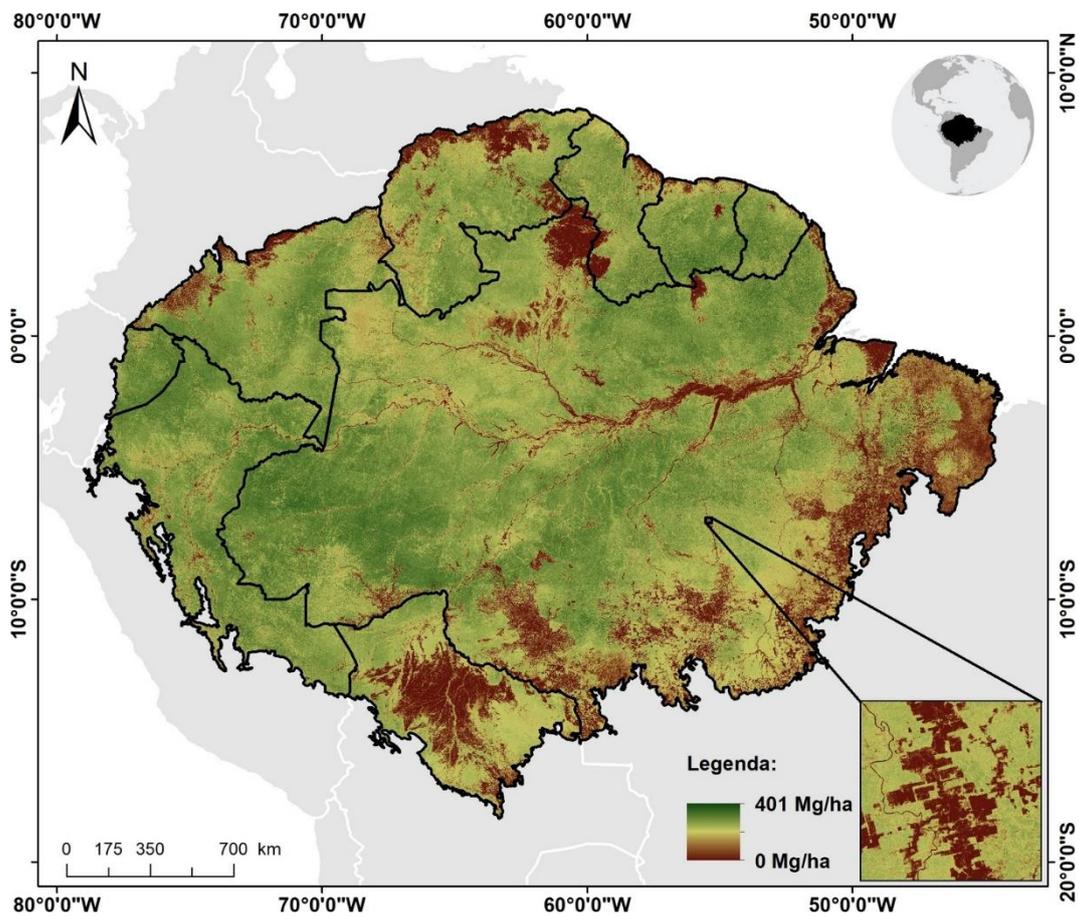
Fonte: Produção do autor.

A metodologia para identificar os ganhos de cobertura de floresta é semelhante à metodologia para a identificação das perdas florestais. No entanto, as amostras de treinamento são obtidas de áreas com ganho de cobertura de árvores.

3.2.4. Mapa da BAS (*Above Ground Biomass - AGB Map*)

Esse dado corresponde ao primeiro mapa de BAS em alta resolução espacial (30m), baseado na metodologia proposta por Baccini et al. (2012, 2017). O dado foi obtido livremente através do site do Projeto *Global Forest Watch* – GFW (<http://data.globalforestwatch.org>). A Figura 3.4 mostra a distribuição espacial desse dado ao longo da área de estudo. Adicionalmente, foi também obtido no site do GFW, o mapa de incertezas associado ao mapa de BAS.

Figura 3.4 – Distribuição espacial da Biomassa Acima do Solo referente ao ano de 2000 ao longo da Bacia Amazônica (BACCINI et al., 2017).



Fonte: Produção do autor.

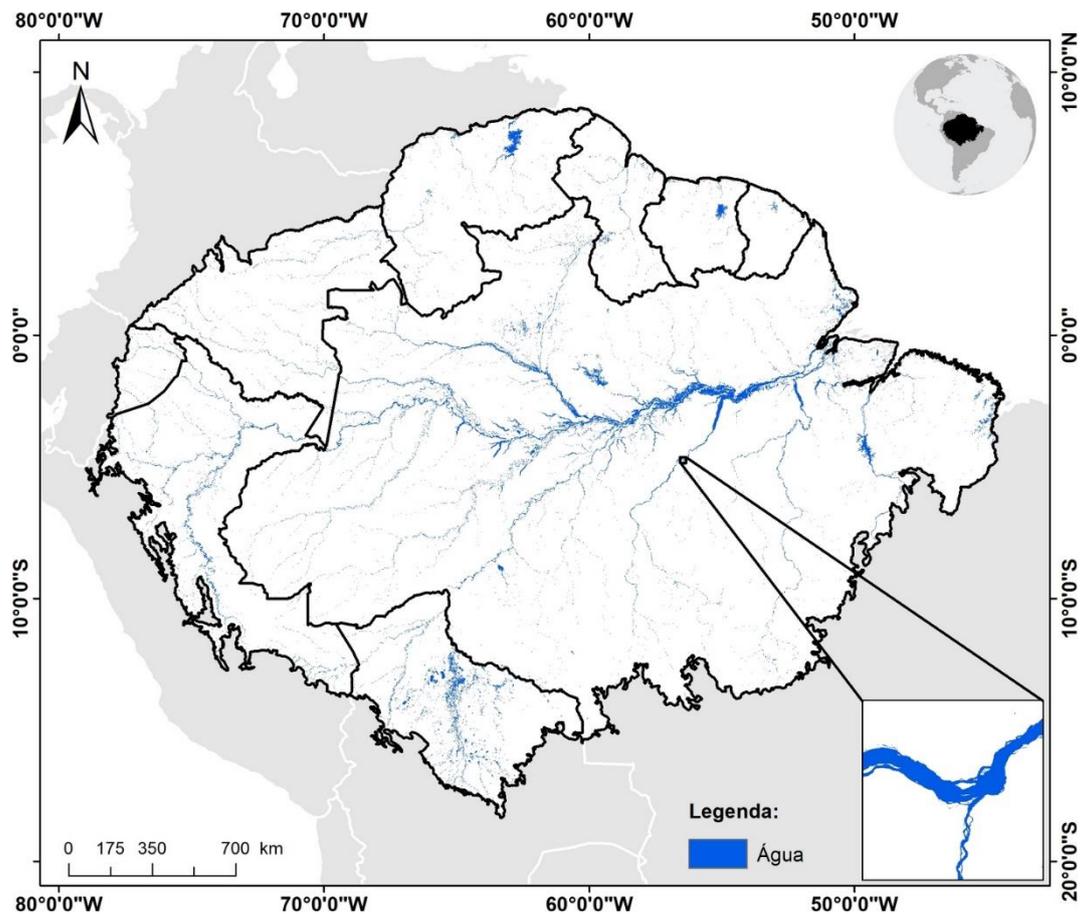
A metodologia de mapeamento da BAS é composta por três etapas (BACCINI et al., 2017). Na primeira etapa são realizadas mensurações diretas de árvores em campo (altura e diâmetros de fuste, por exemplo), posteriormente essas métricas são convertidas em BAS através de equações alométricas (CHAVE et al., 2005). Na segunda etapa regressões

são utilizadas para relacionar estatisticamente a BAS estimada em campo e métricas LiDAR (ICESat GLAS). O modelo gerado na etapa anterior é utilizado para estimar pseudo-inventários de BAS em todos os dados LiDAR GLAS disponíveis. Por fim, utilizando um algoritmo *Random Forest*, as estimativas de BAS dos pseudo-inventários são correlacionadas a variáveis como imagens de reflectância Landsat 7, altimetria (*Shuttle Radar Topography Mission* - SRTM) e variáveis biofísicas, resultando no mapa final de BAS.

3.2.5. Extensão Máxima de Água (*Maximum Water Extent*)

Esse dado corresponde a áreas que ao longo de 32 anos (1984 a 2015) estiveram pelo menos uma vez sob uma superfície de água. O dado possui resolução espacial de 30m e foi obtido através do site do *Global Surface Water* - GSW (Superfície Global de Água; <https://global-surface-water.appspot.com>). A Figura 3.5 mostra a distribuição espacial desse dado ao longo da área de estudo.

Figura 3.5 – Distribuição espacial da extensão máxima de água entre os anos de 1984 e 2015 ao longo da Bacia Amazônica (PEKEL et al., 2017).



Fonte: Produção do autor.

Para mapear a extensão máxima de água, Pekel et al. (2016) utilizaram uma série de imagens Landsat (sensores TM, ETM+ e OLI) entre os anos de 1984 a 2015. O principal objetivo foi classificar três alvos distintos, que constaram de água, terra e inválido (neve, gelo, nuvem ou erro no sensor).

Para executar a classificação dos alvos de interesse, um algoritmo de árvore de decisão foi utilizado. Essa árvore utilizou uma abordagem em que o conhecimento de especialista é integrado a atributos multiespectrais e multitemporais das imagens Landsat, além de dados auxiliares (mapas de sombra, gelo e lava, por exemplo) para separar as classes de interesse (PEKEL et al., 2016).

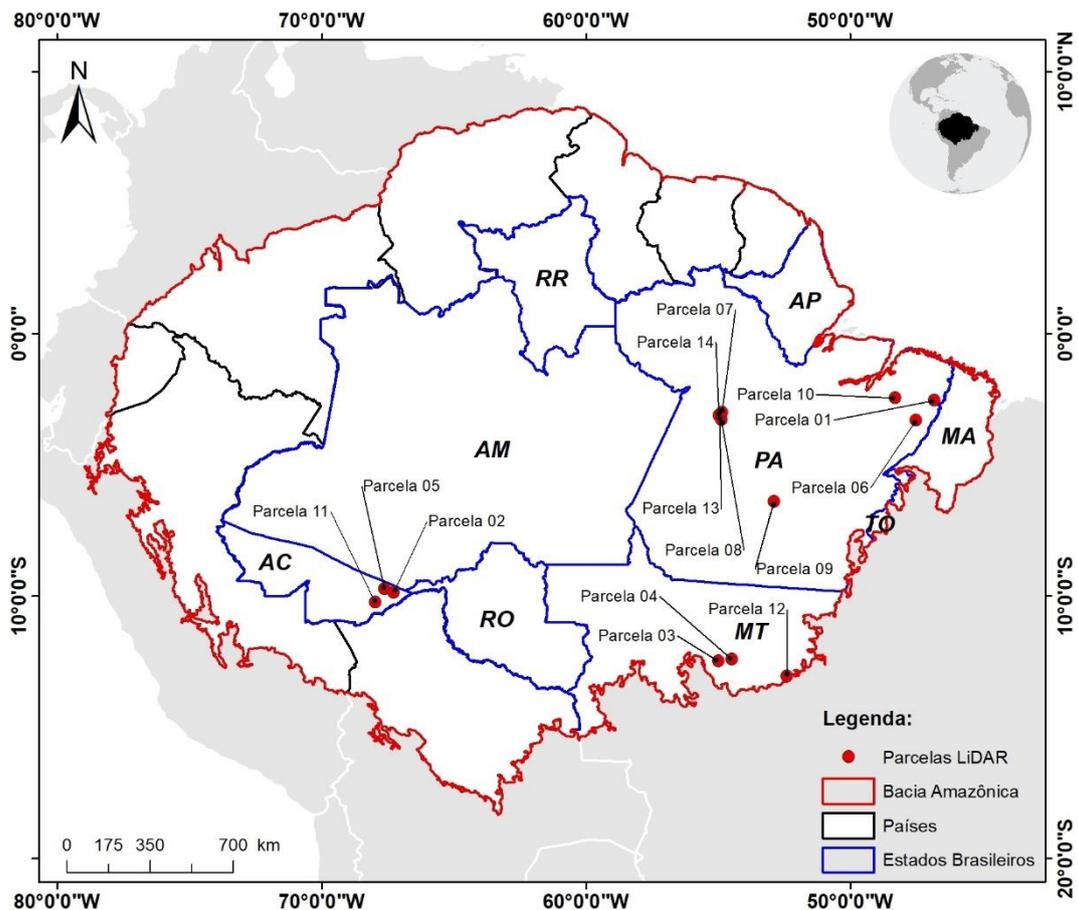
Os atributos multiespectrais constaram da elaboração de uma biblioteca para os três alvos de interesse, através da interpretação visual de mais de 9.149 cenas Landsat (PEKEL et al., 2016). Essa biblioteca constou de

informações das bandas espectrais, índices de vegetação e transformações IHS (Intensidade, Cor e Saturação) (PEKEL et al., 2016).

3.2.6. Dados LiDAR

Esses dados foram obtidos no âmbito do Projeto Paisagens Sustentáveis - PPS (<https://www.paisagenslidar.cnptia.embrapa.br>). Um total de 14 parcelas em 20 voos LiDAR (nuvens de pontos) foram utilizadas, perfazendo uma área de 153,17 km², coletadas entre os anos de 2012 e 2015. Somente as parcelas em áreas com bordas florestais foram consideradas (Figura 3.6). A descrição de cada parcela está detalhada na Tabela 3.1.

Figura 3.6 – Localização das 14 parcelas LiDAR utilizadas na pesquisa.



Fonte: Produção do autor.

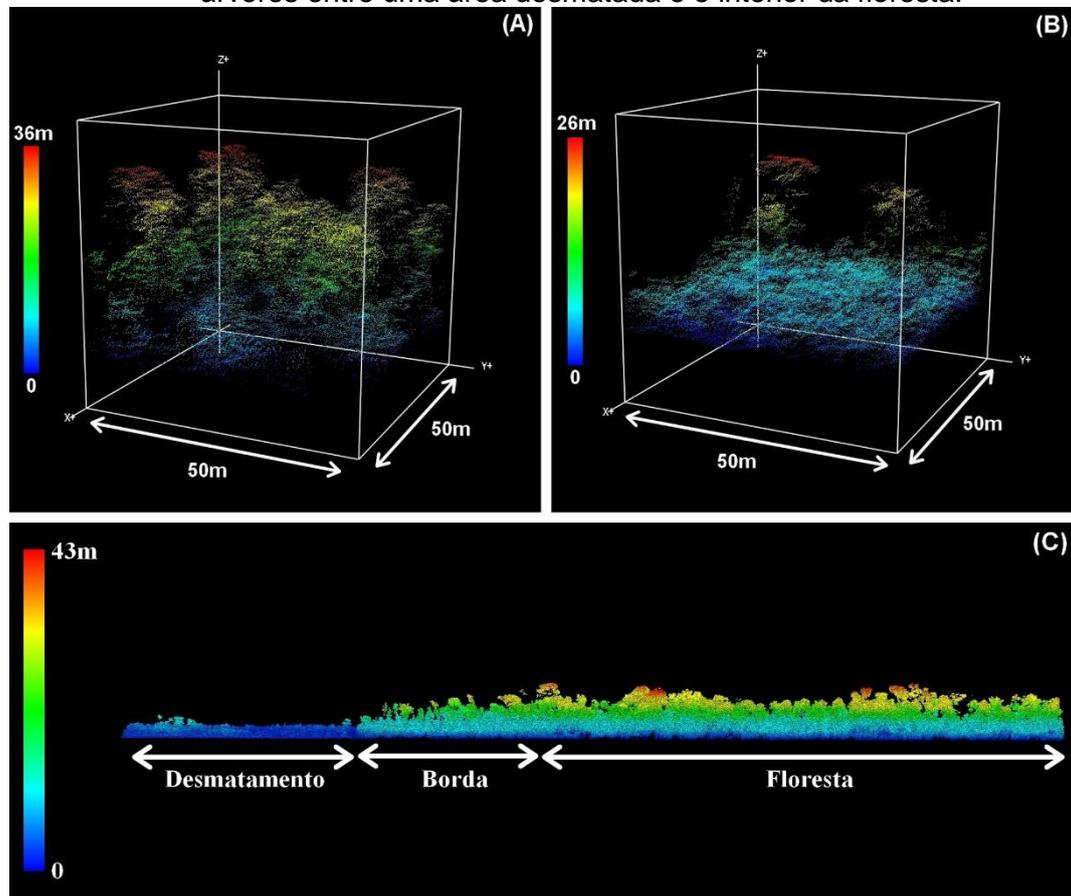
Tabela 3.1 – Identificação, localização e ano de aquisição dos dados LiDAR. PPS - Projeto Paisagens Sustentáveis.

Identificação	Referência no PPS	Estado	Aquisição	Área (km²)
Parcela 1	Fazenda Andiroba (Área 1)	Pará	2013 e 2014	10,00
Parcela 2	Bonal (Área 1)	Acre	2013	6,00
Parcela 3	Município de Feliz Natal (Área 1)	Mato Grosso	2013	12,00
Parcela 4	Município de Nova Ubiratã (Área 1)	Mato Grosso	2015	10,08
Parcela 5	Humaitá (Área 1)	Acre	2013	5,00
Parcela 6	Município de Paragominas I (Área 1)	Pará	2013 e 2014	10,00
Parcela 7	Santarém III (Área 1)	Pará	2015	4,13
Parcela 8	Santarém III (Área 2)	Pará	2015	5,91
Parcela 9	São Félix do Xingu (Área 1)	Pará	2012	9,92
Parcela 10	Tomé-Açu (Área 1)	Pará	2013	9,83
Parcela 11	Talismã (Área 1)	Acre	2013 e 2014	5,00
Parcela 12	Fazenda Tanguro (Área 1)	Mato Grosso	2012 e 2014	10,05
Parcela 13	Floresta Nacional do Tapajós (Área 2)	Pará	2012 e 2013	3,40
Parcela 14	Floresta Nacional do Tapajós (Área 3)	Pará	2012 e 2013	6,70

Fonte: Produção do autor.

A Figura 3.7a e 3.7b, apresentam respectivamente, uma área no interior da floresta, com alta densidade de árvores, atingindo até 36m de altura e uma área de borda com árvores mais espaçadas atingindo até 26m de altura. A Figura 3.7c representa o perfil transversal de uma nuvem de pontos LiDAR, onde é possível observar o gradiente existente na estrutura da floresta das regiões de borda até ao interior da floresta. Esses dados conseguem representar com grande detalhamento a diferença entre a estrutura de florestas intactas e degradadas.

Figura 3.7 – Exemplo de nuvens de pontos LiDAR extraídas da Parcela 1 (2013). (a) região no interior da floresta, (b) região em uma área de borda florestal e (c) perfil transversal mostrando o gradiente de altura das árvores entre uma área desmatada e o interior da floresta.



Fonte: Produção do autor.

Os dados utilizados possuem parâmetros de aquisição semelhantes, com o uso de sensor aerotransportado. Os pulsos de laser desse sensor operam na região do Infravermelho Próximo do espectro eletromagnético (1.064 nanômetros). Este comprimento de onda é utilizado pois a vegetação

apresenta uma maior reflectância, proporcionando assim, um melhor sinal de retorno para o sensor em relação a outros comprimentos de onda (PONZONI; SHIMABUKURO; KUPLICH, 2015).

Todos os levantamentos foram realizados pela empresa Geoid Laser Mapping LTDA. (Belo Horizonte - MG). Os levantamentos realizados em 2012 utilizaram o instrumento ALTM 3100 (Optech Inc.), entre 2013 e 2014 foi utilizado o instrumento ALTM Orion M-200 (Optech Inc.), por fim, para o ano de 2015 foi utilizado o instrumento ALTM Orion-M300 (Optech Inc.). Os três equipamentos operam a uma frequência de sistema de 100 KHz e de escaneamento de 61,4 Hz.

A Tabela 3.2 detalha as especificações técnicas de cada levantamento. Os voos foram realizados com altitude média variando entre 723 e 900 metros. Os voos apresentam uma sobreposição média de 65%, com variação de ângulo fora do nadir entre 5,5 a 5,6 graus. Cerca de 99,5% da área das parcelas apresentam uma densidade de pontos de retorno maior ou igual a 4 pontos m^{-2} , sendo necessária essa densidade mínima para evitar inconsistências nas métricas executadas (LEITOLD et al., 2015).

Parte das parcelas aqui utilizadas foi impactada em algum momento até o ano de 1990 por atividades de exploração madeireira (corte seletivo, por exemplo), principalmente nas parcelas localizadas no estado do Pará e Mato Grosso (LONGO et al., 2016). Na Tabela 3.3 são detalhados os históricos de degradação das parcelas aqui utilizadas.

Tabela 3.2 – Informações técnicas dos dados LiDAR utilizados.

Voos	Ano de Aquisição	Densidade Média dos Retornos (pontos m⁻²)	Densidade Média do Primeiro Retorno (pontos m⁻²)	Altitude Média do Voos (m)	Campo de Visada (graus)	Sobreposição entre Voos (%)
Parcela 1	2013	16,80	9,30	853,40m	11,00	65
Parcela 1	2014	38,20	17,20	853,40m	11,00	65
Parcela 2	2013	33,39	15,57	900,00m	11,10	65
Parcela 3	2013	38,34	25,84	853,00m	9,80	65
Parcela 4	2015	38,59	29,82	850,00m	12,00	65
Parcela 5	2013	66,61	30,48	900,00m	11,10	65
Parcela 6	2013	11,78	6,58	853,40m	11,00	65
Parcela 6	2014	40,00	17,75	853,40m	11,00	65
Parcela 7	2015	49,53	26,40	850,00m	12,00	65
Parcela 8	2015	58,67	29,16	850,00m	12,00	65
Parcela 9	2012	30,10	20,40	850,00m	11,00	65
Parcela 10	2013	24,25	15,14	853,40m	9,80	65
Parcela 11	2014	40,70	18,40	900,00m	11,10	65
Parcela 11	2013	10,80	5,20	900,00m	11,10	65
Parcela 12	2012	13,70	7,05	850,00m	11,00	65
Parcela 12	2014	41,05	16,70	853,00m	10,00	65
Parcela 13	2012	36,90	23,11	850,00m	11,10	65
Parcela 13	2013	29,95	17,12	853,40m	11,00	65
Parcela 14	2012	38,90	23,90	850,00m	11,10	65
Parcela 14	2013	29,95	17,12	853,40m	11,00	65

Fonte: Produção do autor.

Tabela 3.3 – Histórico de degradação das parcelas.

Referência PPS	Estado	Incêndios?	Ano do Incêndio	Referência
Fazenda Andiroba (Área 1)	Pará	Sim	2001 e 2009	Longo et al. (2016)
Bonal (Área 1)	Acre	Sim	2010	Longo et al. (2016) e Sato et al (2016)
Município de Feliz Natal (Área 1)	Mato Grosso	Sim	2005, 2007, 2010 e 2012	Morton et al. (2013)
Município de Nova Ubiratã (Área 1)	Mato Grosso	---	---	---
Humaitá (Área 1)	Acre	Sim	2005	Longo et al. (2016) e Sato et al (2016)
Município de Paragominas I (Área 1)	Pará	---	---	---
Santarém III (Área 1)	Pará	---	---	---
Santarém III (Área 2)	Pará	---	---	---
São Félix do Xingu (Área 1)	Pará	Sim	---	Longo et al. (2016)
Tomé-Açu (Área 1)	Pará	---	---	---
Talismã (Área 1)	Acre	Sim	2010	Longo et al. (2016) e Sato et al (2016)
Fazenda Tanguro (Área 1)	Mato Grosso	Sim	2004 a 2010	Brando et al. (2014)
Floresta Nacional do Tapajós (Área 2)	Pará	---	---	---
Floresta Nacional do Tapajós (Área 3)	Pará	---	---	---

Fonte: Produção do autor.

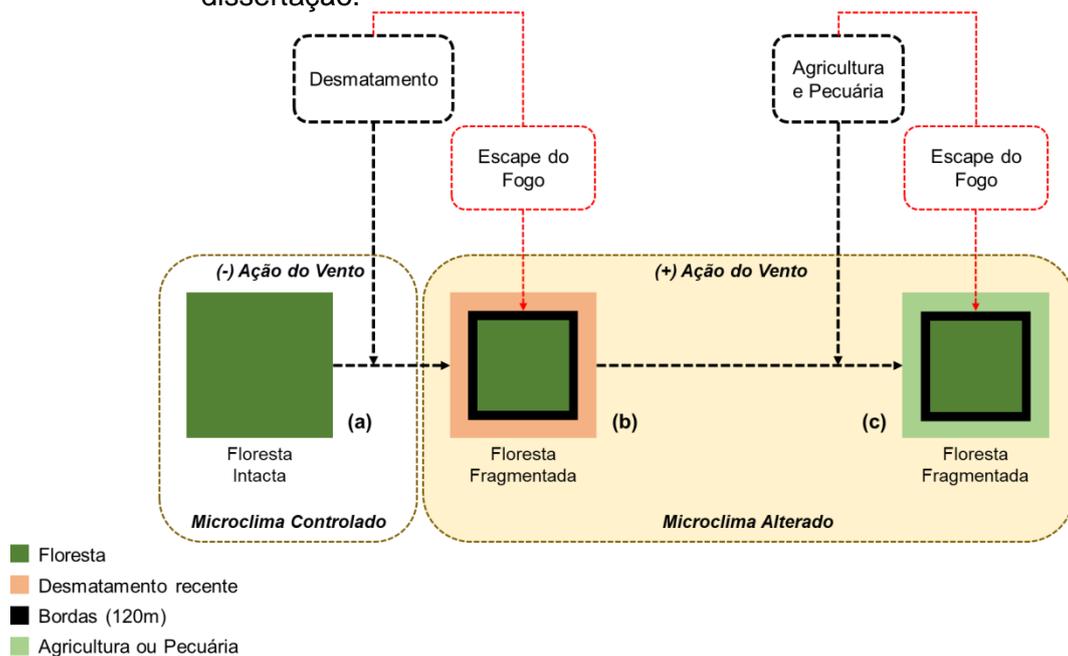
3.3. Modelo conceitual

Para a presente dissertação, considera-se como floresta as áreas com cobertura de árvores maior ou igual a 80%, que não tenha sido inundada entre 1984 e 2015 (para evitar falsas detecções de desmatamento) e que não corresponda às áreas de ganho de cobertura entre 2000 e 2012. Essas áreas podem incluir florestas primárias, secundárias e plantadas (as duas últimas, anteriores ao ano 2000). Além disso, considera-se como estoque de C (ou massa total de C) a fração de 50% da Biomassa Acima do Solo - BAS (BACCINI et al., 2012).

O desmatamento é aqui definido como a perda de cobertura de árvores nas áreas definidas anteriormente como floresta. Essas perdas são em sua grande maioria relativas ao “corte raso”, mortalidade de árvores por incêndios florestais ou doenças, podendo incluir ainda áreas de colheita de florestas plantadas.

A Figura 3.8 mostra o modelo conceitual adotado para a presente dissertação. Foram considerados três momentos para as florestas: (a) floresta primária ou secundária contínua; (b) floresta fragmentada; e (c) floresta fragmentada em fronteira de áreas agrícolas e pecuárias.

Figura 3.8 – Organograma do modelo conceitual adotado para a presente dissertação.



Fonte: Produção do autor.

No modelo conceitual considerou-se que uma floresta contínua (a) possui um microclima controlado (maior umidade e menor temperatura), maior resistência às ações dos ventos devido à sua estrutura e menor suscetibilidade ao fogo (LAURANCE et al., 2017). No entanto, uma floresta anteriormente contínua pode ser fragmentada devido ao desmatamento, resultando em áreas de contato (b e c) denominadas bordas florestais (HARPER et al., 2005).

Nas bordas florestais são observadas mudanças físicas e bióticas, que influenciam a dinâmica e composição das comunidades de plantas e animais (LAURANCE et al., 2017). Essas mudanças são diversas, em diferentes níveis de penetrabilidade (BROADBENT et al., 2008; LAURANCE et al., 2017). A perda dos estoques de C, por exemplo, é significativa nos 100 primeiros metros das bordas florestais (LAURANCE, 1997).

Dessa maneira, assumiu-se haver perda nos estoques de C somente nas bordas florestais com 120m (devido à resolução espacial dos dados; 4

pixels de 30m) e nenhuma alteração nas áreas do interior da floresta (áreas com distância superior a 120m, consideradas como áreas controle).

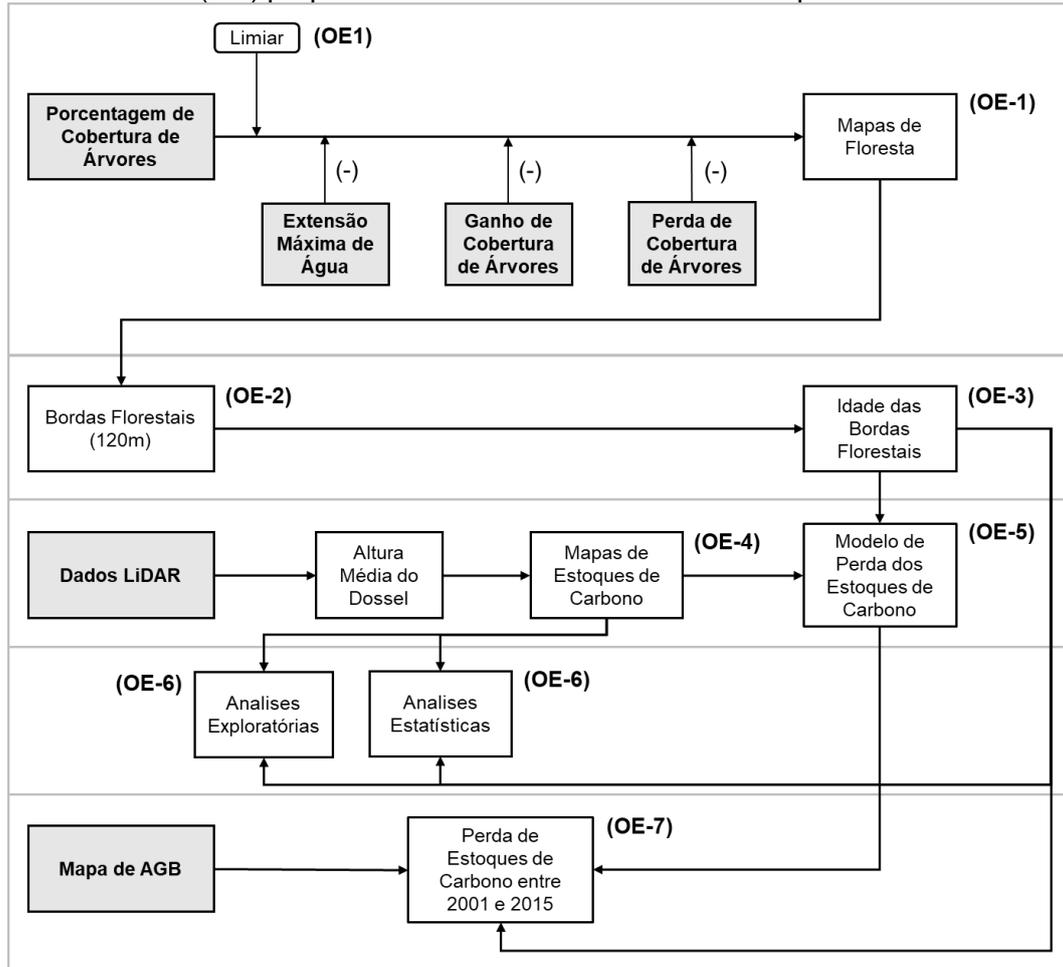
A perda dos estoques de C descrita anteriormente, é comumente associada ao aumento abrupto da mortalidade da vegetação após a formação das áreas de borda, devido às alterações no microclima local, além da mortalidade de grandes árvores devido ao aumento da turbulência dos ventos (FERREIRA; LAURANCE, 1997; LAURANCE, 1997). No entanto, além dos efeitos descritos anteriormente e devido à localização das parcelas LiDAR aqui utilizadas, considerou-se também, a mortalidade de árvores devido ao fogo (BRANDO et al., 2014) que escapa do manejo de áreas recém desmatadas e das áreas de agricultura e pecuária (CANO-CRESPO et al., 2015).

Tendo em vista que a exploração madeireira na região dos voos LiDAR ocorreram até a década de 1990 e que esta exploração não se restringe a áreas de borda, desconsiderou-se também a possibilidade de redução dos estoques de C devido à esse tipo de degradação (BALCH et al., 2015).

3.4. Métodos

Os métodos da pesquisa foram estruturados com base nos objetivos específicos e é resumida na Figura 3.9. O detalhamento de cada etapa é apresentado a seguir.

Figura 3.9 – Organograma da metodologia adotada para a presente dissertação. Cada etapa metodológica refere-se a um dos objetivos específicos (OE) propostos. As caixas cinza são os dados primários de entrada.



Fonte: Produção do autor.

3.4.1. Limiar de conversão dos dados de Porcentagem de Cobertura de Árvores em mapas de floresta (OE-1)

Para identificar o melhor limiar que defina as áreas de floresta com base na porcentagem de cobertura de árvores, foi definida a metodologia descrita abaixo.

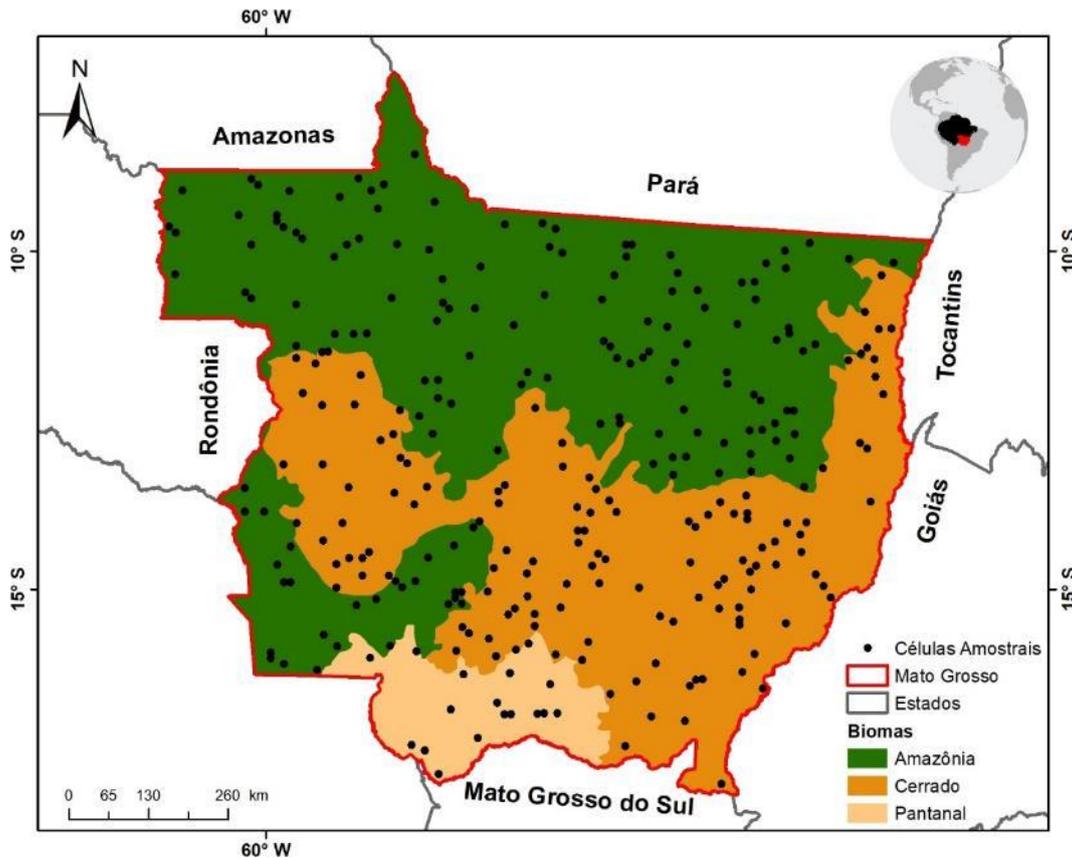
O estado de Mato Grosso (área total de 903.366 km²) foi utilizado como área de estudo para essa etapa da metodologia. Devido à variabilidade climática e de relevo do terreno, essa região possui uma biodiversidade complexa, compreendendo três biomas brasileiros: o Pantanal, a Amazônia e o Cerrado (SHIMABUKURO et al., 2015). A vegetação nessa região varia entre campos alagados na região do Pantanal, passando por áreas de savanas e campos naturais no Cerrado, até densas florestas perenes e decíduas na Amazônia (MIETTINEN et al., 2016). A porção amazônica compreende o “Arco do Desmatamento”, área de intensa atividade de desmatamento que faz fronteira com a região de Cerrado (INPE, 2008). Portanto, devido a heterogeneidade biofísica dessa região, assumiu-se que ela representa a variabilidade da Bacia.

Primeiramente, foi definido empiricamente um conjunto de cinco possíveis limiares, partindo de um mais conservador, a outro menos conservador: 10-100%, 80-100%, 85-100%, 90-100% e 95-100%. A partir desses limiares, 5 mapas de floresta foram elaborados.

Considerou-se como referência para a etapa de validação, a delimitação de floresta definida pelo Projeto de Monitoramento da Floresta Amazônica Brasileira por Satélite - PRODES, referente ao ano 2000 (INPE, 2017).

Para a etapa de validação, foram definidas aleatoriamente 300 células (10 por 10 km) ao longo da área de estudo (Figura 3.10). Do total de células, 150 (50%) corresponderam ao Bioma Amazônia, 132 (44%) ao Bioma Cerrado e 18 (6%) ao Bioma Pantanal.

Figura 3.10 – Representação do estado do Mato Grosso, seus respectivos biomas e a distribuição espacial das células amostrais.



Fonte: Produção do autor.

Utilizando as 300 células, foi calculada a porcentagem da classe de floresta para cada um dos cinco mapas gerados através dos cinco limiares propostos. Da mesma forma, calculou-se a porcentagem de floresta no mapa de referência.

Seguindo a metodologia proposta por Shimabukuro et al. (2015), realizaram-se regressões lineares entre os valores de porcentagem de floresta amostrados em cada um dos cinco mapas baseados nos limiares e os valores calculados no mapa de referência. Foram calculados o intercepto da equação, assim como, o coeficiente de determinação (R^2) e o valor-p associado.

Por fim, foi realizado uma análise utilizando a Amazônia Legal Brasileira como área de estudo. Para isso, as taxas oficiais de desmatamento da região (INPE, 2017) foram comparadas aos dados de desmatamento desenvolvido por Hansen et al. (2013) em sua forma original (sem aplicação

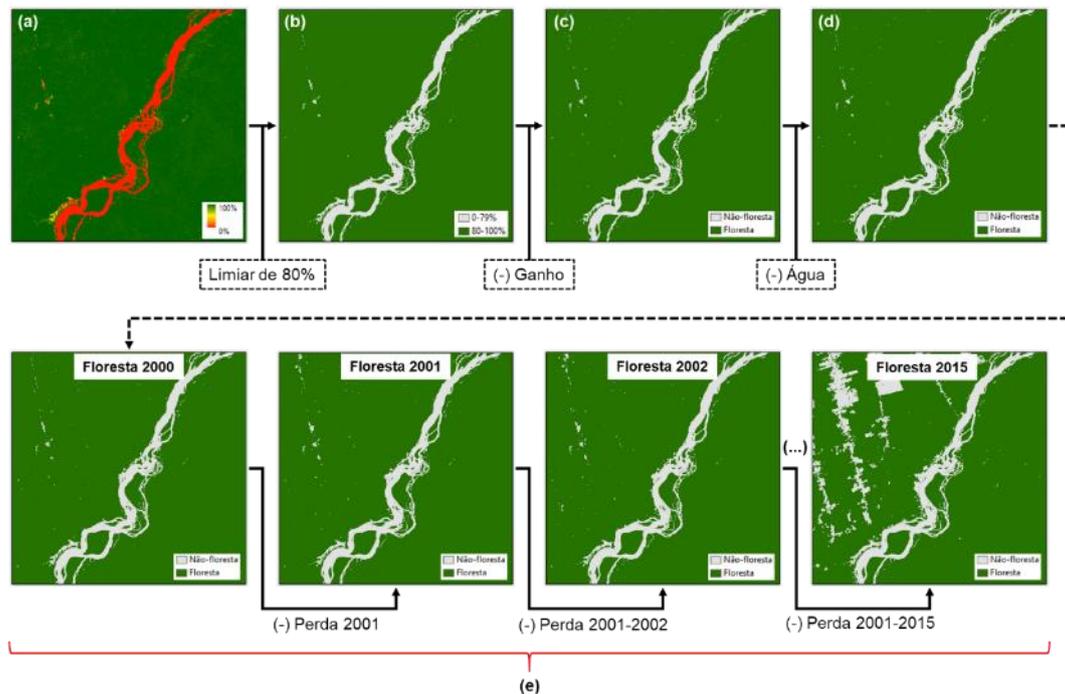
de qualquer limiar ou filtragem), com o limiar de 80% e utilizando a abordagem aqui proposta (com a aplicação do limiar de 80% e a filtragem das áreas de ganho florestal e de cobertura de água).

3.4.2. Quantificação das áreas de bordas florestais sujeitas à perda de estoques de C ao longo da Bacia Amazônica (OE-2)

A metodologia descrita abaixo foi utilizada para identificar e quantificar as bordas florestais sujeitas à perda de estoques de C (bordas de 120m).

Em uma primeira etapa foi elaborado o mapa inicial de floresta, referente ao ano de 2000. Para isso, o dado original de porcentagem de cobertura de árvores (Figura 3.11a) foi classificado em duas classes com base no limiar de 80% (consultar a sessão 4.1). Dessa maneira, o mapa resultante (Figura 3.11b) passou a possuir a classe 0-79% (Não-floresta) e a classe 80-100% (Floresta). Nessa mesma etapa, as áreas do mapa anterior que apresentaram ganho de cobertura de árvores foram classificadas como Não-floresta (Figura 3.11c), assim como, as áreas com cobertura de água (Figura 3.11d). Os procedimentos anteriores foram necessários para remover das análises as áreas de vegetação secundária e áreas de florestas periodicamente alagadas.

Figura 3.11 – Etapas metodológicas para a obtenção dos mapas anuais de floresta.



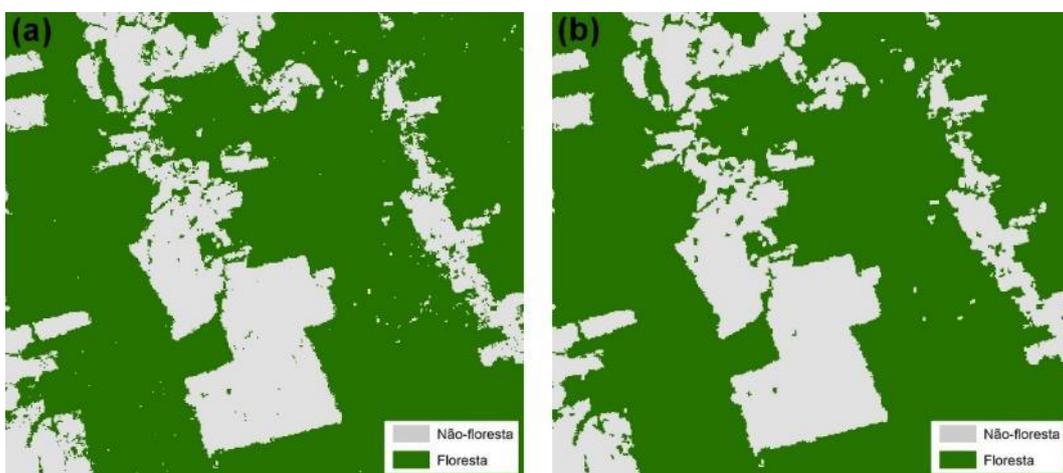
Fonte: Produção do autor.

Em uma última etapa (Figura 3.11e), tomando como partida o mapa de floresta do ano 2000 elaborado na etapa anterior, foram obtidos os mapas para os anos seguintes. Assim, o mapa do ano de 2001 foi obtido atribuindo como Não-floresta no mapa de 2000 as áreas com perda de cobertura florestal em 2001. Para os anos seguintes o mesmo procedimento foi adotado, no entanto, foi considerada a perda de cobertura de árvores acumulada (2001-2015 para o mapa de floresta de 2015, por exemplo). Dessa forma, 16 mapas de floresta foram obtidos para a Bacia Amazônica.

Adicionalmente, em todos os 16 mapas de floresta, foi aplicado um filtro com o objetivo de reduzir a quantidade de pixels isolados nas classes. Esse efeito de pixels isolados ao longo dos mapas é conhecido como “sal-e-pimenta”, podendo ser resultado da metodologia de mapeamento das perdas florestais, que é realizado pixel a pixel, mas também, pelo efeito de áreas com grande recorrência de nuvens, principalmente no norte da Amazônia, onde o classificador pode incluir como perda pixels isolados correspondentes à sombra recorrente de nuvens, por exemplo.

Optou-se por usar o filtro *GDAL Sieve*, pois este não degrada as bordas das classes (GDAL DEVELOPMENT TEAM, 2017a). Sua principal função é substituir polígonos de uma dada classe que sejam menores que um limiar definido (tamanho fornecido em número de pixels) por uma outra classe vizinha de maior frequência (GDAL DEVELOPMENT TEAM, 2017b). Esse procedimento possibilita que as classes fiquem mais homogêneas. Utilizou-se o limiar de 5 pixels. A Figura 3.12 mostra um exemplo de uma área antes (Figura 3.12a) e depois da aplicação do filtro (Figura 3.12b).

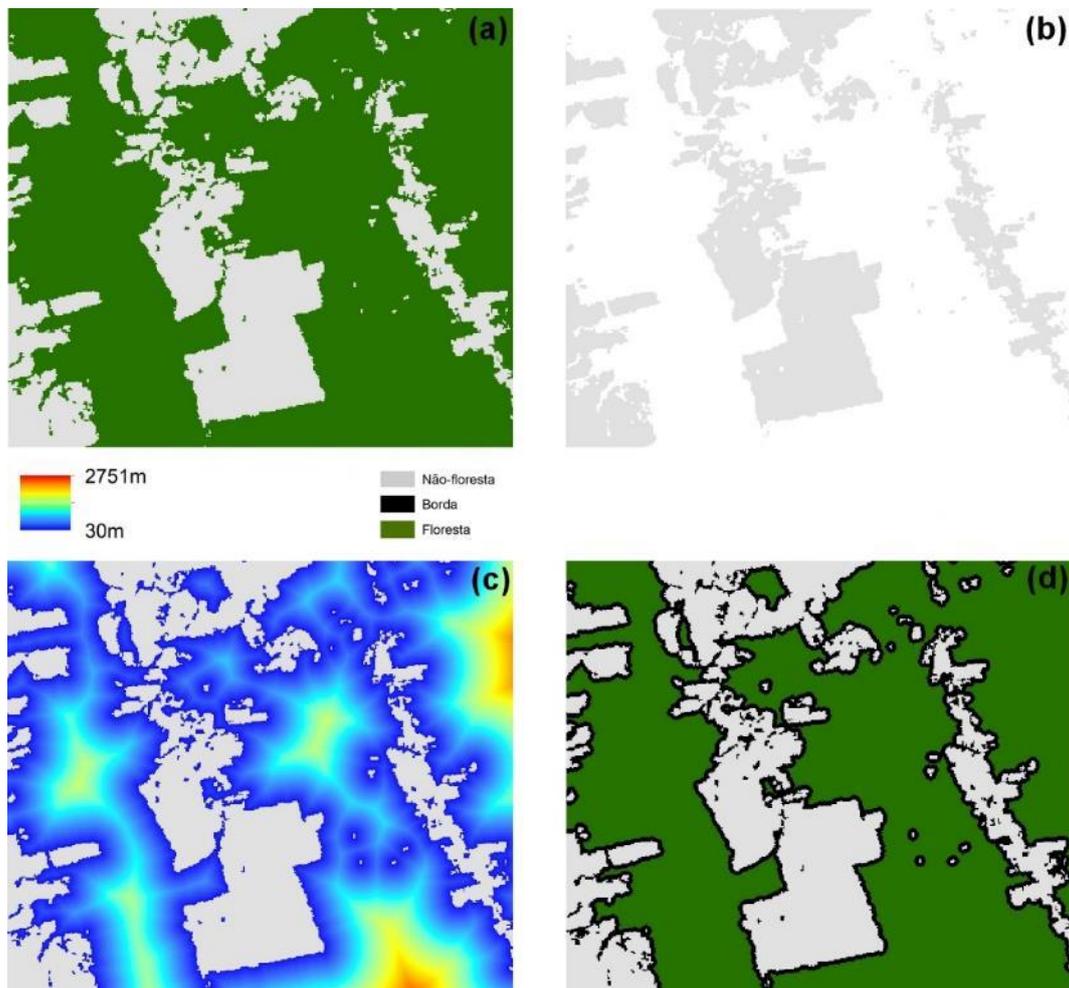
Figura 3.12 – Exemplo de uma área antes (a) e depois (b) da aplicação do filtro.



Fonte: Produção do autor.

Após a etapa de filtragem dos mapas, procedeu-se com a identificação das bordas florestais (Figura 3.13). Para isso, a partir da classe não-floresta (Figura 3.13b) foi calculada a distância euclidiana em direção à classe de floresta (Figura 3.13c). Posteriormente, as distâncias da borda obtidas anteriormente foram agrupadas em três classes (Figura 3.13d): Não-floresta, distância igual a 0m; Bordas, distância maior que 0m e menor ou igual a 120m; e Floresta, distância maior que 120m.

Figura 3.13 – Etapas para identificar as bordas florestais. Classes de floresta e não-floresta (a), Classe de não-floresta isolada (b), distância euclidiana (c) e bordas florestais mapeadas (d).



Fonte: Produção do autor.

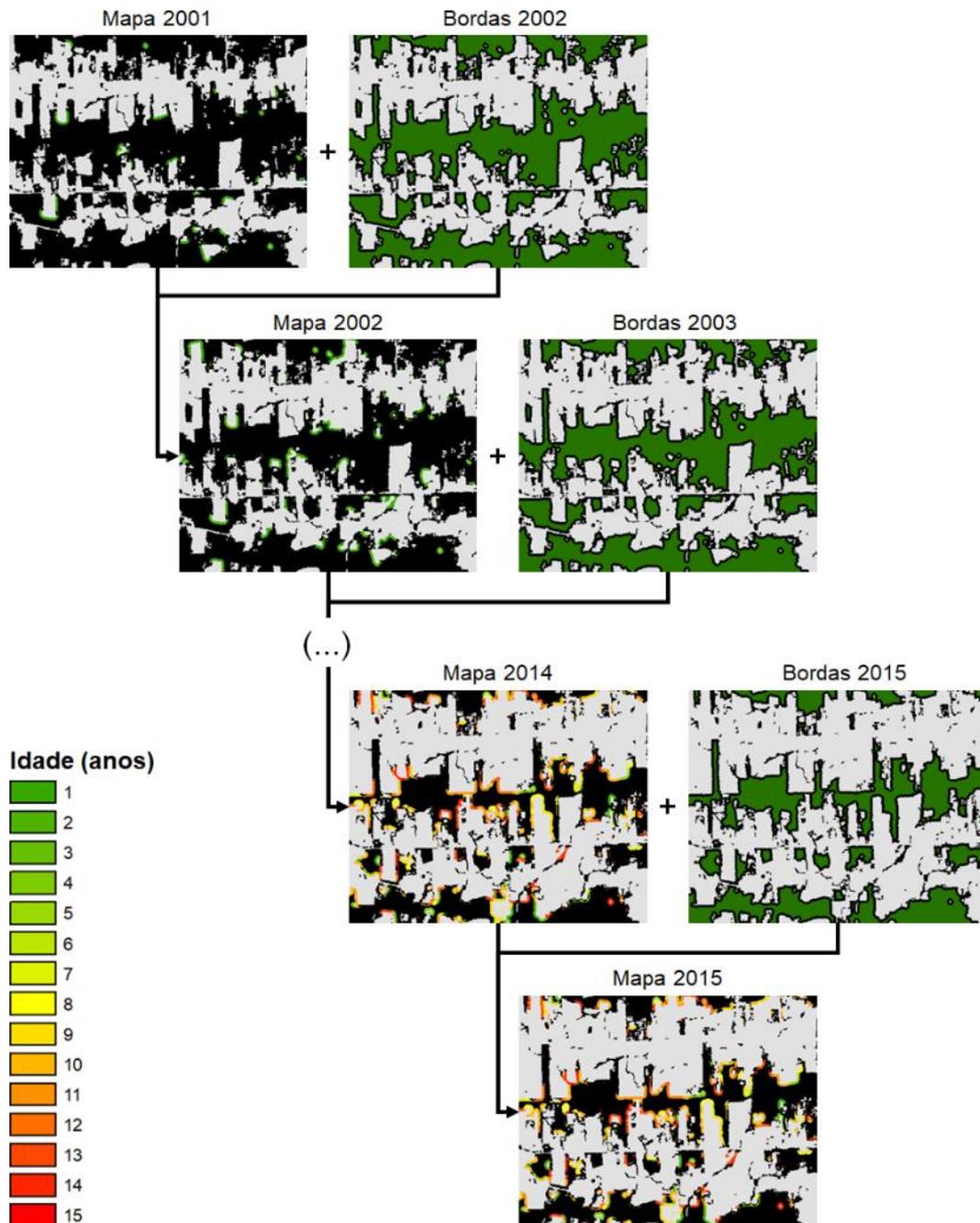
Posteriormente, somente as bordas correspondentes ao intervalo temporal de 2001 a 2015 foram consideradas nas análises. Para isso, as bordas do ano de 2000 (total de 416.793 km²) foram utilizadas para excluir as bordas anteriores ao ano de 2001, pois não seria possível identificar a idades dessas bordas, conforme sugerido por Numata et al. (2010).

3.4.3. Estimativa da idade das bordas florestais (OE-3)

Para a estimativa da idade das bordas florestais mapeadas anteriormente, foi adotada a metodologia descrita abaixo.

Primeiramente os mapas com as bordas florestais foram convertidos para mapas binários, onde foi atribuído o valor 1 para a classe borda e 0 para as classes de floresta e não-floresta. Posteriormente, utilizando o processo denominado álgebra de mapas (BARBOSA, 1999), cada mapa binário, a partir do ano de 2001, foi somado ao mapa do ano seguinte até que o último mapa de idade foi obtido (ano de 2015), conforme esquematizado na Figura 3.14. Assim, a somatória final de cada mapa corresponde à idade das bordas florestais.

Figura 3.14 – Metodologia para o cálculo das idades nas bordas florestais.

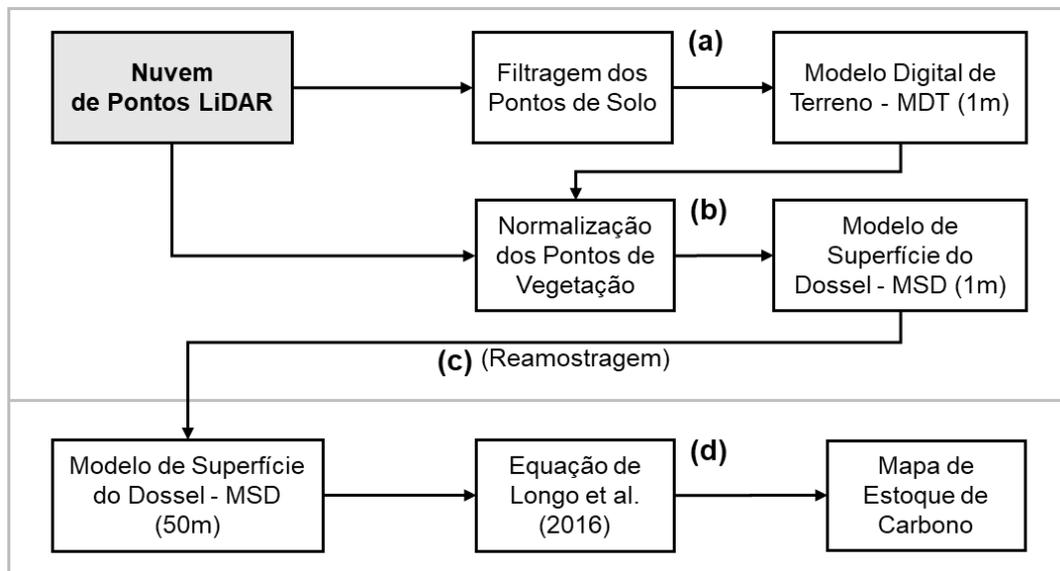


Fonte: Produção do autor.

3.4.4. Mapeamento dos estoques de C utilizando dados LiDAR (OE-4)

A metodologia para a estimativa dos estoques de C utilizando os dados LiDAR é descrita na Figura 3.15. Os procedimentos incluíram: a elaboração dos Modelos Digitais de Terreno (MDT), elaboração dos Modelos de Superfície do Dossel (MSD), a reamostragem do MSD e o cálculo dos estoques de C.

Figura 3.15 – Fluxograma metodológico utilizado para obter os mapas de estoques de carbono baseados nos dados LiDAR. As caixas cinza são os dados primários de entrada.



Fonte: Produção do autor.

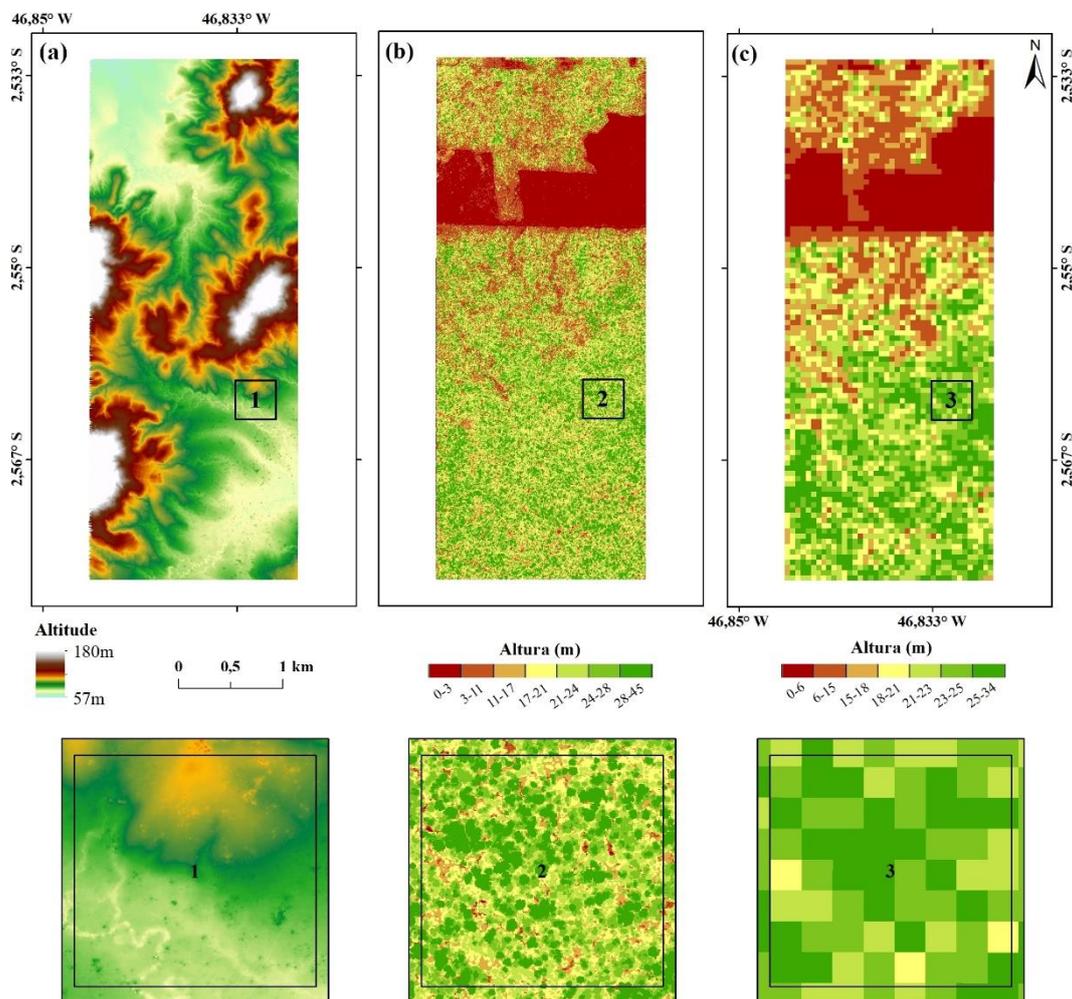
Todos os dados LiDAR foram processados utilizando o software FUSION 3.60 (MCGAUGHEY, 2016). Com essa ferramenta é possível extrair dos dados LiDAR informações como o número de retornos, intensidade, altura do dossel e dados topográficos (SATO et al., 2016).

Primeiramente, foi realizada a filtragem dos pontos de solo derivados da nuvem de pontos LiDAR, que em seguida foi convertida para um Modelo Digital de Terreno - MDT com resolução espacial de um metro (Figura 3.15a e Figura 3.16a). Para isso foi utilizada a metodologia adaptada de Kraus e Pfeifer (1998) (MCGAUGHEY, 2016). Posteriormente os pontos relativos à vegetação foram normalizados em relação ao MDT, com o objetivo de converter os valores que anteriormente estavam em altitude para altura,

sendo possível então a elaboração do Modelo de Superfície do Dossel - MSD com um metro de resolução espacial (Figura 3.15b e Figura 3.16b).

Seguindo a metodologia proposta por Longo et al. (2016), o MSD foi reamostrado para a resolução espacial de 50m através da média dos valores originais correspondentes em um metro (Figura 3.15c e Figura 3.16c).

Figura 3.16 – Dados LiDAR da Floresta Nacional do Tapajós (Parcela 13) no estado do Pará. (A) Modelo Digital de Terreno. (B) Modelo de Superfície do Dossel (1m). (C) Modelo de Superfície do Dossel (50m).



Fonte: Produção do autor.

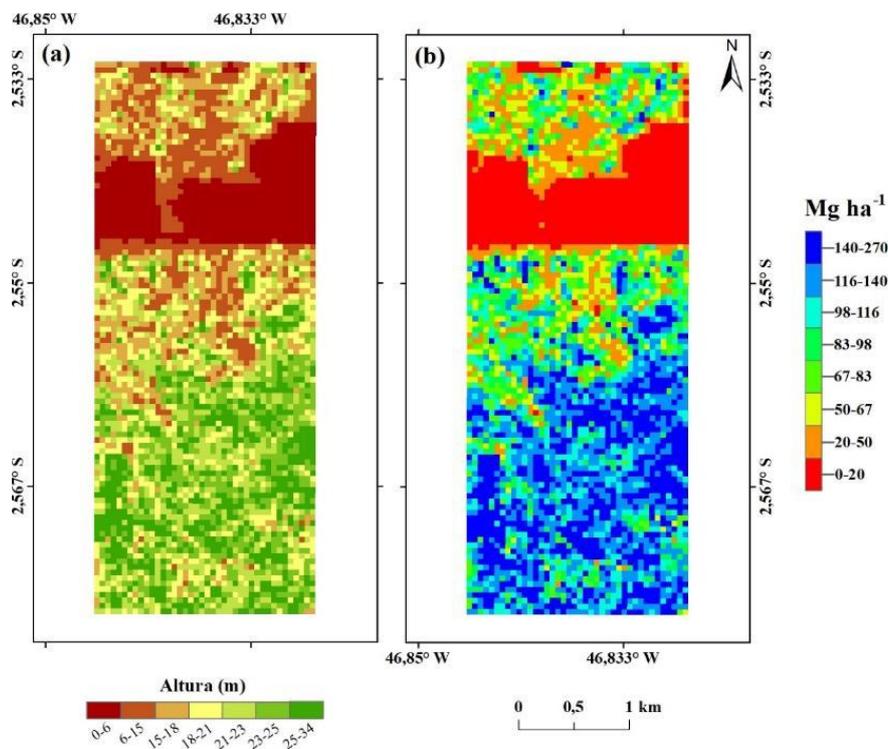
Para a estimativa dos estoques de C foi utilizada a Equação 1 desenvolvida por Longo et al. (2016) especificamente para florestas intactas e degradadas da Amazônia Brasileira. Essa equação foi elaborada com base em aproximadamente 359 inventários florestais e mais de 18.000 hectares

de dados LiDAR (LONGO et al., 2016). A escolha por essa equação, se deu por sua simplicidade de implementação e menor custo computacional para obter a métrica LiDAR utilizada nas estimativas.

$$EC_{ALS} = 0,025 \times MSD_{50m}^{1,99} \quad (1)$$

onde EC_{ALS} é o estoque de C estimado a partir dos dados LiDAR (*Airborne LiDAR Survey Data - ALS*) em kg C m^{-2} (posteriormente convertido para Mg C ha^{-1}) e MSD_{50m} é o MSD de 50m de resolução espacial elaborado nas etapas anteriores da metodologia. Os dados estimados por essa equação apresentam forte correlação com dados estimados em campo (R^2 Ajustado = 0,68 ou 68%), com um erro quadrático médio de $4,33 \text{ kg C m}^{-2}$ (LONGO et al., 2016). A Figura 3.17b mostra o resultado da aplicação da equação anterior (Figura 3.15d) para cada pixel do MSD de 50m de resolução espacial (Figura 3.17a).

Figura 3.17 – Representação do Modelo de Superfície do Dossel em 50m de resolução espacial (a) e mapa de estoques de C em mesma resolução (b). Dados LiDAR da Floresta Nacional do Tapajós (Parcela 13) no estado do Pará.



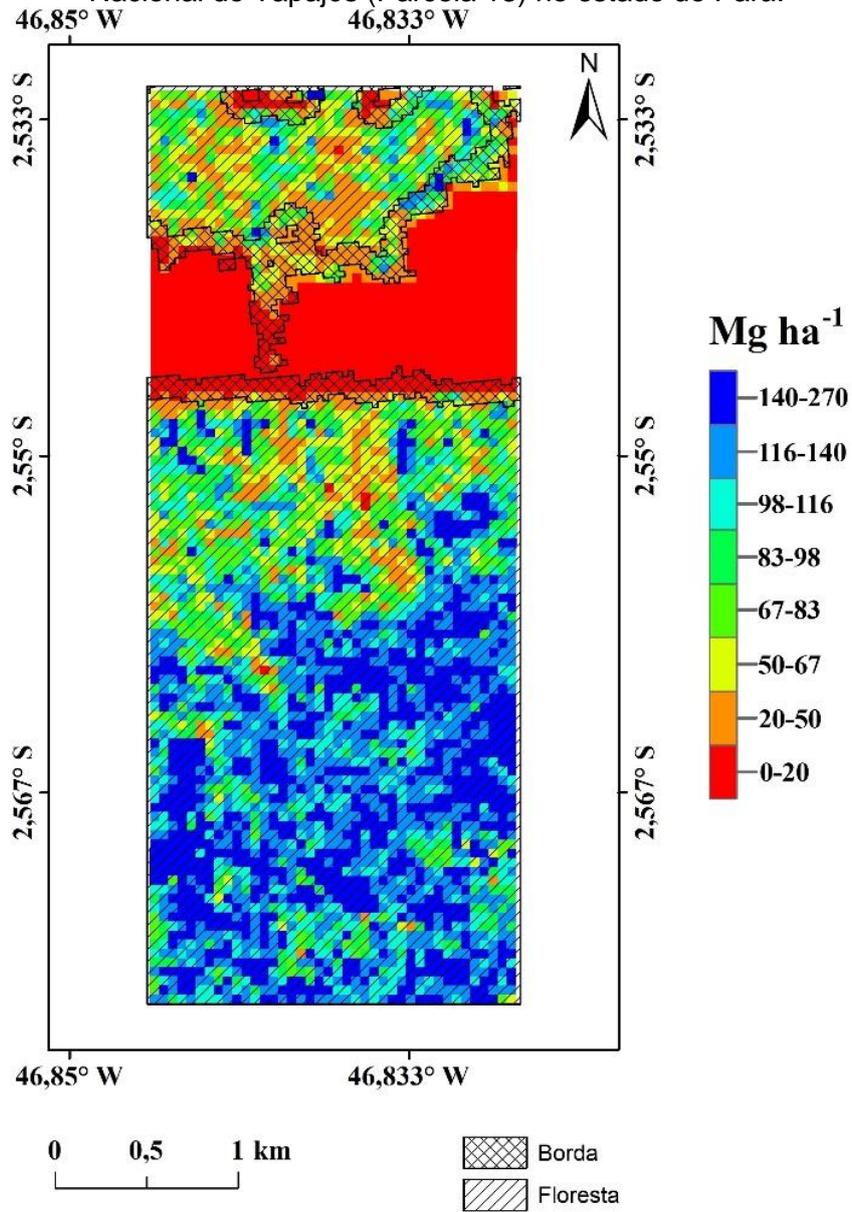
Fonte: Produção do autor.

Adicionalmente, e para fins de comparação, foram utilizados dados de estoques de C estimados em campo em áreas de floresta não perturbada, oriundos do Projeto *Fire-Associated Transient Emissions* - FATE/Amazônia. Cerca de 43 inventários florestais foram realizados entre os anos de 2009 e 2017 em 14 parcelas nos estados do Acre (22 inventários), Mato Grosso (sete inventários) e Pará (14 inventários).

3.4.5. Quantificação e comparação dos estoques de C das bordas florestais e no interior da floresta em função de suas idades (OE-6)

Nessa etapa da metodologia, todos os valores de estoques de C estimados com base nos dados LiDAR na etapa anterior, foram separados em duas classes distintas: áreas do interior da floresta e áreas de borda (Figura 3.18). Posteriormente, os valores correspondentes à classe área de borda foram agrupados quanto à idade (estimada na etapa 3.4.3). Uma análise exploratória foi realizada, onde foram calculados os valores de mediana, média e desvio padrão para a classe área de floresta e para as distintas idades da classe área de borda. Além disso, os estoques de C estimados para as áreas de floresta e borda foram analisados considerando as divisões geopolíticas dos estados da federação.

Figura 3.18 – Exemplo de sobreposição das áreas de floresta e das bordas em relação ao mapa de estoques de C. Dados LiDAR da Floresta Nacional do Tapajós (Parcela 13) no estado do Pará.



Fonte: Produção do autor.

3.4.6. Elaboração do modelo de perda dos estoques de C em função da idade das bordas florestais (OE-5)

Para elaborar o modelo de perda dos estoques de C nas bordas florestais em função da idade, primeiramente, foi calculada a perda local dos estoques de C para cada parcela LiDAR. Para isso, e baseado no modelo conceitual aqui definido, foi calculada a média dos valores dos estoques de C correspondentes à classe área de floresta (considerada como controle), assim como, a média dos estoques correspondentes à cada idade de borda para cada parcela. Posteriormente, a perda dos estoques de C foi calculada através da diferença percentual entre a média dos estoques nas áreas de floresta e a média para cada idade nas áreas de borda.

Por fim, foi calculada para cada uma das 14 parcelas (20 voos) a média e desvio padrão das perdas para cada idade de borda. Esse procedimento foi adotado para reduzir o efeito da variabilidade dos dados. A partir dos procedimentos acima foram ajustadas nove modelos lineares e não lineares. A escolha por esses modelos baseou-se na capacidade de explicação física do decaimento dos estoques de C ao longo do tempo nas bordas florestais.

Para cada modelo ajustado foi calculado o coeficiente de determinação (R^2), erro padrão, valor-p, os intervalos de confiança (95%) e a estatística do Critério de Informação Bayesiana (*Bayesian Information Criterion* – BIC (SCHWARZ, 1978; NEATH; CAVANAUGH, 2012)).

Os intervalos de confiança de 95% foram calculados baseando-se em 1000 repetições utilizando a técnica de “*bootstrap*”. Nessa abordagem, para cada um dos nove modelos escolhidos anteriormente, 1000 tentativas de ajuste da mesma curva são realizadas com diferentes coeficientes e parâmetros. A partir das tentativas que convergem em curvas viáveis, são então definidos os limites inferiores e superiores do intervalo de confiança. A escolha do melhor modelo baseou-se no modelo com o menor valor da estatística BIC.

3.4.7. Quantificação das perdas dos estoques de C ao longo da Bacia Amazônica entre os anos de 2001 e 2015 (OE-7)

A base metodológica para o cálculo anual das perdas de estoques de C para a Bacia Amazônica foi definida a partir do melhor modelo selecionado na etapa anterior. A Tabela 3.4 mostra o acumulado anual da perda dos estoques de C para cada idade de borda (estimados a partir modelo), assim como, a taxa de perda por idade da borda, calculada através da diferença entre a perda de uma determinada idade e a perda observada na idade anterior.

Tabela 3.4 – Perda acumulada e taxa de perda por idade extraídas do modelo. F_I é o fator de perda baseado nas taxas de perda para cada idade de borda.

Idade	Perda Anual Acumulada (%)	Taxa de Perda (% ano ⁻¹)	F_I
1	23,324	23,324	0,233
2	30,198	6,873	0,069
3	33,487	3,289	0,033
4	35,416	1,929	0,019
5	36,684	1,268	0,013
6	37,581	0,897	0,009
7	38,249	0,668	0,007
8	38,765	0,517	0,005
9	39,177	0,412	0,004
10	39,513	0,336	0,003
11	39,792	0,279	0,003
12	40,027	0,236	0,002
13	40,229	0,201	0,002
14	40,403	0,174	0,002
15	40,555	0,152	0,002

Dessa maneira, a perda dos estoques de C devido ao efeito de borda pode ser dada pela Equação 2, abaixo.

$$EC_P = B_V \times F_I \times 0,5 \times 0,09 \quad (2)$$

onde, EC_P é o estoque de C perdido devido ao efeito de borda, B_V é a biomassa viva acima do solo, F_I é o fator de perda baseado nas taxas apresentadas na Tabela 3.4, 0,5 é o fator de conversão da biomassa em estoque de C e 0,09 é o fator de conversão da densidade de C (Mg C ha⁻¹) em C total (Mg de C) por pixel de 30m de resolução espacial.

Com o objetivo de simplificar os cálculos para as implementações computacionais, a Equação 2 foi aplicada para cada uma das idades de borda. Para isso, o fator de perda de cada idade foi substituído na equação. Dessa forma, um novo fator (f_i) foi obtido, sendo esse resultado da multiplicação entre o fator de perda de cada idade de borda e os fatores de conversão da equação. Os resultados são apresentados na Tabela 3.5.

Tabela 3.5 – Resultado da aplicação da Equação 2 para cada idade da borda florestal.

Idade	F_i	$f_i = F_i \times 0,5 \times 0,09$
1	0,233	0,010
2	0,069	0,003
3	0,033	0,001
4	0,019	0,001
5	0,013	0,001
6	0,009	0,000
7	0,007	0,000
8	0,005	0,000
9	0,004	0,000
10	0,003	0,000
11	0,003	0,000
12	0,002	0,000
13	0,002	0,000
14	0,002	0,000
15	0,002	0,000

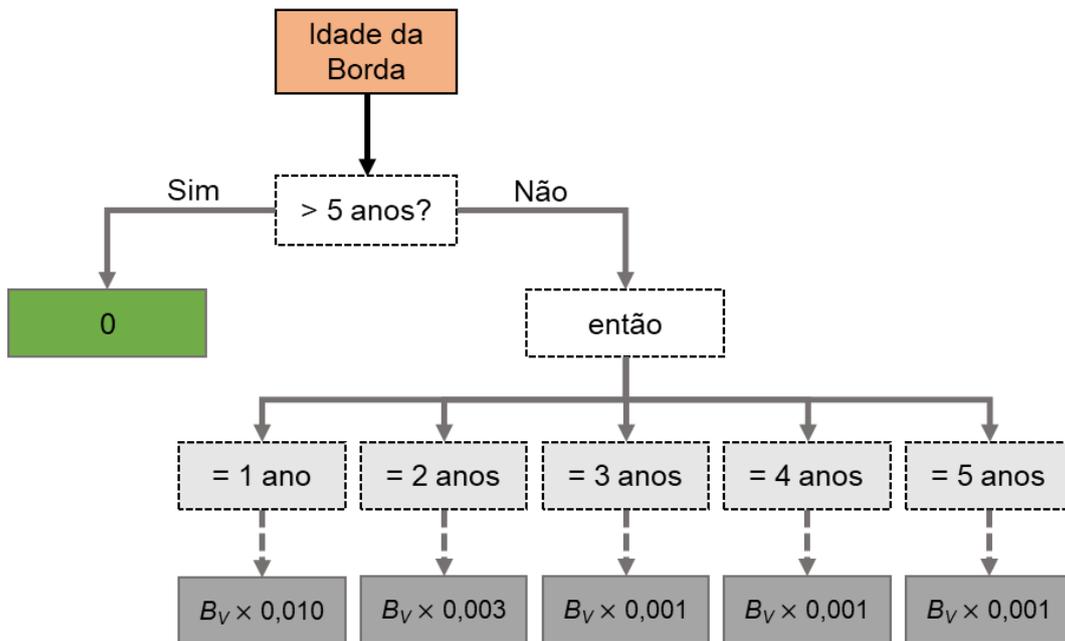
Dessa maneira, foi obtida a equação simplificada abaixo (Equação 3).

$$EC_p = B_V \times f_i \quad (3)$$

onde, B_V é a biomassa viva acima do solo, f_i é o novo fator para cada idade de borda, conforme a tabela acima.

Tendo em vista que f_i tendeu a zero em idades de borda superior a cinco anos, assumiu-se então não haver perdas de estoques de C nas bordas com idade superior ou igual a seis anos. Assim, os estoques de C perdidos devido ao efeito de borda foram calculados através da árvore de decisão abaixo (Figura 4.19).

Figura 3.19 – Árvore de decisão utilizada para calcular as perdas devido ao efeito de borda.



Fonte: Produção do autor.

Sabendo que o modelo aqui proposto inclui a contribuição do fogo, calculou-se também os estoques de C perdidos baseados na metodologia proposta por Numata et al. (2010), com o objetivo de separar do efeito de borda a contribuição do fogo e dos demais agentes envolvidos (como alterações no microclima e aumento da turbulência do vento nas áreas de bordas florestais).

Na metodologia proposta por c, assume-se haver uma perda total de 10,6% dos estoques de C após quatro anos da criação das bordas (100 m), devido ao aumento abrupto da mortalidade das árvores nessas áreas, causados pela alteração do microclima e efeito da turbulência dos ventos. Dessa forma, os autores dividiram linearmente essa perda para os quatro anos onde a perda é significativa, obtendo uma taxa de perda de aproximadamente 2,65% ano⁻¹ (0,0265 ano⁻¹). Então a perda dos estoques de C pode ser dada pela Equação 4 e 5.

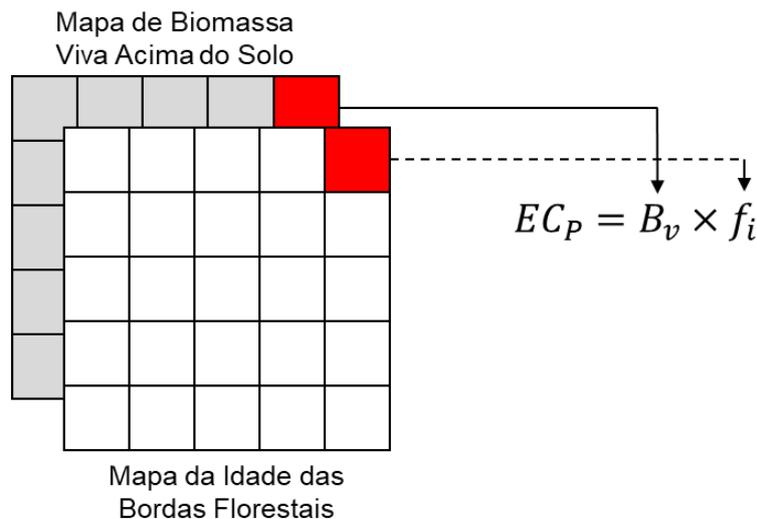
$$EC_{PN} = B_V \times 0,0265 \times 0,5 \times 0,09 \quad (1 \geq idade \leq 4) \quad (4)$$

$$EC_{PN} = 0 \quad (idade > 4) \quad (5)$$

onde, EC_{PN} é o estoque de C perdido baseado na metodologia de Numata et al. (2010), B_V é a biomassa viva acima do solo e 0,0265 é a perda anual para bordas com idade de até quatro anos, 0,5 é o fator de conversão da biomassa em estoque de C e 0,09 é o fator de conversão da densidade de C ($Mg\ C\ ha^{-1}$) em C total (C). Semelhante ao processo realizado anteriormente, os três coeficientes da equação anterior podem ser substituídos pelo coeficiente f_i ($0,0265 \times 0,5 \times 0,09 = 0,001$).

Uma abordagem pixel a pixel foi implementada para calcular os estoques de C perdidos em cada ano. Assim, para cada ano entre 2001 e 2015 foi utilizado o mapa de biomassa viva acima do solo (referente ao ano 2000) e os respectivos mapas das idades das bordas florestais. A Figura 3.20 esquematiza a abordagem adotada.

Figura 3.20 – Dados LiDAR da Floresta Nacional do Tapajós (Área 2), Pará. (A) Modelo Digital de Terreno. (B) Modelo Digital da Altura do Dossel. (C) Mapa da BAS.



Fonte: Produção do autor.

Adicionalmente e para fins de comparação, foram quantificados os estoques de C perdidos devido ao desmatamento. Foram considerados somente as áreas do interior da floresta. Essa abordagem foi adotada para evitar a dupla contagem de perdas nas bordas florestais removidas pelo desmatamento.

As incertezas relacionadas às perdas dos estoques de C por desmatamento e efeito de borda foram calculadas baseando-se no mapa de incertezas associadas ao mapa de biomassa.

3.4.8. Análises e testes estatísticos

Para analisar os resultados obtidos na presente dissertação algumas abordagens estatísticas foram adotadas.

Para analisar as tendências nas séries temporais de desmatamento, bordas florestais e estoques de C perdidos foram utilizadas regressões lineares. A magnitude da tendência foi estimada através da inclinação da reta da regressão (tendência positiva para inclinação de reta positiva e vice e versa). Consideraram-se como tendências significativas as regressões com valor-p menor ou igual a 0,05 (nível de significância de 5%).

Para testar a existência de diferença entre os valores de estoques de C encontrados nas áreas de borda (em suas diferentes idades) em relação às áreas de florestas, foi utilizado o teste estatístico não paramétrico *Wilcoxon-Mann-Whitney* (estatística *W*) ou somente *Wilcoxon* (equivalente ao teste *t* de *Student*) para amostras independentes. Esse teste tem a vantagem de não requerer que o conjunto de dados assuma uma distribuição normal e apresenta pouca sensibilidade a dados discrepantes (*outlier*). Esse teste verifica se há evidências estatísticas para confirmar que os valores da distribuição de um determinado grupo de amostras são significativamente diferentes dos valores de outro grupo (GIBBONS; CHAKRABORTI, 2011). Para esse teste foi considerado o nível de significância de 5% (valor-p $\leq 0,05$).

Para testar se existe diferença significativa entre os valores de estoques de C quanto a sua localização espacial (estados da federação), foi aplicado o teste estatístico de *Kruskal-Wallis*. Esse teste é equivalente a Análise de Variância (ANOVA), que compara três ou mais grupos para testar a hipótese de que estes possuam a mesma distribuição (GIBBONS; CHAKRABORTI, 2011). Para identificar como as classes analisadas

diferiram entre si, um teste pareado *post-hoc* foi realizado. Para esse teste foi adotado o nível de significância de 5% (valor- $p \leq 0,05$).

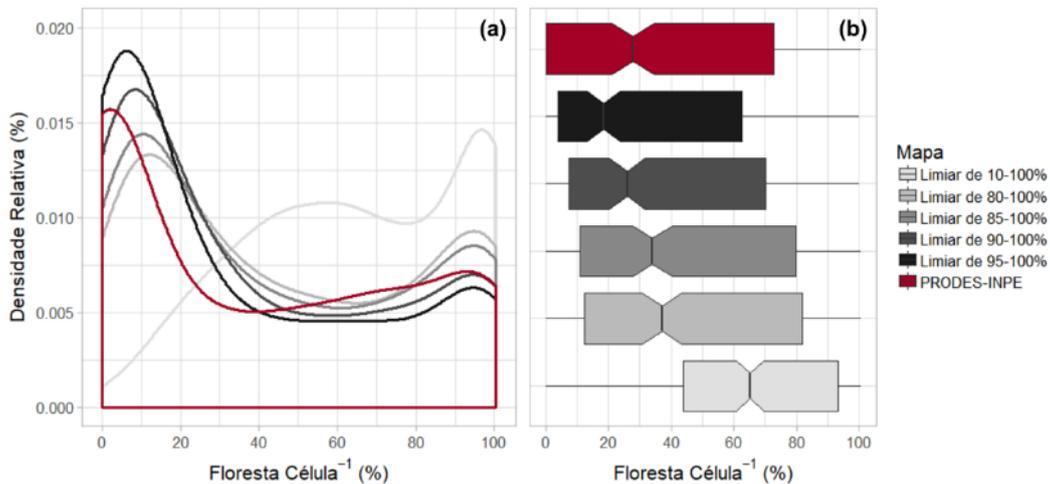
Todas as análises foram realizadas no software R (R CORE TEAM, 2018). As análises de tendências foram realizadas utilizando a função de regressão linear do R. De forma semelhante, o teste de *Wilcoxon* foi executado utilizando a função nativa do R. Por fim, para o teste de *Kruskal-Wallis* foi utilizado o pacote “*agricolae*” (MENDIBURU, 2017).

4 RESULTADOS

4.1. Limiar de conversão dos dados de porcentagem de cobertura de árvores em mapas de floresta

A Figura 4.1 apresenta a distribuição da porcentagem de floresta baseada nas 300 células obtidas a partir do mapa de referência e dos mapas resultantes dos cinco limiares testados.

Figura 4.1 – Comparação entre a distribuição das porcentagens de floresta para as 300 células amostrais (a). Boxplot para as mesmas distribuições (b). A linha vertical representa a mediana da distribuição e os entalhes são utilizados para identificar as diferenças (95% de confiança) entre as distribuições (sobreposição entre entalhes significa não haver diferenças entre distribuições).



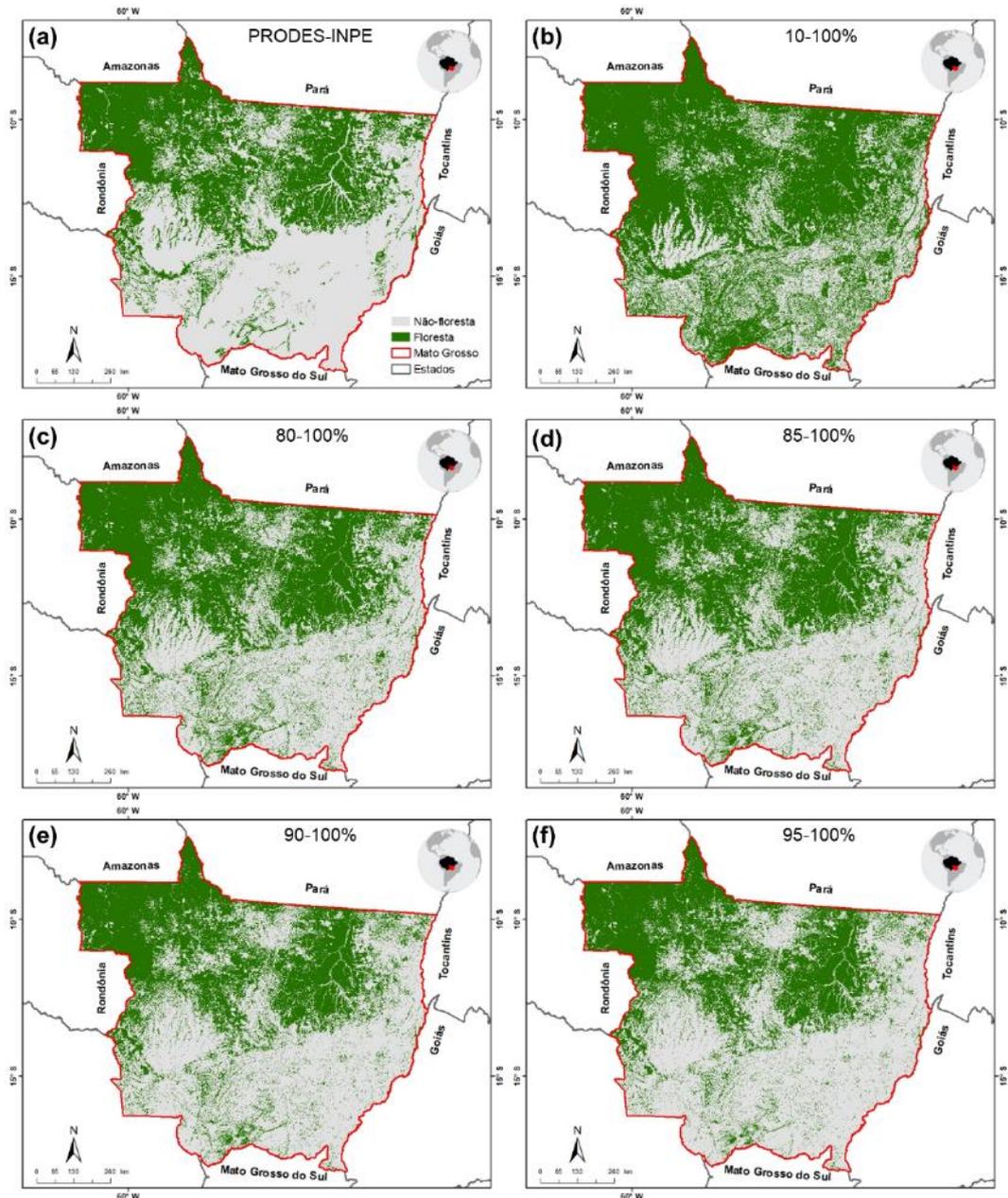
Fonte: Produção do autor.

Ao comparar a distribuição das 300 células entre o mapa de referência e o mapa derivado dos limiares (Figura 4.1b), somente o limiar de 10% diferiu significativamente (valor-p < 0,05) dos demais. Os limiares de 80, 85, 90 e 95% não apresentaram diferença entre si, nem em relação ao mapa de referência.

Esses resultados sugerem que limiares mais conservadores como o de 10%, tendem a superestimar as áreas de floresta, incorrendo ao erro de incluir áreas de savanas (como o Cerrado no Brasil) como floresta, por exemplo. Este fato fica evidente na Figura 4.2, que mostra a distribuição espacial das áreas de floresta no mapa de referência (Figura 4.2a) e nos mapas gerados a partir dos limiares analisados (Figura 4.2b a 4.2f). É

possível observar que o limiar de 10% inclui como floresta áreas localizadas no bioma Cerrado e Pantanal. Por outro lado, o limiar de 95% deixa de incluir como floresta grandes áreas, principalmente na região do Parque Indígena do Xingu.

Figura 4.2 – Mapas obtidos a partir da aplicação dos limiares.



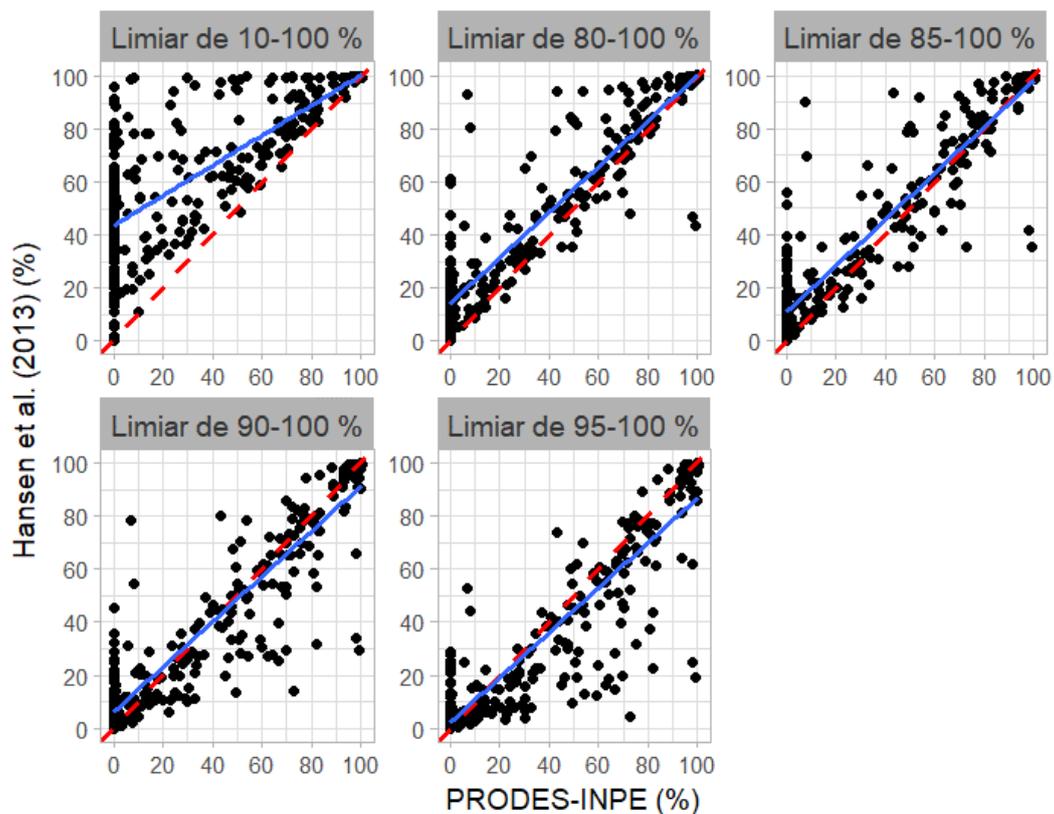
Fonte: Produção do autor.

Todas as regressões realizadas para a validação dos limiares foram significativas, com valor-p menores que 0,05 (Figura 4.3 e Tabela 4.1). O limiar de 10% apresentou o menor desempenho, explicando cerca de 61%

da variância do mapa de referência, com um erro padrão de aproximadamente 24 %.

Os demais limiares (80, 85, 90 e 95%) explicaram em média 80% da variação do mapa de referência, com erro padrão em torno de 14% e 15%. Destacando-se os limiares de 80 e 85% com os menores erros padrões (cerca de 14%).

Figura 4.3 – Regressão entre as porcentagens de floresta nas 300 células amostrais e seus correspondentes no mapa referência. A linha vermelha tracejada é a reta um por um, enquanto que a linha azul é a reta da regressão linear para casa limiar testado.



Fonte: Produção do autor.

Tabela 4.1 – Coeficiente de determinação, erro padrão e valor-p das regressões lineares utilizadas para a validação dos limiares testados.

Limiar	R²	Erro Padrão	valor-p
10-100%	0,61	23,86	< 0,05
80-100%	0,86	13,98	< 0,05
85-100%	0,87	13,65	< 0,05
90-100%*	0,85	14,58	< 0,05
95-100%	0,84	15,37	< 0,05

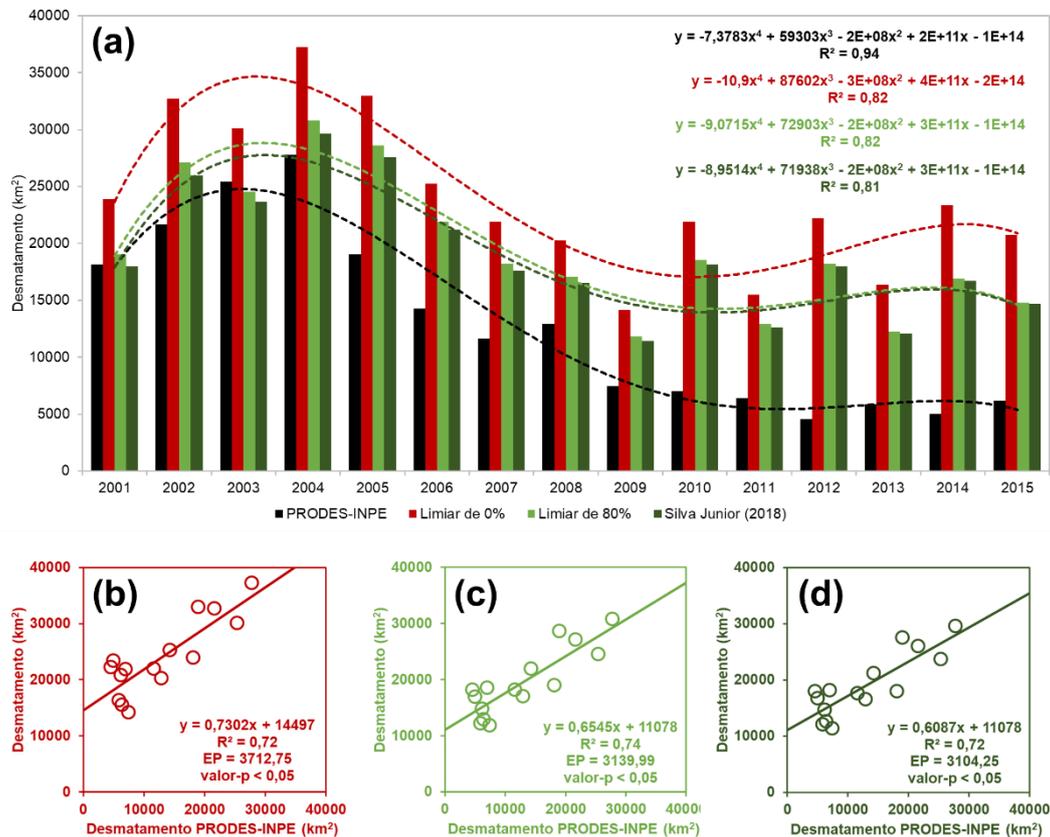
*valor-p > 0,05 (intercepto significativamente igual a zero)

Analisando a dispersão dos gráficos na Figura 4.3, observa-se que o limiar de 10% tende a superestimar as áreas de floresta, uma vez que os pontos se concentraram principalmente na região superior à reta um por um no plano do gráfico. No entanto, o limiar de 95%, por exemplo, tende a subestimar as áreas de floresta, fato esse, confirmado pela concentração de pontos na região inferior à reta um por um no plano do gráfico. Visualmente, os limiares de 80 e 85% apresentam uma melhor equalização na dispersão, onde os pontos concentraram-se em torno da reta um por um.

Após as análises, optou-se por selecionar o limiar de 80% para delimitar as áreas de floresta na presente dissertação. Além de apresentar bons resultados, uma análise exploratória mostrou que aproximadamente 95% dos valores de porcentagem de cobertura de árvores entre 80 e 100%, correspondem à delimitação de floresta do mapa de referência.

O resultado da análise para a Amazônia Legal Brasileira é apresentado na Figura 4.4 abaixo.

Figura 4.4 – Resultados da análise realizada para a Amazônia Legal Brasileira. (a) Distribuição temporal dos resultados obtidos no experimento; (b) Regressão entre os dados PRODES-INPE e os dados Hansen et al. (2013) em sua forma original (limiar de 0%); (c) Regressão entre os dados PRODES-INPE e os dados Hansen et al. (2013) com a aplicação do limiar de 80%; (d) Regressão entre os dados PRODES-INPE e os dados Hansen et al. (2013) com a aplicação da abordagem proposta na presente dissertação (limiar de 80% e filtragem das áreas de ganho florestal e cobertura de água).



Fonte: Produção do autor.

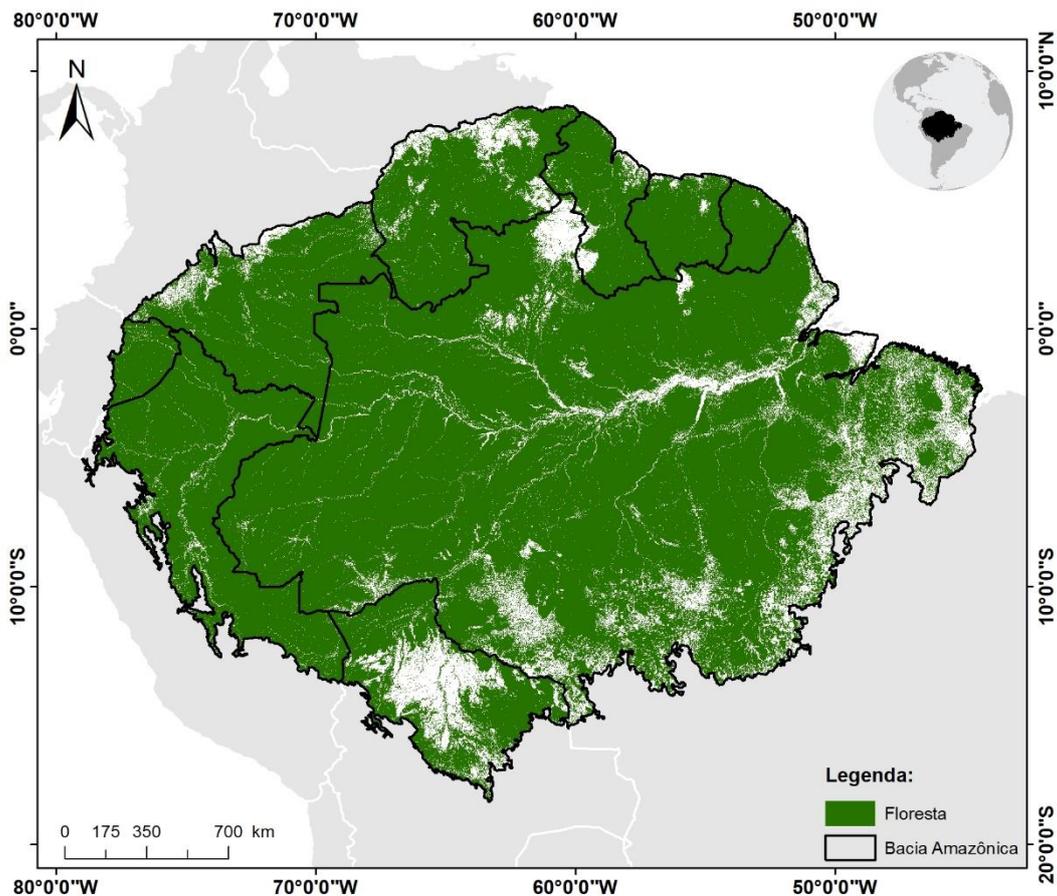
Na Figura 4.4a é possível observar que ao longo do tempo os valores de desmatamento baseados nos dados de Hansen et al. (2013) apresentam a mesma variação do dado de referência (PRODES-INPE), entretanto com a aplicação do limiar de 80% isoladamente, assim como utilizando a abordagem utilizada na presente dissertação, é possível observar que a magnitude das áreas desmatadas diminuiu, aproximando-se das áreas estimadas na referência. Embora as três metodologias testadas tenham explicado cerca de 70% da variação dos dados de referência (Figuras 4.4b, 4.4c e 4.4d), a metodologia proposta na presente dissertação apresentou o menor erro padrão da regressão (3.104 km²) (Figura 4.4d) e menor erro médio (média das diferenças diretas entre o desmatamento baseado em

Hansen et al. (2013) e no PRODES-INPE) com cerca de 6.031 km², contra 6.623 km² utilizando somente o limiar de 80% (Figura 4.4c) e 11.017 km² (Figura 4.4b) quando utilizado o dado original sem quaisquer alterações.

4.2. Quantificação das Bordas Florestais Sujeitas à Perda de Estoques de C ao Longo da Bacia Amazônica

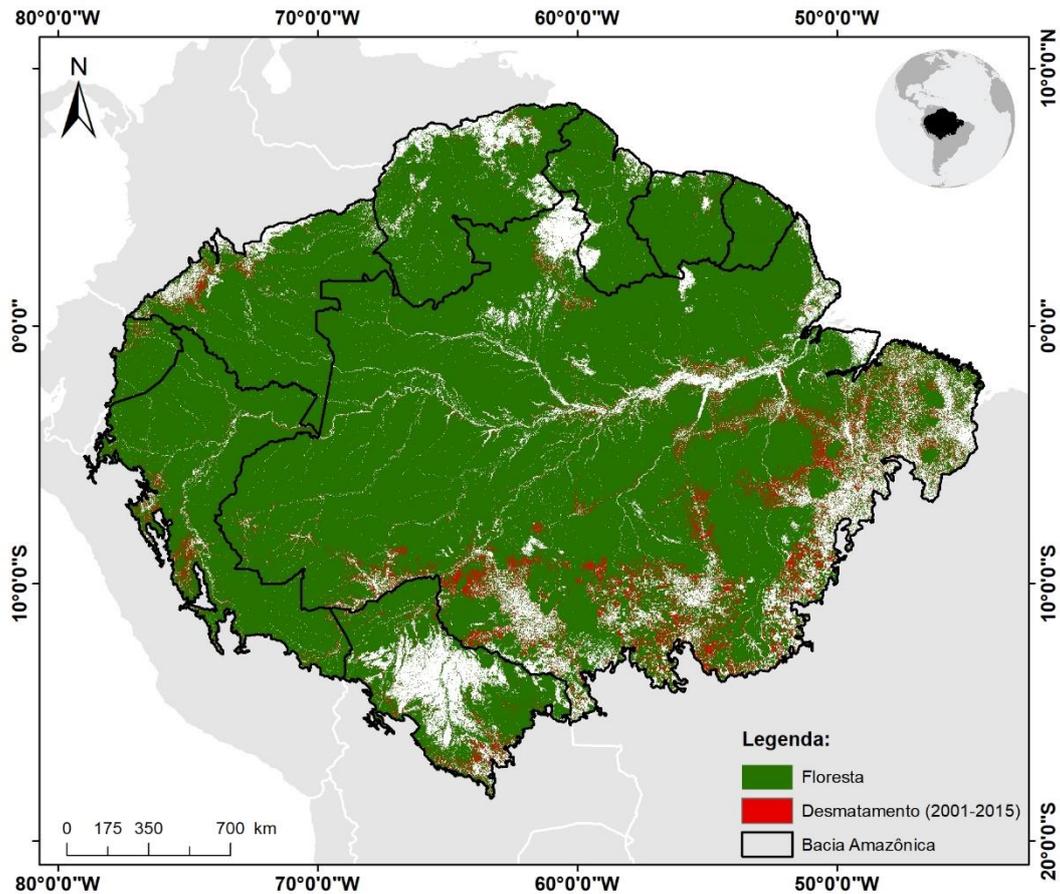
Considerando a metodologia adotada para a presente dissertação, no ano de 2000 a Bacia Amazônica possuía uma área de floresta com aproximadamente 5.734.660 km² (Figura 4.5). Entretanto, no ano de 2015 (Figura 4.6), esse total passou para aproximadamente 5.461.465 km², representando uma redução de aproximadamente 5%.

Figura 4.5 – Mapa de floresta relativo ao ano de 2000. As áreas em branco representam as áreas desmatadas (até 2000), corpos hídricos ou áreas de savanas.



Fonte: Produção do autor.

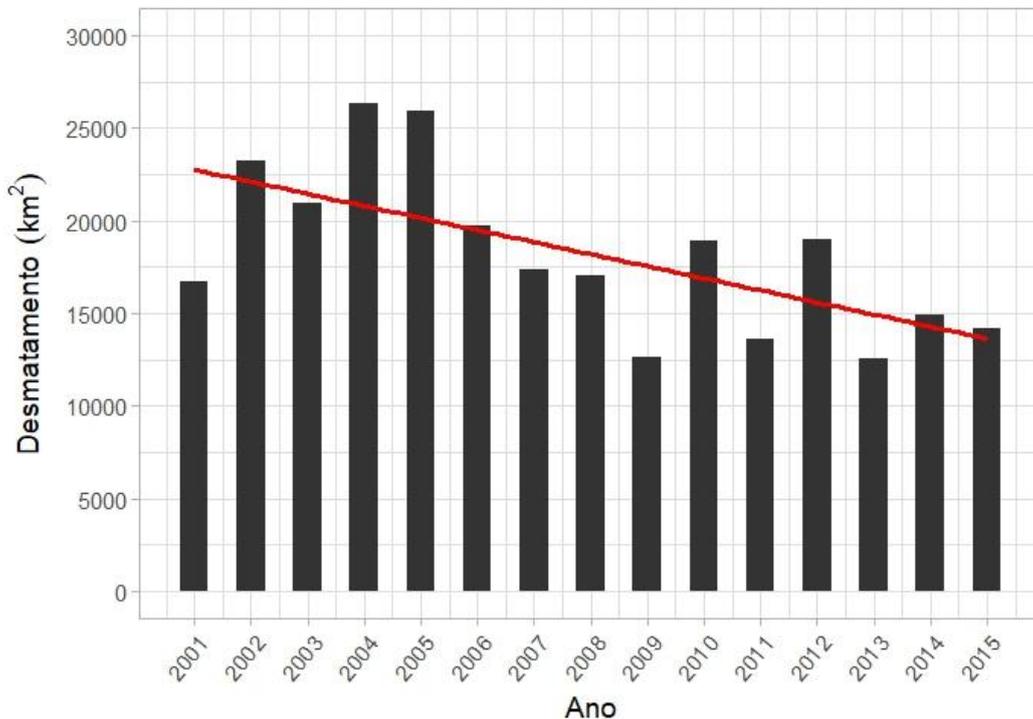
Figura 4.6 – Mapa de floresta relativo ao ano de 2015. As áreas em branco representam as áreas desmatadas (até 2000), corpos hídricos ou áreas de savanas. Em vermelho as áreas desmatadas entre 2001 e 2015.



Fonte: Produção do autor.

Essa redução observada, foi resultado de aproximadamente 273.195 km² de desmatamento observado entre 2001 e 2015 em toda a extensão da Bacia com uma média de 18.213±4.303 km² ano⁻¹ (Figura 4.7). A menor área desmatada foi observada no ano de 2013 (12.578 km²), enquanto que a maior área foi identificada no ano de 2004 (26.376 km²). Entretanto, entre 2001 e 2015 foi observada uma tendência significativa de redução ($R^2 = 0,428$ e valor- $p < 0,05$) de aproximadamente 652 km² ano⁻¹ (Figura 4.7).

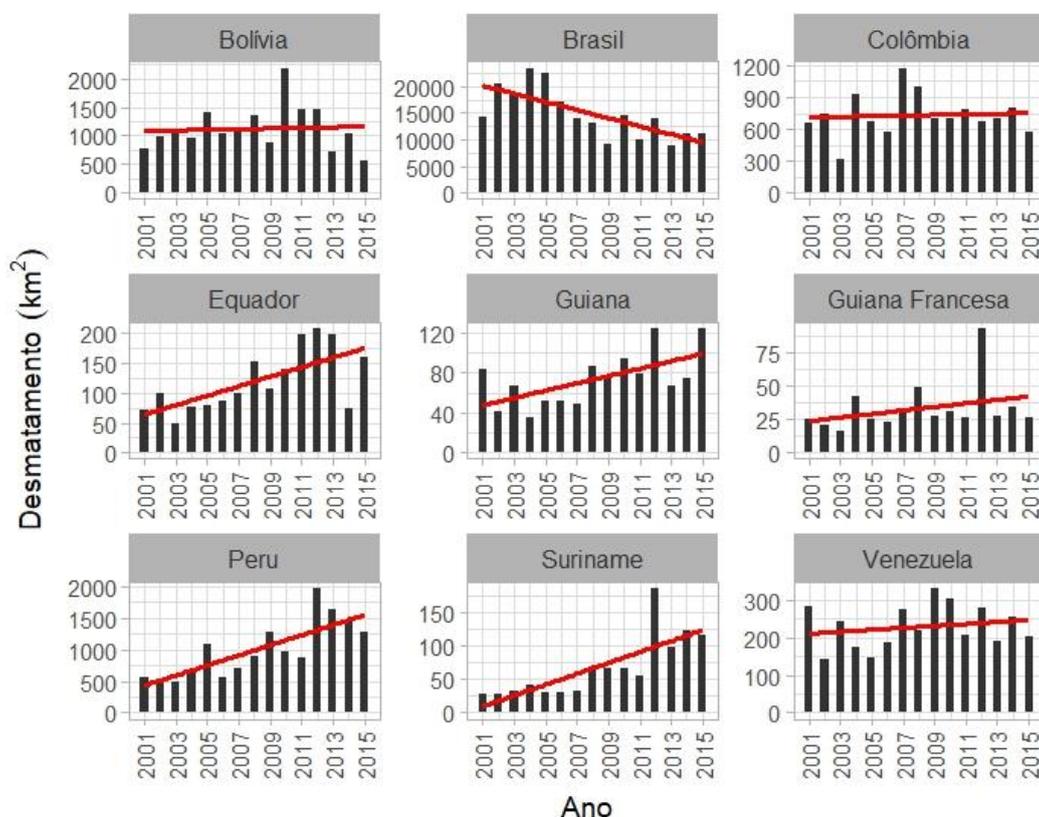
Figura 4.7 – Taxa anual de desmatamento para a Bacia Amazônica entre os anos de 2001 e 2015.



Fonte: Produção do autor.

Analisando regionalmente cada país da Bacia, foram observados diferentes padrões e tendências (Figura 4.8). Dos nove países analisados, somente o Brasil apresentou redução significativa de aproximadamente $764 \text{ km}^2 \text{ ano}^{-1}$ nas áreas desmatadas ($R^2 = 0,527$ e valor-p $< 0,05$). Por outro lado, o Peru apresentou a maior tendência significativa de aumento no desmatamento entre os nove países analisados, com uma taxa de aproximadamente $80 \text{ km}^2 \text{ ano}^{-1}$ ($R^2 = 0,631$ e valor-p $< 0,05$). Países como Bolívia, Colômbia, Guiana Francesa e Venezuela não apresentaram quaisquer tendências para o período entre 2001 e 2015. A Tabela 4.2 mostra o resumo das análises de tendências realizadas para todos os nove países que constituem a Bacia Amazônica.

Figura 4.8 – Taxa anual de desmatamento para cada país integrante da Bacia Amazônica entre os anos de 2001 e 2015.



Fonte: Produção do autor.

Tabela 4.2 – Tendência do desmatamento para cada país componente da Bacia Amazônica entre os anos de 2001 e 2015.

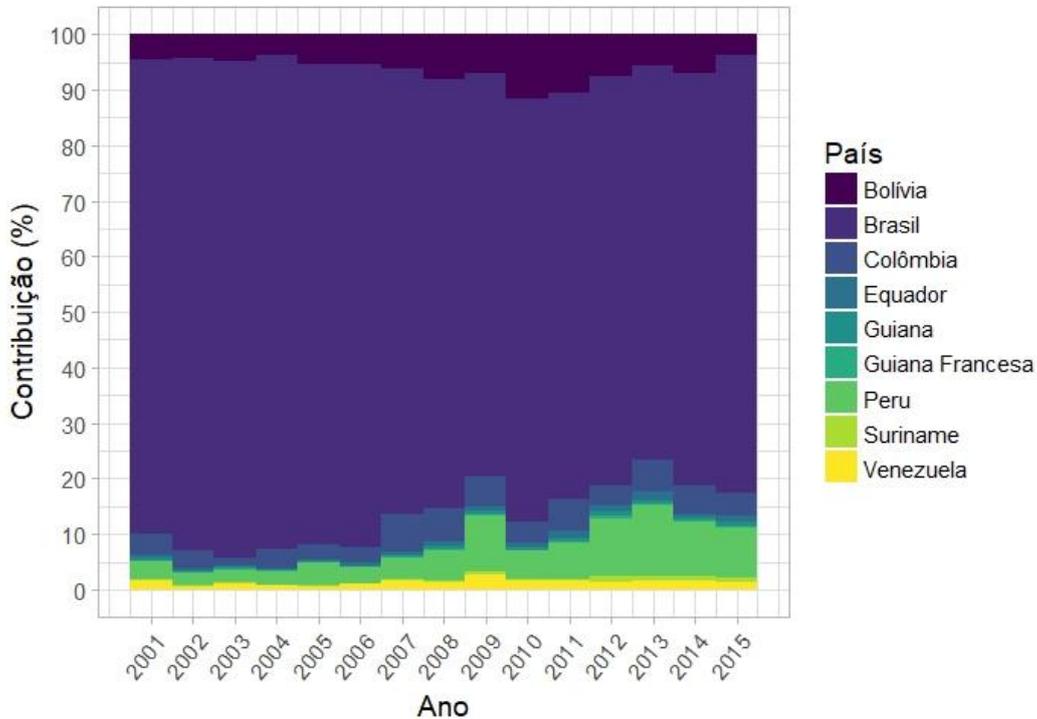
País	Tendência (km ² ano ⁻¹)	R ²
Bolívia	5,60	0,00
Brasil	-763,80 *	0,53
Colômbia	2,90	0,00
Equador	8,00 *	0,46
Guiana	3,70 *	0,38
Guiana Francesa	1,30	0,10
Peru	79,90 *	0,63
Suriname	8,20 *	0,62
Venezuela	2,60	0,04

* valor-p < 0,05

Ao analisar a contribuição de cada país para o total de desmatamento observado para na Bacia (Figura 4.9), constatou-se uma contribuição média de $80,21 \pm 6,57\%$ ano⁻¹ por parte do Brasil (país com a maior contribuição). Por outro lado, a Guiana Francesa apresentou a menor

contribuição para o mesmo período analisado, com uma média de aproximadamente $0,20 \pm 0,10\%$ ano⁻¹.

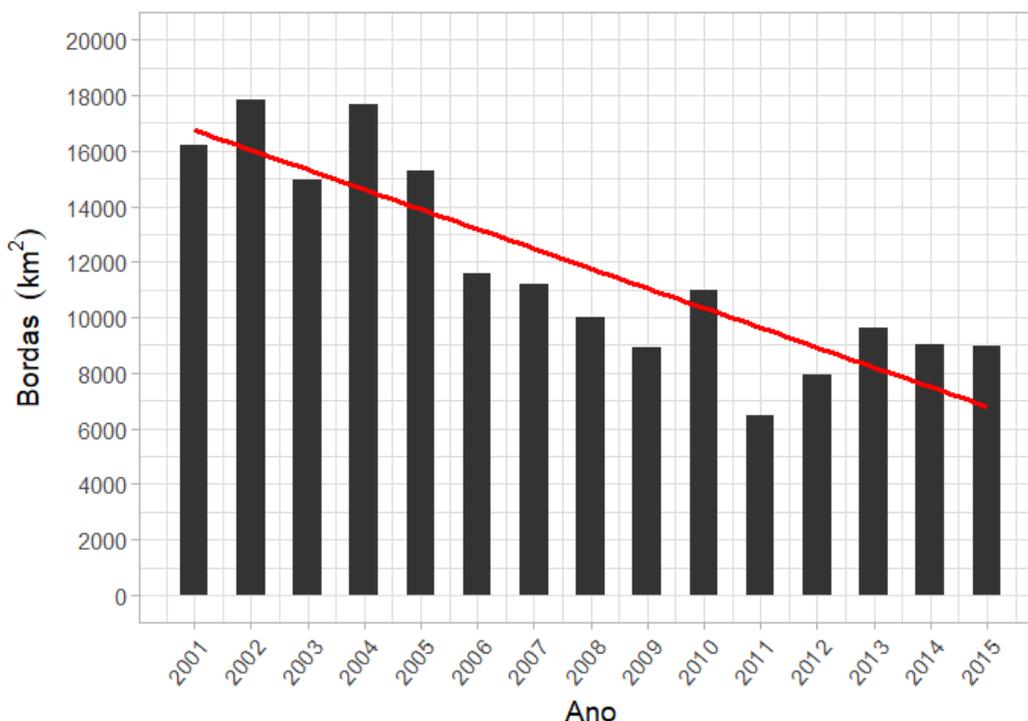
Figura 4.9 – Contribuição de cada país para o total de desmatamento observado entre 2001 e 2015 ao longo da Bacia Amazônica.



Fonte: Produção do autor.

O desmatamento observado entre 2001 e 2015, ocasionou um ganho médio das áreas de borda de aproximadamente 11.770 ± 3.546 km² ano⁻¹ em toda a Bacia (Figura 4.10). No ano de 2002 foi observado o maior ganho anual de bordas (17.814 km²), enquanto que o menor foi observado no ano de 2011 (6.481 km²). Todavia, no período analisado, foi observada uma tendência significativa de redução na formação anual dessas bordas ao longo da Bacia (cerca de 771 km² ano⁻¹, $R^2 = 0,750$, valor-p < 0,05; Figura 4.10).

Figura 4.10 – Taxa anual de formação de bordas florestais ao longo da Bacia Amazônica entre os anos de 2001 e 2015.

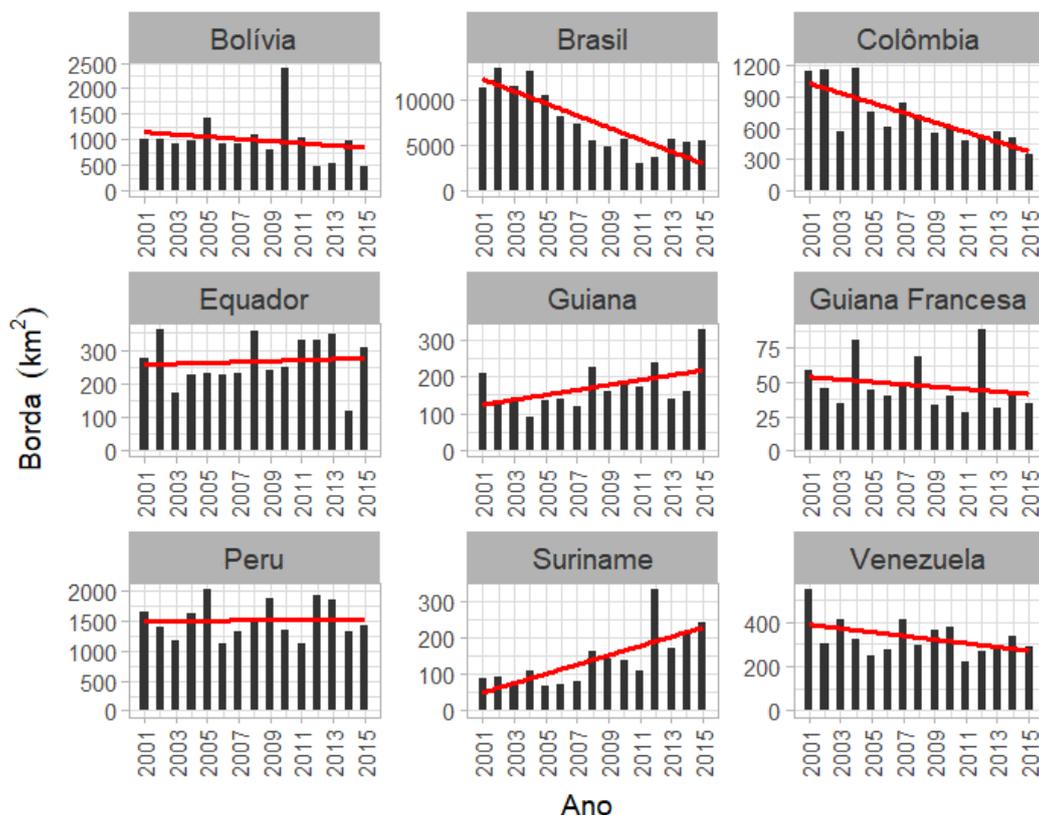


Fonte: Produção do autor.

É interessante observar ainda que essas novas áreas de borda representam em média cerca de $64,70 \pm 12,64\%$ ano⁻¹ das áreas desmatadas anualmente. Ou seja, além do impacto imediato do desmatamento, este possibilita a criação de novas áreas de florestas sujeitas à degradação devido ao efeito de borda.

Regionalmente, os padrões e tendências anuais na formação de bordas florestais diferiram para cada país da Bacia, conforme pode ser constatado na Figura 4.11 e Tabela 4.3. Somente o Brasil e Colômbia apresentaram tendência significativa de redução das taxas de formação de bordas com aproximadamente $657 \text{ km}^2 \text{ ano}^{-1}$ ($R^2 = 0,735$, valor-p < 0,05) e $46 \text{ km}^2 \text{ ano}^{-1}$ ($R^2 = 0,636$, valor-p < 0,05), respectivamente. O Suriname apresentou a maior tendência significativa de aumento na formação de novas bordas, com aproximadamente $13 \text{ km}^2 \text{ ano}^{-1}$ ($R^2 = 0,562$, valor-p < 0,05). Os demais países não apresentaram quaisquer tendências na taxa anual de formação de bordas.

Figura 4.11 – Taxa anual de formação de bordas florestais para cada país componente da Bacia Amazônica entre os anos de 2001 e 2015.



Fonte: Produção do autor.

Tabela 4.3 - Tendência das taxas anuais de formação de bordas para cada país componente da Bacia Amazônica entre os anos de 2001 e 2015.

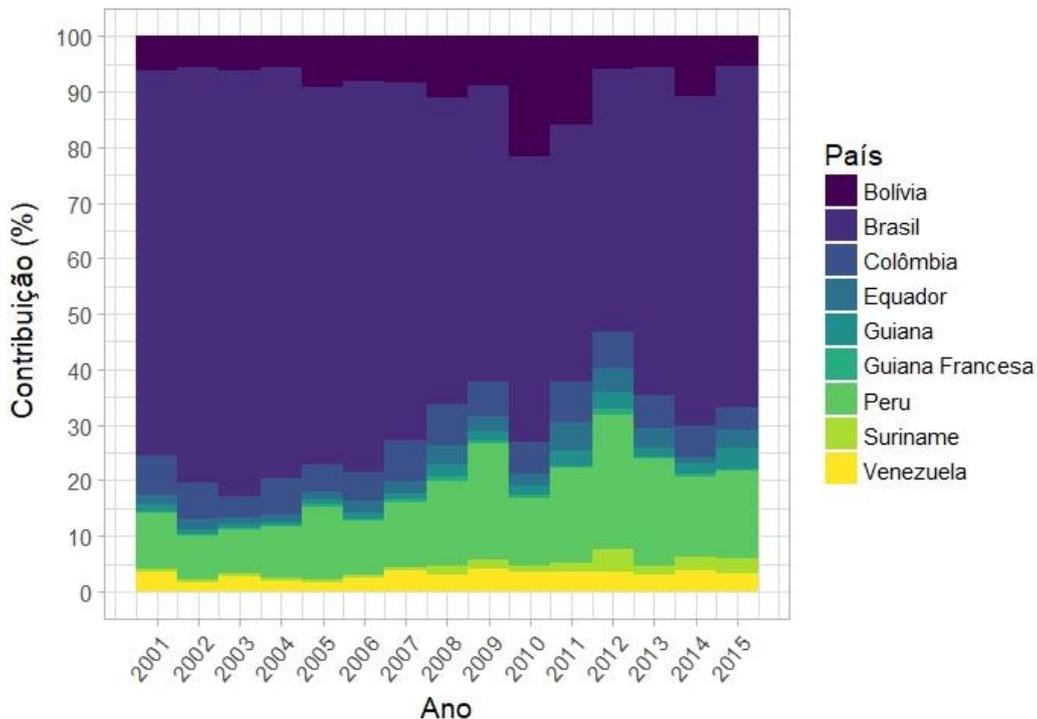
País	Tendência (km ² ano ⁻¹)	R ²
Bolívia	-21,55	0,04
Brasil	-656,80 *	0,73
Colômbia	-46,49 *	0,64
Equador	1,35	0,01
Guiana	6,63	0,25
Guiana Francesa	-0,89	0,05
Peru	2,40	0,00
Suriname	12,69 *	0,56
Venezuela	-8,38	0,20

* valor-p < 0,05

De forma geral, o Brasil apresentou a maior contribuição na taxa anual de formação de novas bordas florestais ao longo da Bacia, assumindo uma média aproximada de $62,10 \pm 9,70\% \text{ ano}^{-1}$ (Figura 4.12), com valor máximo de aproximadamente 77% observado em 2003 e mínimo de 46%

observado em 2011. Contrastando a isso, a Guiana Francesa apresentou uma contribuição média de aproximadamente $0,43 \pm 0,21\%$ ano⁻¹ (Figura 4.12), com valor máximo de 1,12% em 2012 e mínimo de 0,23% em 2003.

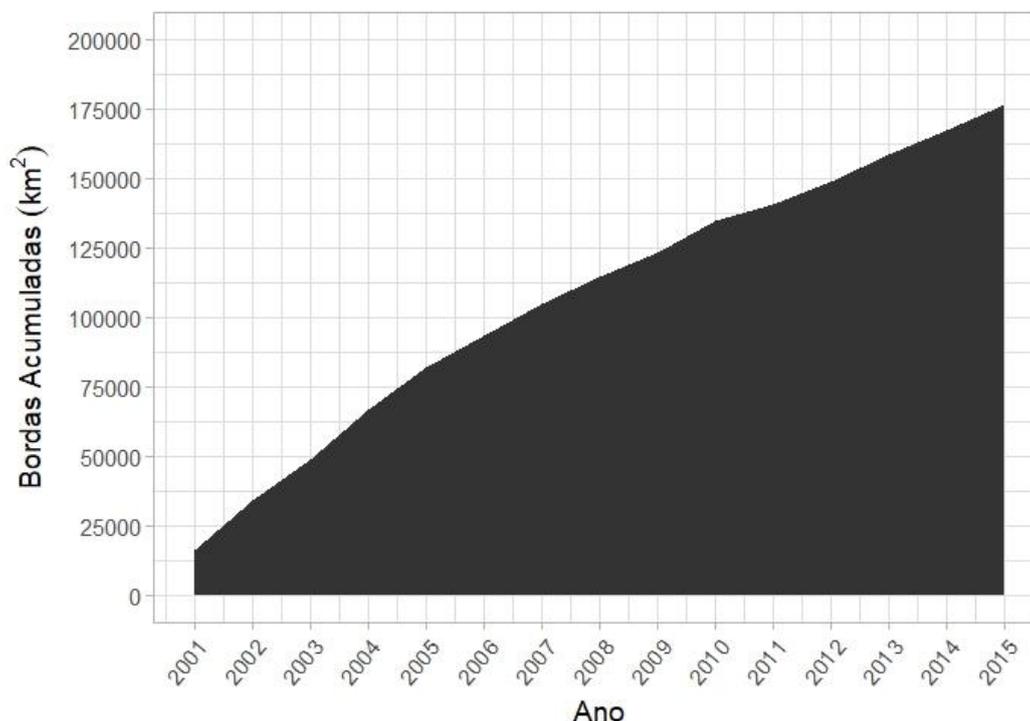
Figura 4.12 – Contribuição de cada país para o total de bordas formadas entre 2001 e 2015 ao longo da Bacia Amazônica.



Fonte: Produção do autor.

Considerando as bordas acumuladas em cada ano entre 2001 e 2015 (Figura 4.13), foi calculada uma área total de borda de aproximadamente 16.212 km² em 2001 contra 176.555 km² no ano de 2015 para toda a bacia. No ano de 2015, por exemplo, a área total de bordas representou cerca de 65% da perda total de cobertura florestal quantificada para o período de 2001 a 2015. De forma geral, as bordas acumuladas na Bacia seguem um padrão de incremento linear, sem reduções ou aumentos significativos ao longo dos anos analisados.

Figura 4.13 – Acumulado anual das bordas ao longo da Bacia Amazônica entre os anos de 2001 e 2015.



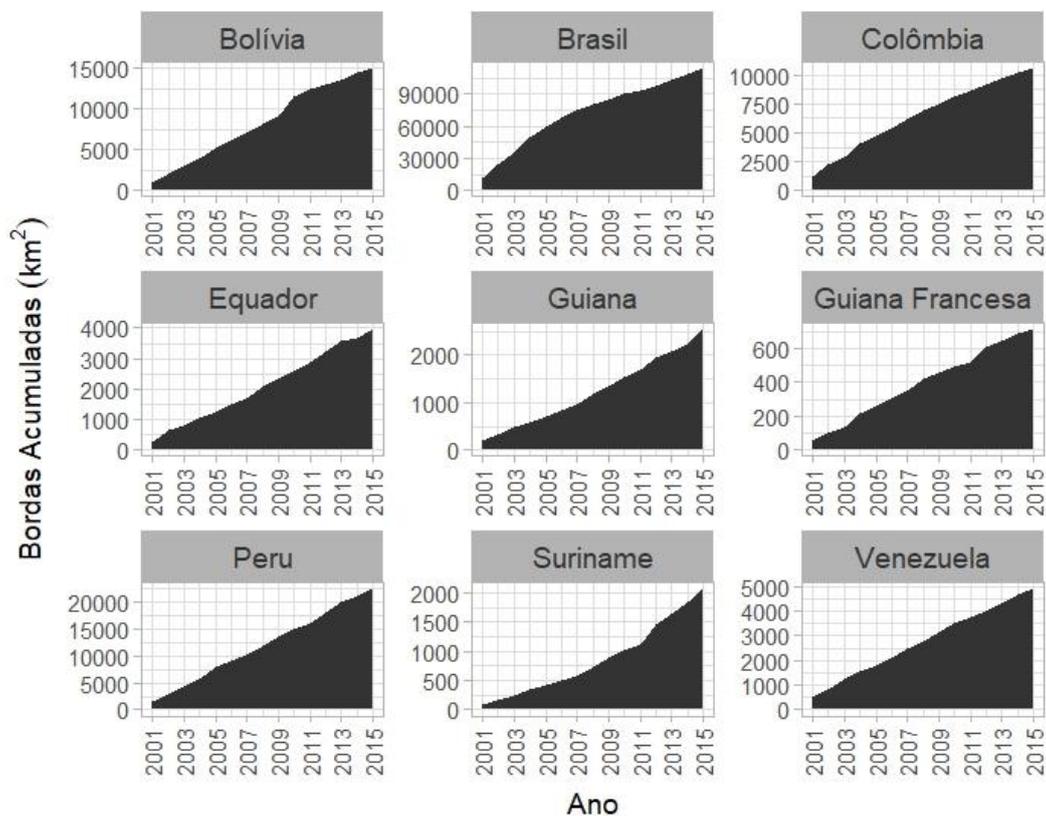
Fonte: Produção do autor.

Por outro lado, ao analisar as áreas de borda acumuladas para cada país componente da Bacia, observou-se diferentes padrões. O Brasil, por exemplo, apresentou o maior valor acumulado das áreas de borda (Tabela 4.4), com aproximadamente 11.251 km² em 2001 e 114.013 km² em 2015, representando respectivamente cerca de 69 e 65% do total observado para a Bacia. Foi observada ainda uma tendência crescente de acúmulo das áreas de borda entre 2004 e 2010 para esse país, seguida de estabilização até o ano de 2012, onde foi observada uma nova e crescente tendência de acúmulo das áreas de borda até o ano de 2015 (Figura 4.14).

Por outro lado, a Guiana Francesa apresentou o menor acumulado de áreas de borda (Tabela 4.4), com aproximadamente 58 km² em 2001 e 718 km² no ano de 2015, representando respectivamente cerca de 0,36 e 0,40% do total acumulado para a Bacia. Países como Colômbia, Equador, Guiana, Peru e Venezuela, seguiram um padrão linear no acúmulo das áreas de borda ao longo do tempo, semelhante ao observado para a Bacia como um todo (Figura 4.14). Nos demais países, foram observados

padrões de aumentos abruptos nas áreas de bordas acumuladas, em intervalos de um ano ou dois anos.

Figura 4.14 – Acumulado anual das bordas ao longo dos países componentes da Bacia Amazônica entre os anos de 2001 e 2015.



Fonte: Produção do autor.

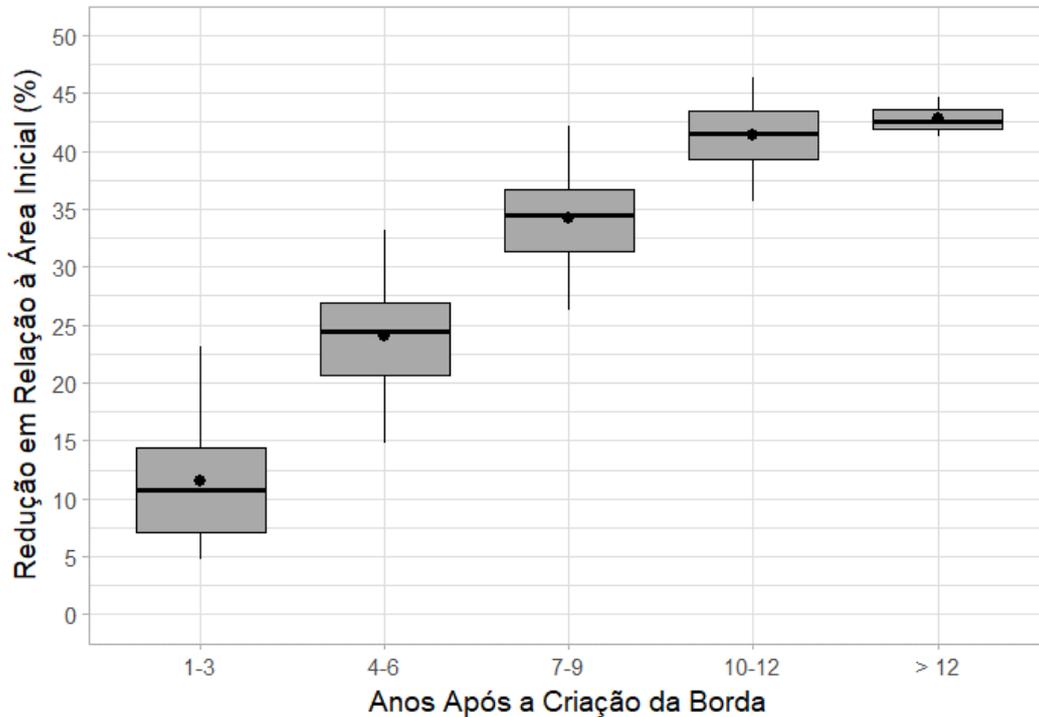
Tabela 4.4 – Valores acumulados de bordas para o início e final da série temporal em cada país componente da Bacia Amazônica.

País	Bordas (km ²)	
	2001	2015
Bolívia	1.001,00	15.003,00
Brasil	11.251,00	114.013,00
Colômbia	1.144,00	10.572,00
Equador	275,80	3.994,90
Guiana	210,10	2.568,80
Guiana Francesa	58,50	717,70
Peru	1.635,00	22.651,00
Suriname	88,80	2.089,30
Venezuela	547,90	4.946,50

As variações observadas no total de bordas acumuladas a cada ano, estão diretamente relacionadas ao padrão de remoção das áreas de florestas,

resultando na criação de novas áreas ou na remoção de antigas áreas de borda. Assim, a Figura 4.15 mostra a trajetória da redução nas áreas de borda criadas anualmente entre os anos de 2001 e 2014 para a Bacia Amazônica.

Figura 4.15 – Redução das bordas florestais em função do envelhecimento.



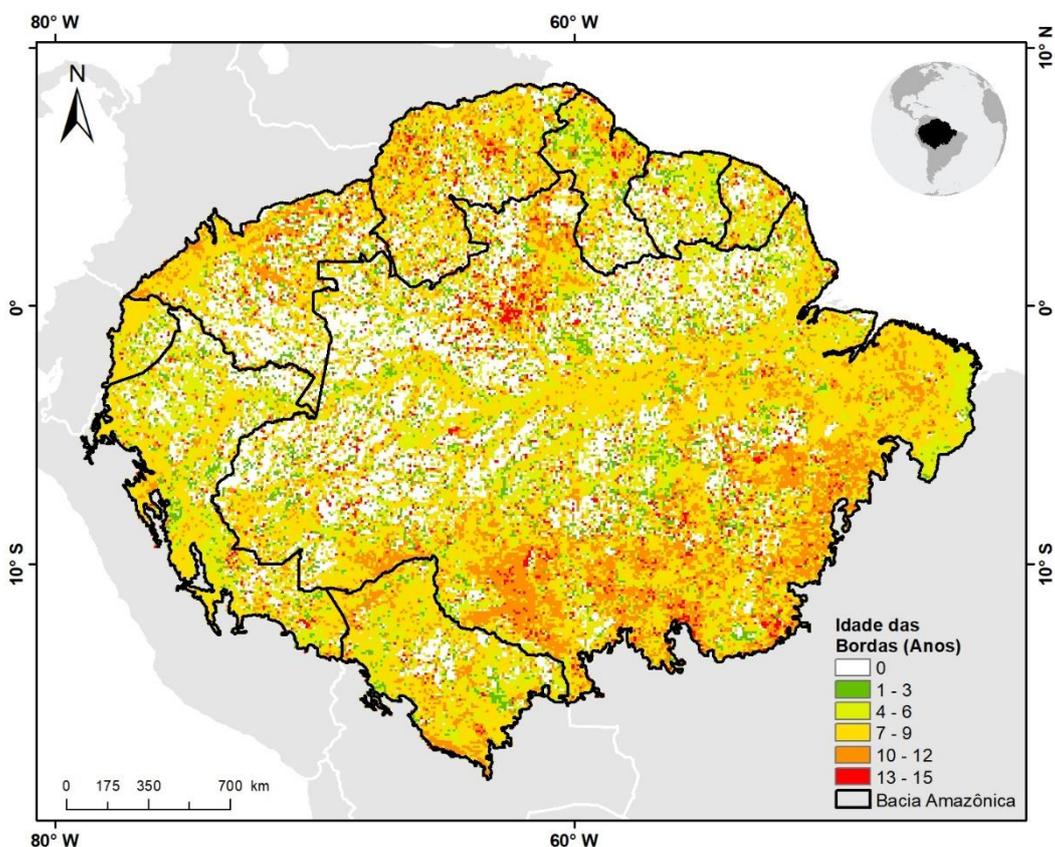
Fonte: Produção do autor.

Analisando a Figura 4.15, constatou-se que em média cerca de $11,47 \pm 4,67\%$ das bordas criadas em um determinado ano são removidas após três anos de sua criação. Aumentando à uma média de $34,18 \pm 3,96\%$ entre sete e nove anos, alcançando uma média de até $42,80 \pm 1,77\%$ após 12 anos.

4.3. Estimativa da idade das bordas florestais entre os anos de 2001 a 2015

A Figura 4.16 mostra a distribuição espacial das idades das bordas correspondentes ao ano de 2015 (os demais mapas podem ser consultados nas Figuras A.2 a A.15 no Apêndice A).

Figura 4.16 – Distribuição espacial das idades das bordas para o ano de 2015. O mapa possui uma resolução espacial de 10 km e cada pixel representa a média das idades das bordas dentro de cada pixel. O mapa dos desvios padrões pode ser consultado na Figura A.1 no Apêndice A.



Fonte: Produção do autor.

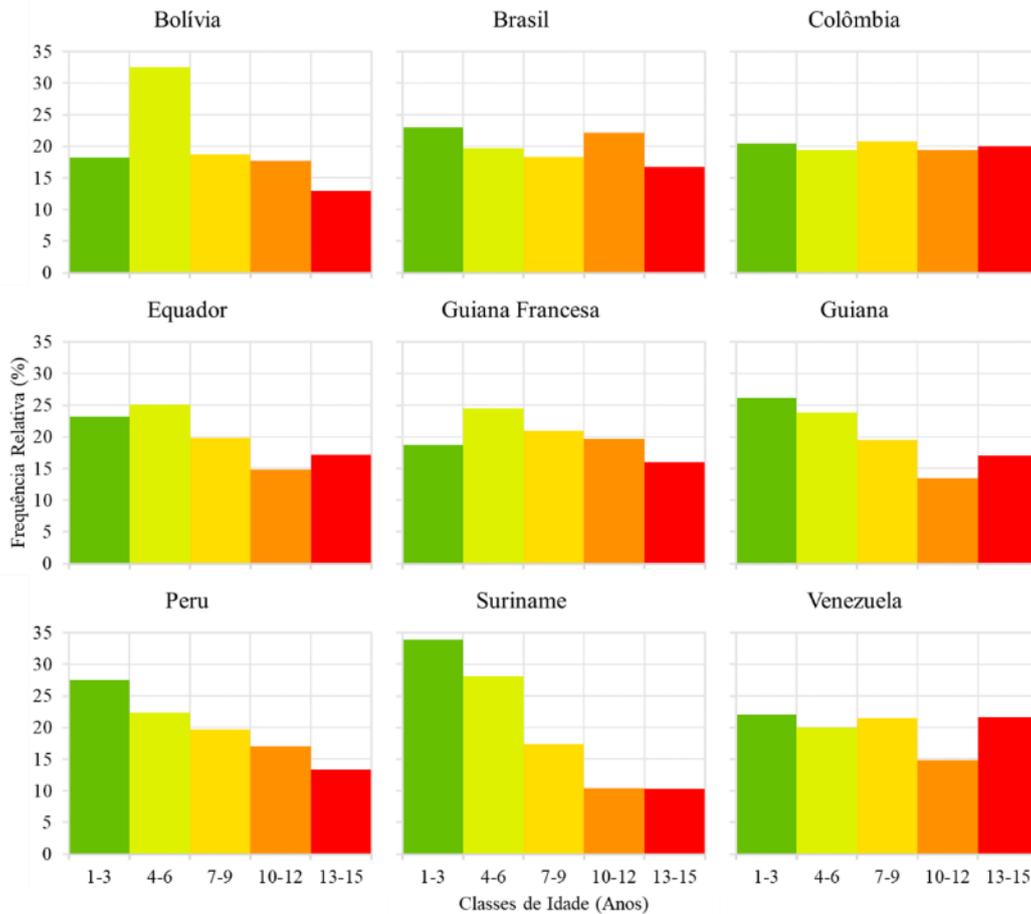
Observou-se que as bordas mais antigas, com idades entre 10 e 15 anos, estão concentradas principalmente em antigas fronteiras de desmatamento da região Amazônica. No Brasil, por exemplo, essas bordas estão localizadas na região denominada Arco do Desmatamento, que vai desde o leste do estado do Acre, passando pelos estados de Rondônia, Mato Grosso, leste do Pará, até a região oeste do estado do Maranhão. Além da região citada anteriormente, é importante destacar a região norte da porção

brasileira da Bacia, na fronteira entre os estados do Amazonas e Roraima, além da região localizada no extremo norte da Bacia (Colômbia, Venezuela e Guiana).

Por outro lado, de maneira geral, as bordas mais recentes, com idades entre 1 e 3 anos, estão localizadas principalmente em fronteiras de desmatamento ativas recentes. No Brasil, destaca-se a região norte do Mato Grosso, sul do Amazonas, entorno da BR-163 e “Terra do Meio” no estado do Pará.

Na Bacia como um todo, em 2015, cerca de 23% das bordas identificadas tinham idade entre 1 e 3 anos, 21% entre 4 e 6 anos, 19% entre 7 e 9 anos, 20% entre 10 e 12 anos e 16% entre 13 e 15 anos, mostrando equilíbrio entre as classes. Países como Brasil, Colômbia, Guiana Francesa e Venezuela, apresentaram um padrão semelhante ao da Bacia (Figura 4.17). No entanto, Bolívia, Equador, Suriname, Guiana, Peru e Suriname, diferiram quanto ao padrão de distribuição da idade das bordas, conforme pode ser observado na Figura 4.17.

Figura 4.17 – Histograma da idade das bordas para cada país componente da Bacia Amazônica no ano de 2015.



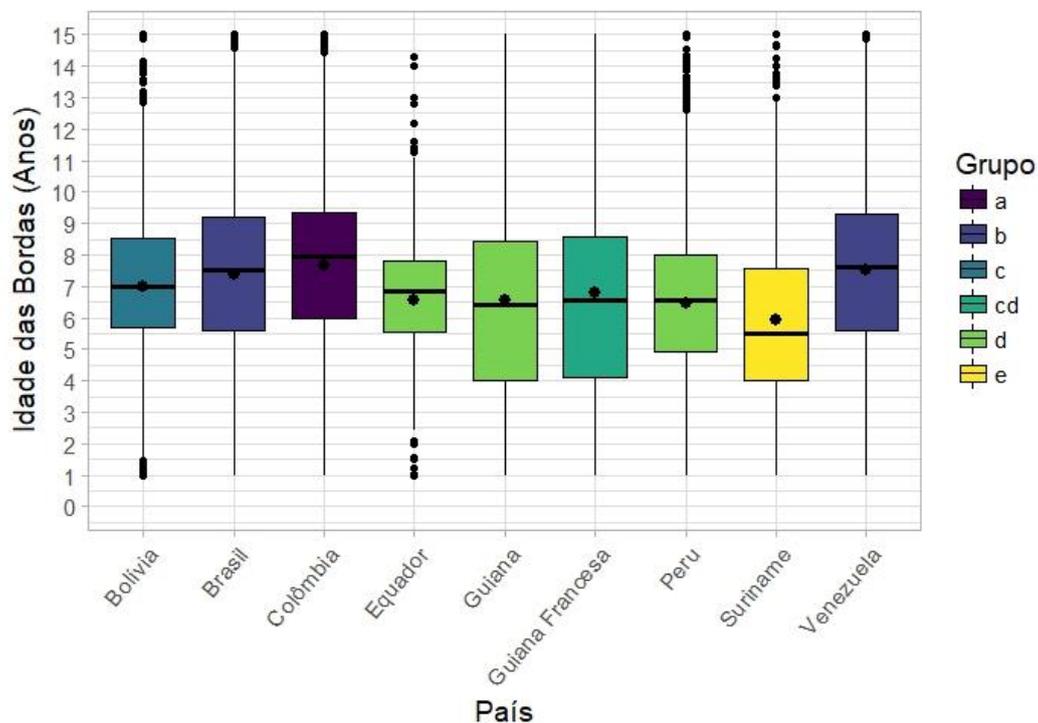
Fonte: Produção do autor.

A Bolívia, Equador e Guiana Francesa apresentaram um pico máximo na classe de idade entre 4 e 6 anos, com aproximadamente 33, 25 e 25% do total das bordas, respectivamente. Entretanto, Guiana, Peru e Suriname, apresentaram pico na classe de idade entre 1 e 3 anos, somando cerca de 26, 28 e 34% do total das bordas, respectivamente.

A Figura 4.18 mostra a distribuição das idades das bordas florestais identificadas no ano de 2015 para todos os países da Bacia Amazônica. De forma geral a Bacia apresentou uma mediana de aproximadamente 7,33 anos com uma média de aproximadamente $7,23 \pm 2,81$ anos. Entre os países componentes da Bacia, a mediana variou entre 5,490 anos ($5,94 \pm 2,93$ anos) no Suriname e 7,96 anos ($7,67 \pm 2,88$ anos) na Colômbia (Tabela 4.5).

O teste de *Kruskal-Wallis* ($KW = 1.179,3$) mostrou haver diferença significativa (valor- $p < 0,05$) nas distribuições das idades das bordas entre os nove países da Bacia (Figura 4.18). O teste pareado agregou esses países em seis grupos distintos. A Colômbia (grupo a) apresentou a maior mediana com aproximadamente 7,96 anos, seguida do Brasil e Venezuela (grupo b, sem diferença significativa entre si) com mediana de 7,54 e 7,59 anos, respectivamente, Bolívia (grupo c) com mediana de 7,01 anos, Guiana Francesa (grupo cd, semelhante simultaneamente ao grupo c e d), Equador, Guiana e Peru (grupo d) com mediana de 6,84, 6,41 e 6,56 anos, respectivamente, e finalmente o Suriname (grupo e) com a menor mediana de aproximadamente 5,49 anos.

Figura 4.18 – Boxplot da distribuição das idades identificadas no ano de 2015. Os dados foram extraídos da Figura 4.16. As linhas horizontais em negrito representam a mediana da distribuição das idades de cada país e o ponto central a média. Países em um mesmo grupo possuem estatisticamente a mesma distribuição das idades das bordas.



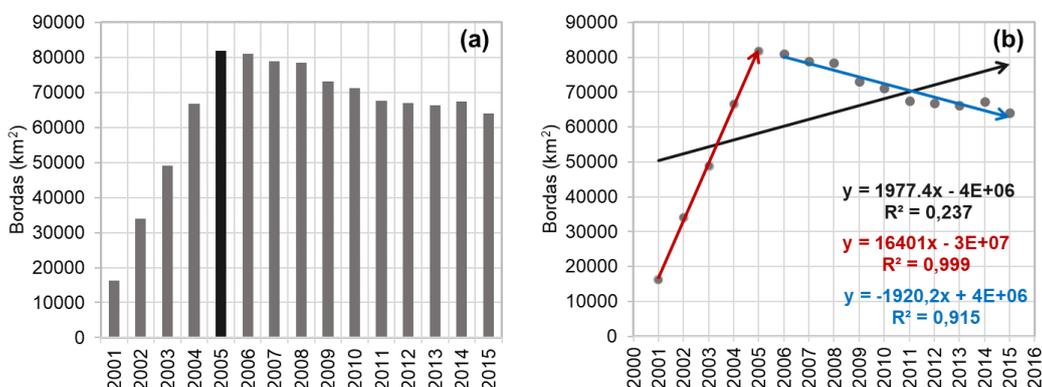
Fonte: Produção do autor.

Tabela 4.5 – Sumário das idades para cada país componente da Bacia Amazônica.

País	Idade das Bordas (Anos)		
	Mediana	Média	Desvio Padrão
Bolívia	7,01	7,00	2,35
Brasil	7,54	7,38	2,84
Colômbia	7,96	7,67	2,88
Equador	6,84	6,58	2,17
Guiana	6,41	6,57	3,11
Guiana Francesa	6,57	6,78	2,91
Peru	6,56	6,48	2,50
Suriname	5,49	5,94	2,93
Venezuela	7,59	7,53	2,94

Na Figura 4.19a estão quantificadas anualmente as bordas com idade entre um e cinco anos (bordas sujeitas à perda dos estoques de C) na Bacia Amazônica. Essas bordas partiram de uma área mínima de aproximadamente 16.212 km² no ano de 2001, seguindo à um pico de aproximadamente 81.908 km² no ano de 2005.

Figura 4.19 – Quantificação anual das bordas sujeitas à perda dos estoques de C (a). Análise das tendências antes e depois do pico máximo de bordas (b). Em vermelho a tendência entre os anos de 2001 e 2005, em azul a tendência entre os anos de 2006 e 2015, e em preto a tendência entre os anos de 2001 e 2015.



Fonte: Produção do autor.

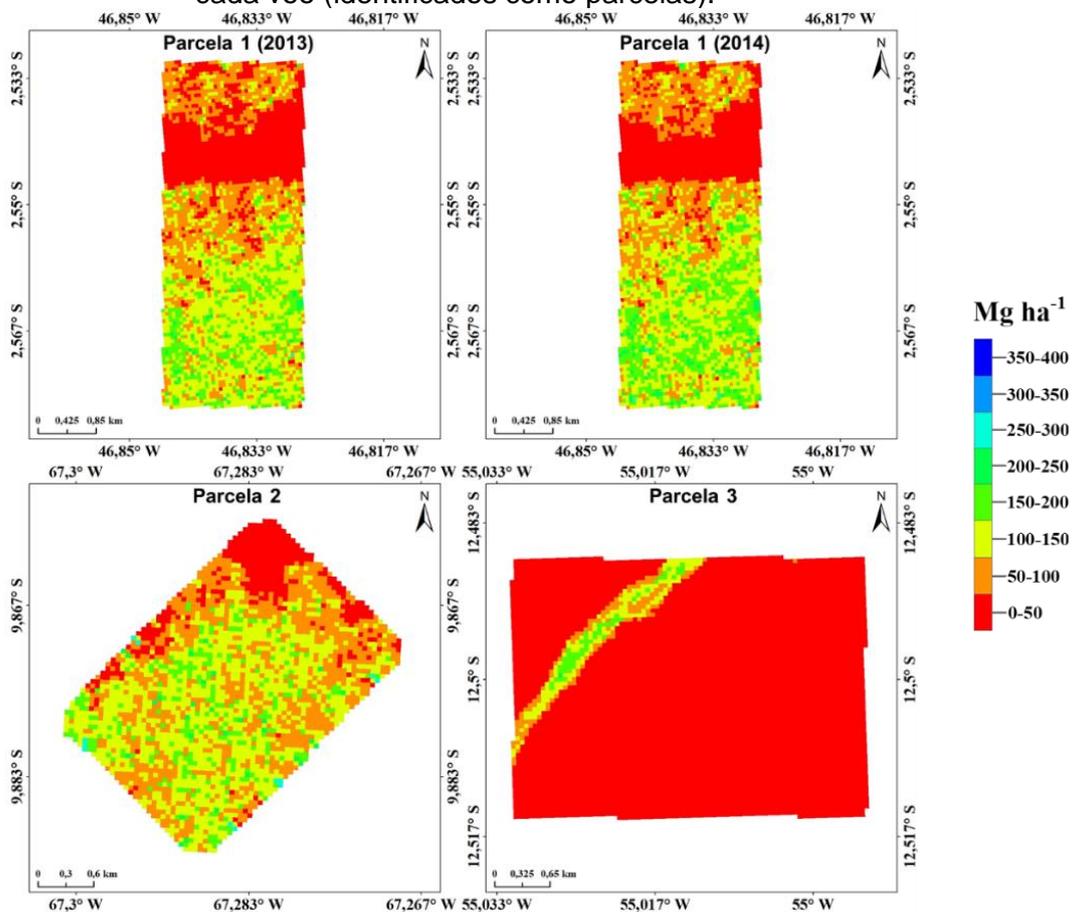
Entre 2001 e 2005 foi observada uma tendência de aumento significativa ($R^2 = 0,999$ e valor- $p < 0,05$), com uma taxa aproximada de 16.401 km² ano⁻¹ (Figura 4.19b). Entretanto, entre os anos de 2006 e 2015 uma tendência de redução significativa ($R^2 = 0,915$ e valor- $p < 0,05$) foi observada, à uma taxa de aproximadamente 1.920 km² ano⁻¹. Por outro lado, quando considerada a série entre 2001 e 2015, nenhuma tendência

foi observada ($R^2 = 0,237$ e valor- $p > 0,05$). Essas bordas sujeitas à perda dos estoques de C têm suas áreas anuais em média $3,74 \pm 1,35$ (média das áreas anuais de bordas sujeitas à perda dos estoques de C dividido pela área desmatada em cada ano) vezes maiores que as áreas de floresta desmatadas anualmente.

4.4. Mapas de estoques de C derivados dos dados LiDAR

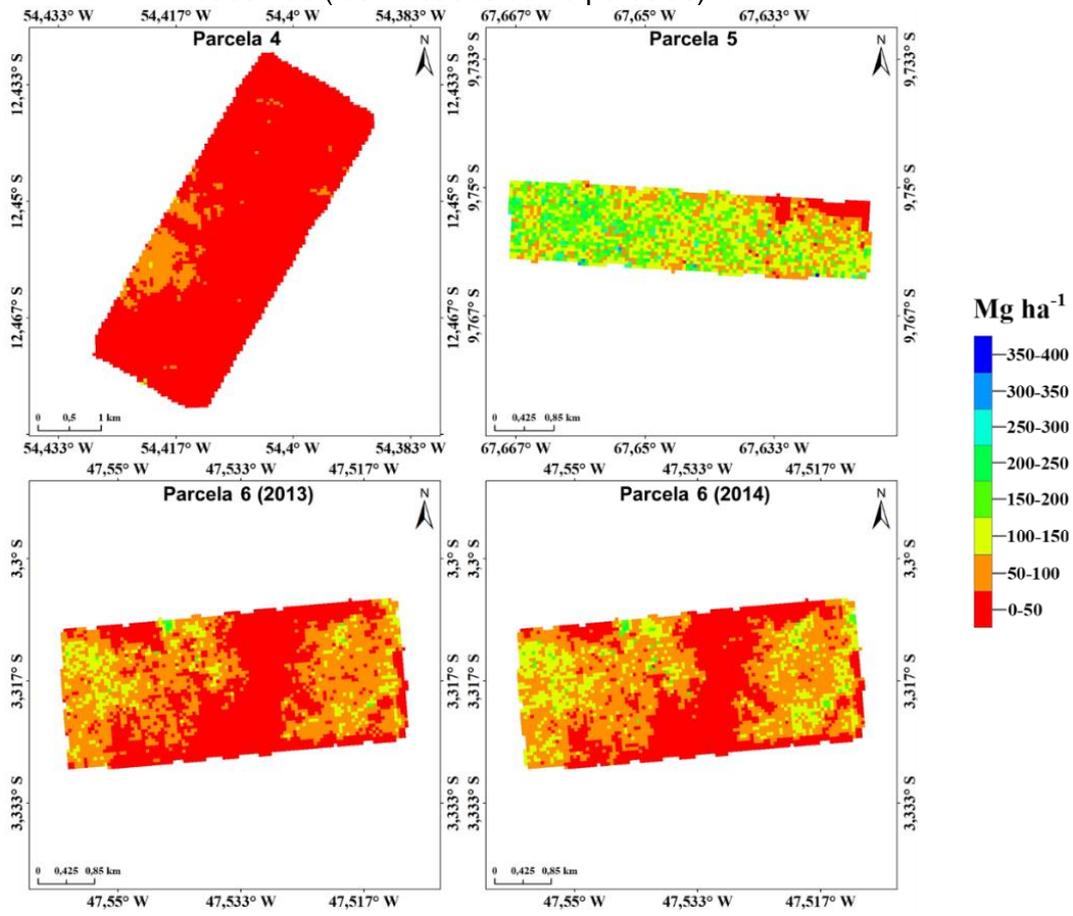
As Figura 4.20 a 4.24 mostram os mapas de estoques de C obtidos a partir dos dados LiDAR. Na Tabela 4.6 é apresentado um sumário dos estoques de C para cada parcela LiDAR nas áreas de floresta e de borda. Nas áreas de floresta os estoques de C variaram de $55,56 \pm 18,73$ Mg C ha⁻¹ (Parcela 4) a $142,60 \pm 51,14$ Mg C ha⁻¹ (Parcela 7). Por outro lado, nas áreas de bordas os estoques variaram de $31,18 \pm 17,32$ Mg C ha⁻¹ (Parcela 4) a $99,58 \pm 43,31$ Mg C ha⁻¹ (Parcela 3).

Figura 4.20 – Mapas de estoques de C baseados nos dados LiDAR obtidos para cada voo (identificados como parcelas).



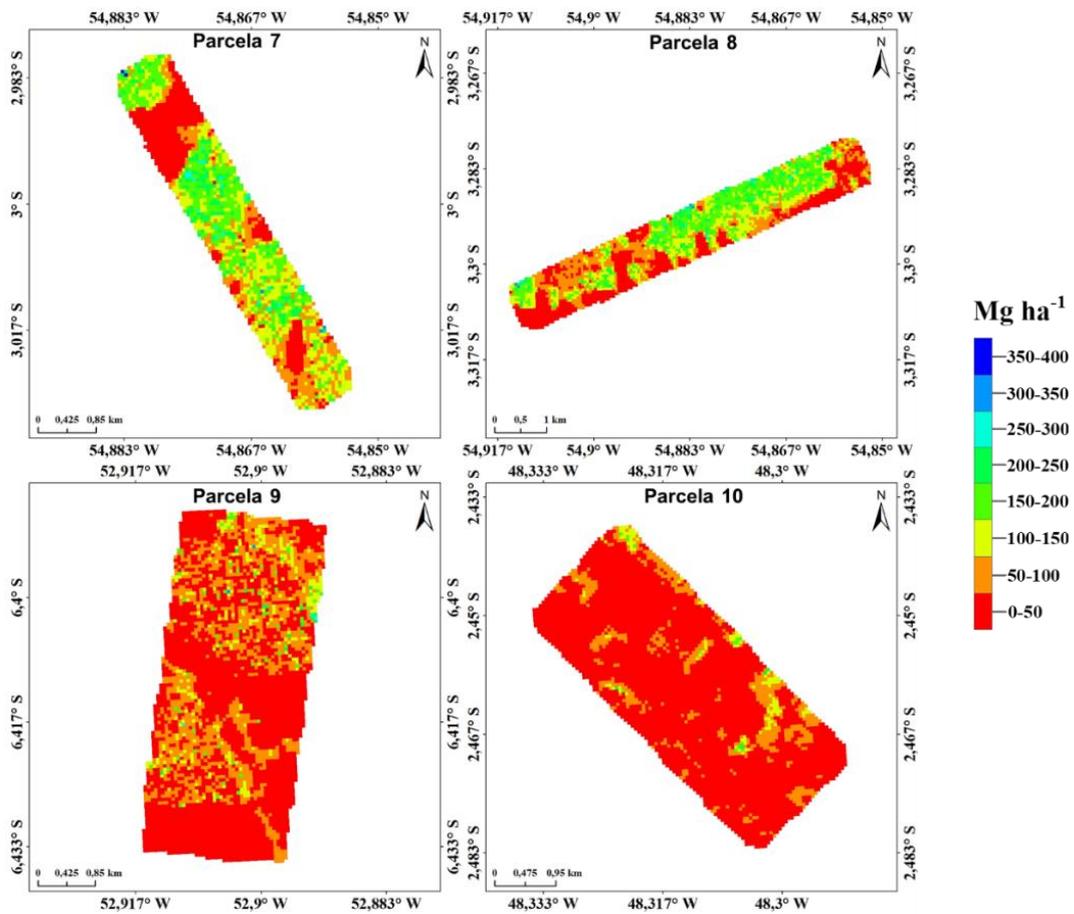
Fonte: Produção do autor.

Figura 4.21 – Mapas de estoques de C baseados nos dados LiDAR obtidos para cada voo (identificados como parcelas).



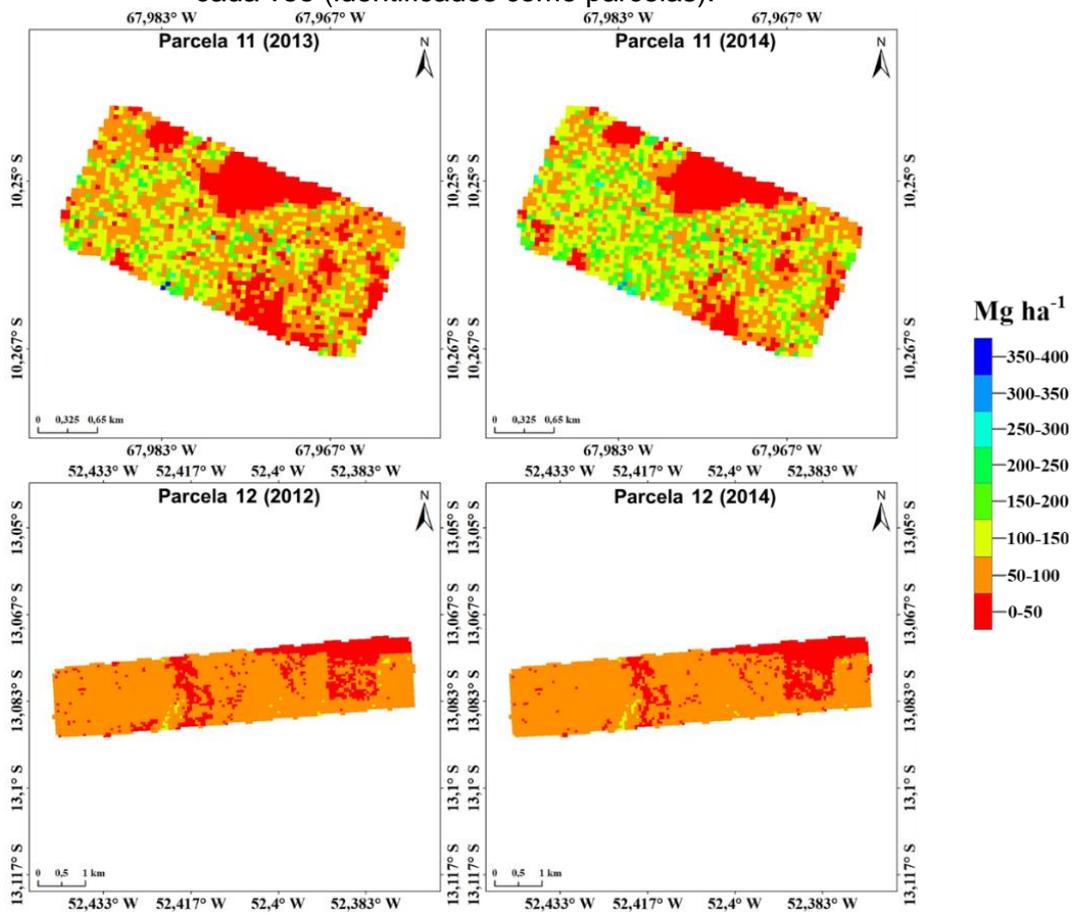
Fonte: Produção do autor.

Figura 4.22 – Mapas de estoques de C baseados nos dados LiDAR obtidos para cada voo (identificados como parcelas).



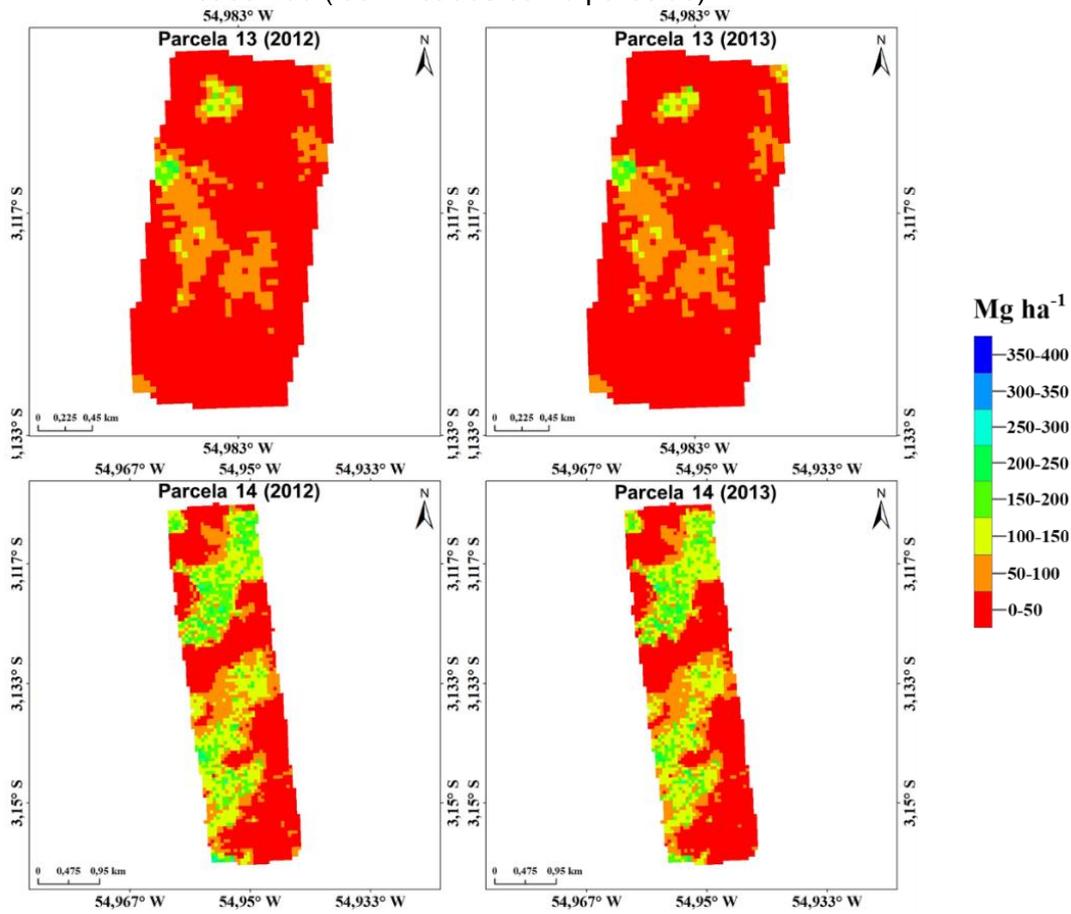
Fonte: Produção do autor.

Figura 4.23 – Mapas de estoques de C baseados nos dados LiDAR obtidos para cada voo (identificados como parcelas).



Fonte: Produção do autor.

Figura 4.24 – Mapas de estoques de C baseados nos dados LiDAR obtidos para cada voo (identificados como parcelas).



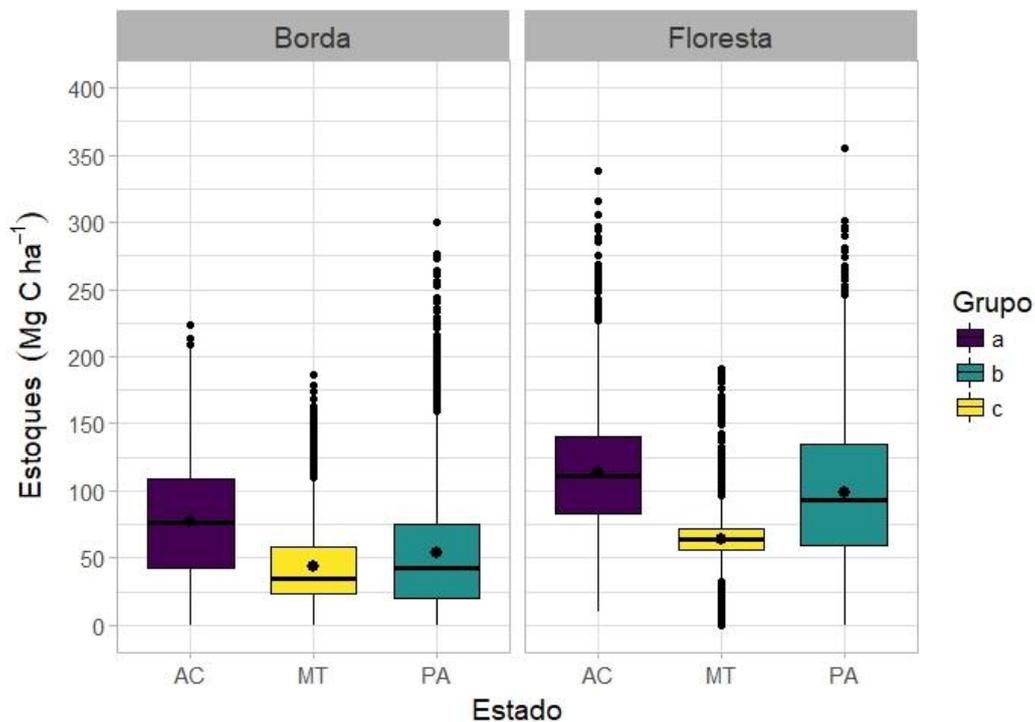
Fonte: Produção do autor.

Tabela 4.6 – Sumário dos valores de estoques de C estimados para as 14 parcelas nos 20 voos analisadas. Os valores foram separados para as áreas de floresta e de borda.

Voos	Estoque de C (Mg C ha ⁻¹)					
	<i>Interior da Floresta</i>			<i>Borda</i>		
	Mediana	Média	Desvio Padrão	Mediana	Média	Desvio Padrão
Parcela 1 (2013)	114,58	111,08	41,77	44,29	47,32	34,72
Parcela 1 (2014)	123,16	120,47	42,91	49,68	53,35	35,91
Parcela 2	108,19	108,86	39,40	44,35	50,79	37,83
Parcela 3	140,03	134,62	37,38	102,14	99,58	43,31
Parcela 4	57,95	55,56	18,73	29,73	31,18	17,32
Parcela 5	131,46	134,97	44,32	80,09	83,17	41,63
Parcela 6 (2013)	60,56	61,13	33,00	35,61	44,32	30,28
Parcela 6 (2014)	84,18	82,83	32,16	52,64	56,89	32,13
Parcela 7	140,72	142,60	51,14	99,15	98,52	60,47
Parcela 8	145,51	135,16	55,81	81,87	90,19	58,37
Parcela 9	53,62	61,90	36,72	41,64	48,01	34,21
Parcela 10	69,36	70,54	39,57	26,15	35,26	30,54
Parcela 11 (2013)	87,35	93,72	43,14	73,61	77,91	47,24
Parcela 11 (2014)	110,87	114,11	44,44	91,18	88,27	51,87
Parcela 12 (2012)	63,41	63,09	14,81	55,42	48,76	21,37
Parcela 12 (2014)	64,89	64,25	15,09	48,38	41,58	23,98
Parcela 13 (2012)	56,81	57,72	31,01	27,25	34,95	29,50
Parcela 13 (2013)	56,79	59,57	31,73	29,96	36,59	30,15
Parcela 14 (2012)	124,33	126,64	45,88	54,37	66,96	50,37
Parcela 14 (2013)	119,80	120,28	44,15	53,46	62,90	51,69

A Figura 4.25 mostra a distribuição dos estoques de C calculados para as parcelas LiDAR localizadas nos estados do Acre (4 voos), Mato Grosso (4) e Pará (12) (separadas em áreas do interior da floresta e bordas).

Figura 4.25 – Boxplot da distribuição dos estoques de C por estado da federação nas áreas de floresta e borda. Estados em um mesmo grupo possuem estatisticamente a mesma distribuição dos valores de estoques de C.



Fonte: Produção do autor.

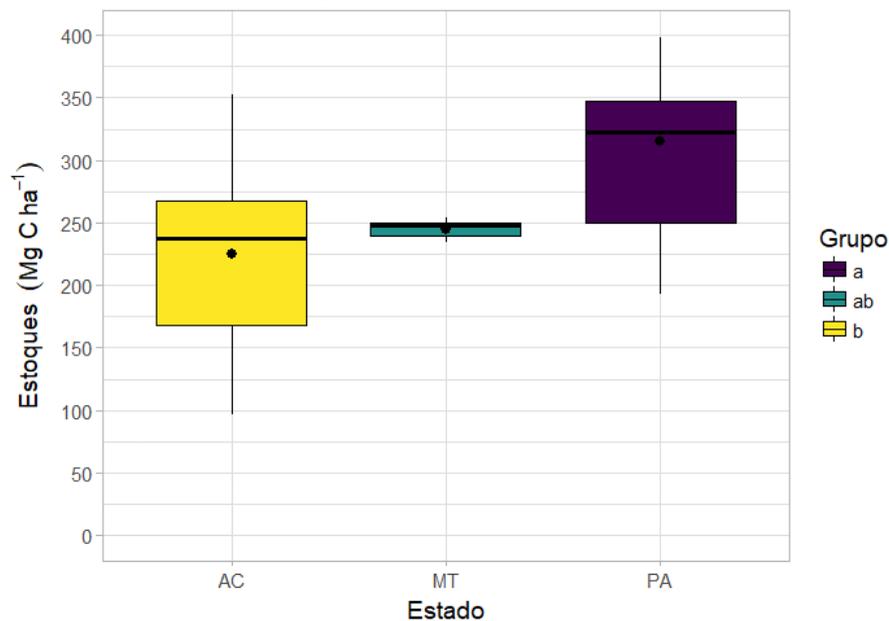
Nas áreas de floresta e de borda, o teste de *Kruskal-Wallis* ($KW = 2.845$ e $KW = 177,54$ respectivamente) mostrou existir diferença significativa (valor- $p < 0,05$) entre as distribuições dos valores de estoques de C para os três Estados analisados. O teste pareado mostrou haver três grupos distintos entre os Estados analisados, tanto nas áreas de floresta quanto nas áreas de borda.

Nas áreas de floresta, uma mediana de $110,80 \text{ Mg C ha}^{-1}$ foi observada para o estado do Acre ($113,44 \pm 45,03 \text{ Mg C ha}^{-1}$; grupo a), seguido do Pará com mediana de $93,60 \text{ Mg C ha}^{-1}$ ($98,45 \pm 50,59 \text{ Mg C ha}^{-1}$; grupo b) e Mato Grosso com mediana de $64,32 \text{ Mg C ha}^{-1}$ ($64,06 \pm 16,79 \text{ Mg C ha}^{-1}$; grupo c). Para as áreas de borda, o padrão anterior se repetiu, com uma mediana de $76,24 \text{ Mg C ha}^{-1}$ no estado do Acre ($78,44 \pm 48,52 \text{ Mg C ha}^{-1}$; grupo a),

seguido do Pará com mediana de 41,97 Mg C ha⁻¹ (53,71±44,74 Mg C ha⁻¹; grupo b) e Mato Grosso com mediana de 34,96 Mg C ha⁻¹ (43,45±32,97 Mg C ha⁻¹; grupo c).

A Figura 4.26 mostra a distribuição dos estoques de C estimados em campo para áreas de floresta não perturbada nos estados do Acre, Mato Grosso e Pará. O teste de *Kruskal-Wallis* mostrou diferença significativa entre os estoques para as diferentes localizações geográficas ($KW = 7,03$; valor- $p < 0,05$), com maiores valores observados para o estado do Pará (grupo a) e menores valores no estado do Acre (grupo b), e o estado do Mato Grosso sem diferença significativa entre os dois outros estados (grupo ab).

Figura 4.26 – Distribuição dos estoques de C obtidos em campo via inventários florestais para os estados do Acre (AC), Mato Grosso (MT) e Pará (PA). Estados em um mesmo grupo possuem estatisticamente a mesma distribuição dos valores de estoques de C.



Fonte: Produção do autor.

No estado do Acre, foi estimada em campo uma média de aproximadamente 225,04±74,52 Mg C ha⁻¹ (mediana de 237,47 Mg C ha⁻¹), enquanto que a média estimada via LiDAR foi de aproximadamente 113,44±45,03 Mg C ha⁻¹ (mediana de 110,8 Mg C ha⁻¹). Para o Mato Grosso, foi estimada em campo uma média de aproximadamente 244,98±7,69 Mg C ha⁻¹ (mediana de 248,16 Mg C ha⁻¹), enquanto que a

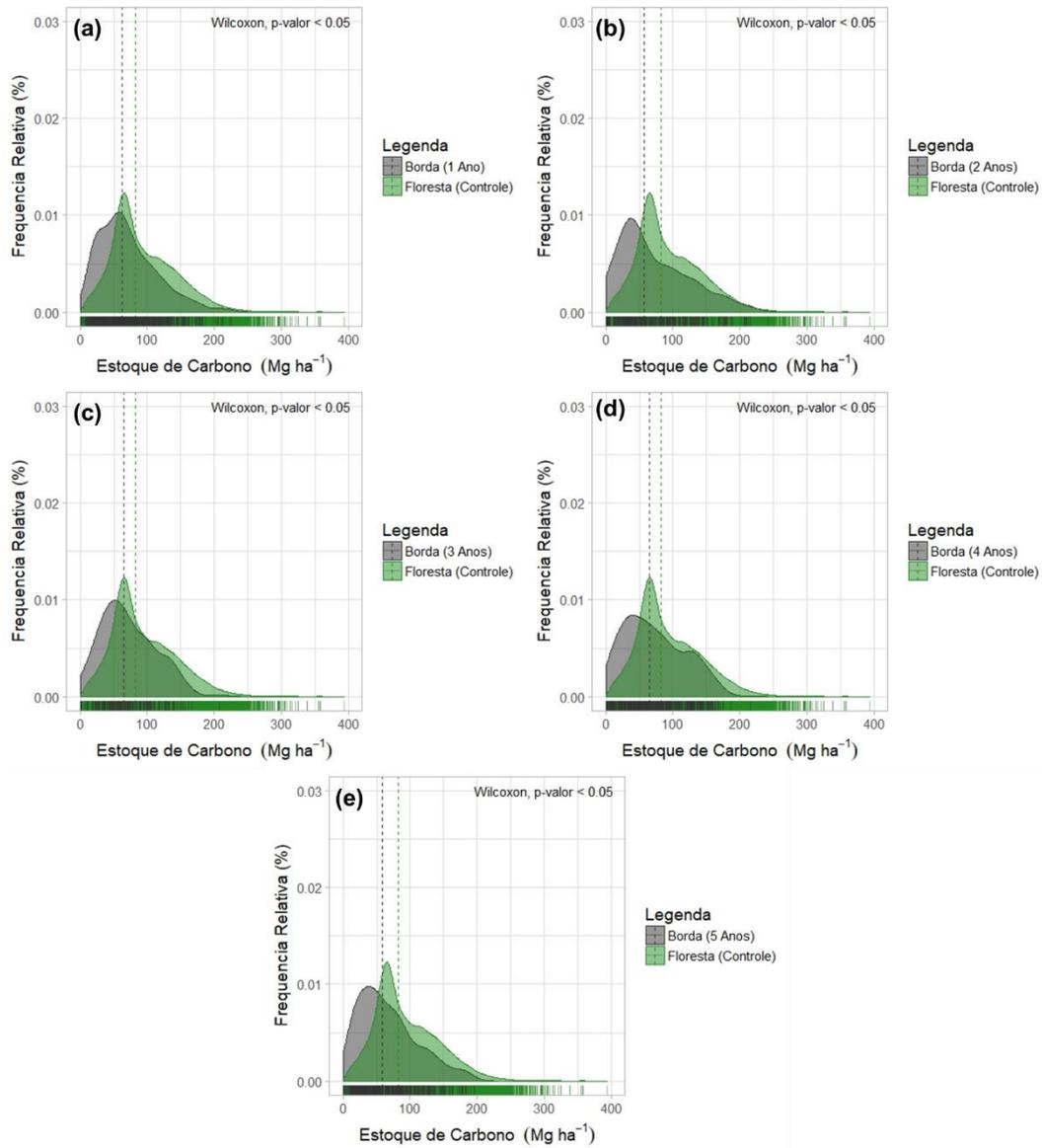
média estimada via LiDAR foi de aproximadamente $64,06 \pm 16,79 \text{ Mg C ha}^{-1}$ (mediana de $64,32 \text{ Mg C ha}^{-1}$). Por fim, no estado do Pará foi estimada em campo uma média de aproximadamente $315,57 \pm 87,14 \text{ Mg C ha}^{-1}$ (mediana de $322,82 \text{ Mg C ha}^{-1}$), enquanto que a média estimada via LiDAR foi de aproximadamente $98,45 \pm 50,59 \text{ Mg C ha}^{-1}$ (mediana de $93,6 \text{ Mg C ha}^{-1}$).

4.5. Diferença entre os estoques de C nas bordas florestais em relação ao interior da floresta em função da idade das bordas

As Figuras 4.27, 4.28 e 4.29 mostram a distribuição de todos os valores dos estoques de C observados nas áreas de floresta e os respectivos valores nas áreas de borda em função da idade. Cerca de 50% dos valores de estoques de C nas áreas de floresta foram observados entre 60 e 125 Mg C ha^{-1} , com mediana de aproximadamente 83 Mg C ha^{-1} ($93,95 \pm 47,14 \text{ Mg C ha}^{-1}$).

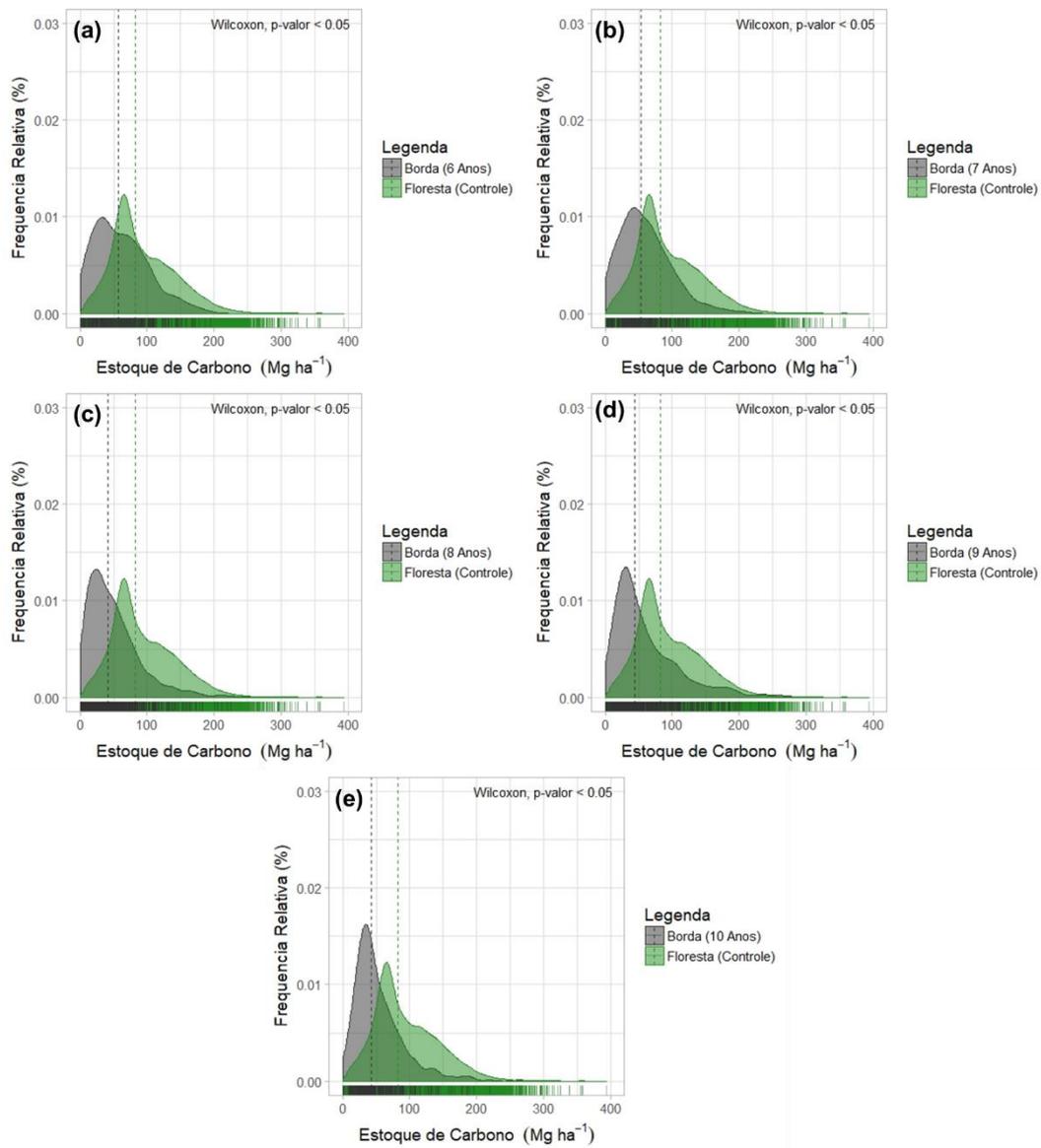
Nas áreas de borda, os padrões variaram em função da idade, com valores de mediana sempre inferiores aos observados nas áreas de floresta. Isso foi evidenciado também pelo deslocamento da distribuição dos valores nas áreas de bordas em relação aos valores das áreas de floresta em função de cada idade.

Figura 4.27 – Histograma com a comparação entre os estoques de C (baseados nos dados LiDAR) observados nas áreas de floresta e nas áreas de borda florestal com idades entre um (a) e cinco anos (e). As linhas verticais tracejadas representam a mediana das distribuições.



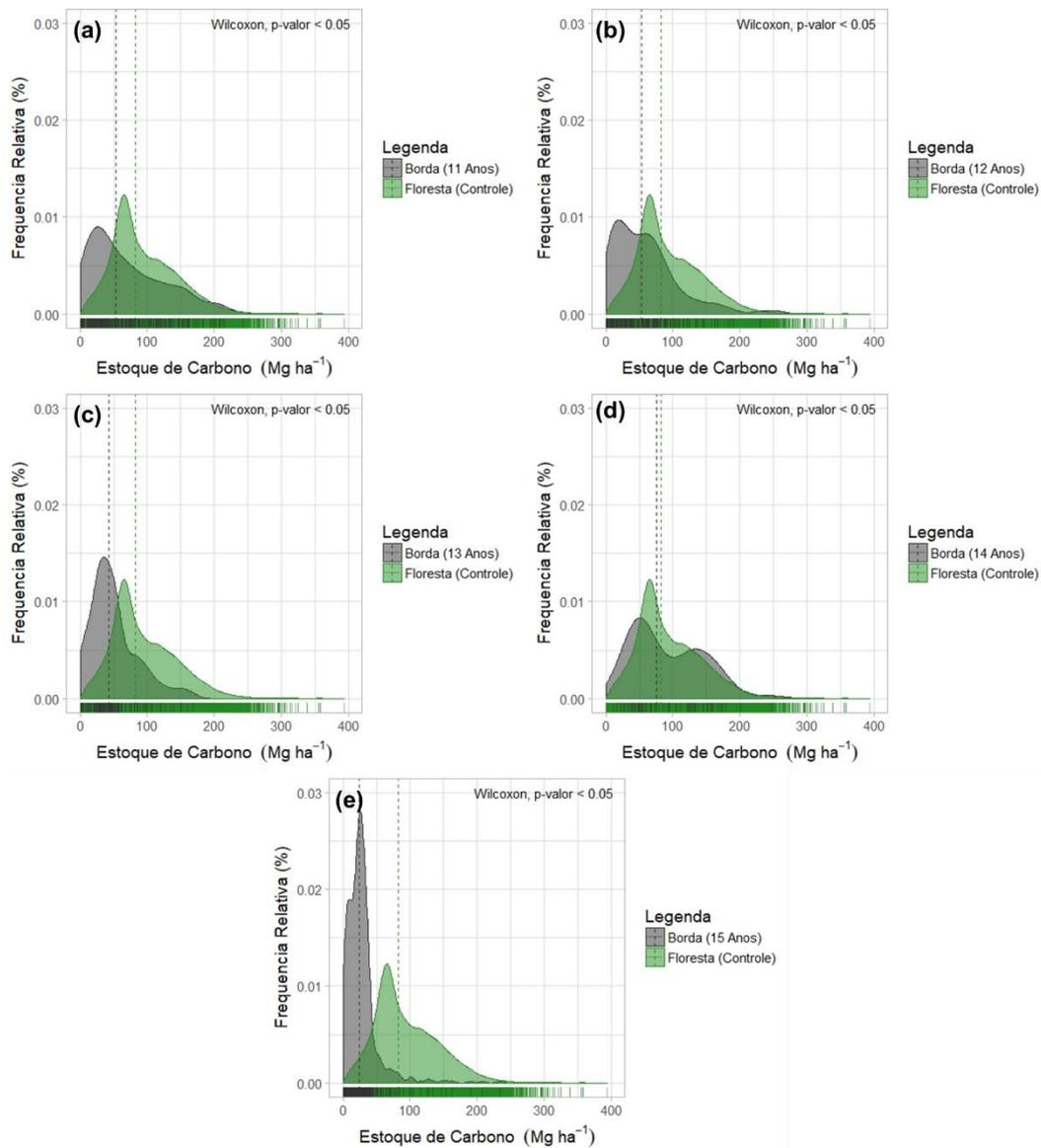
Fonte: Produção do autor.

Figura 4.28 – Histograma com a comparação entre os estoques de C (baseados nos dados LiDAR) observados nas áreas de floresta e nas áreas de borda florestal com idades entre seis (a) e dez anos (e). As linhas verticais tracejadas representam a mediana das distribuições.



Fonte: Produção do autor.

Figura 4.29 – Histograma com a comparação entre os estoques de C (baseados nos dados LiDAR) observados nas áreas de floresta e nas áreas de borda florestal com idades entre onze (a) e quinze anos (e). As linhas verticais tracejadas representam a mediana das distribuições.



Fonte: Produção do autor.

A Tabela 4.7 mostra o sumário dos valores de estoques de C observados em função da idade das bordas, além do cálculo da diferença entre a média observada nas áreas de floresta e a média observada nas áreas de borda em função das respectivas idades. Foi observado uma menor mediana de 24,24 Mg C ha⁻¹ (27,25±24,93 Mg C ha⁻¹) nas bordas com idade de 15 anos. No entanto, a maior mediana foi de 75,4 Mg C ha⁻¹ (91,21±52,59 Mg C ha⁻¹) foi observada nas bordas com idade de 14 anos.

Tabela 4.7 – Mediana, média e desvio padrão das medidas dos estoques de C (LiDAR) encontrados nas áreas de bordas florestais separadas por suas respectivas idades. Adicionalmente é apresentada a estatística *W* do teste de *Wilcoxon*.

Idade (Anos)	Mediana (Mg C ha⁻¹)	Média (Mg C ha⁻¹)	Desvio Padrão (Mg C ha⁻¹)	Diferença em Relação às Áreas de Floresta (%)	<i>W</i>
1	62,83	71,01	43,15	24,42	17.689.000
2	57,45	72,02	52,44	23,34	9.530.200
3	64,77	71,56	40,38	23,83	4.380.900
4	65,19	72,64	45,17	22,68	10.572.000
5	58,26	67,02	43,94	28,66	12.087.000
6	57,05	61,58	40,64	34,45	9.748.400
7	53,27	60,19	38,26	35,93	8.091.900
8	41,08	50,01	39,17	46,77	20.344.000
9	44,53	60,83	49,59	35,25	19.840.000
10	43,09	53,46	37,27	43,10	12.655.000
11	53,84	69,85	56,05	25,65	7.674.800
12	53,10	58,57	48,79	37,66	6.049.400
13	42,89	50,04	35,44	46,74	4.106.200
14	75,40	91,21	52,59	2,92	1.422.400
15	24,24	27,25	24,93	71,00	19.584.000

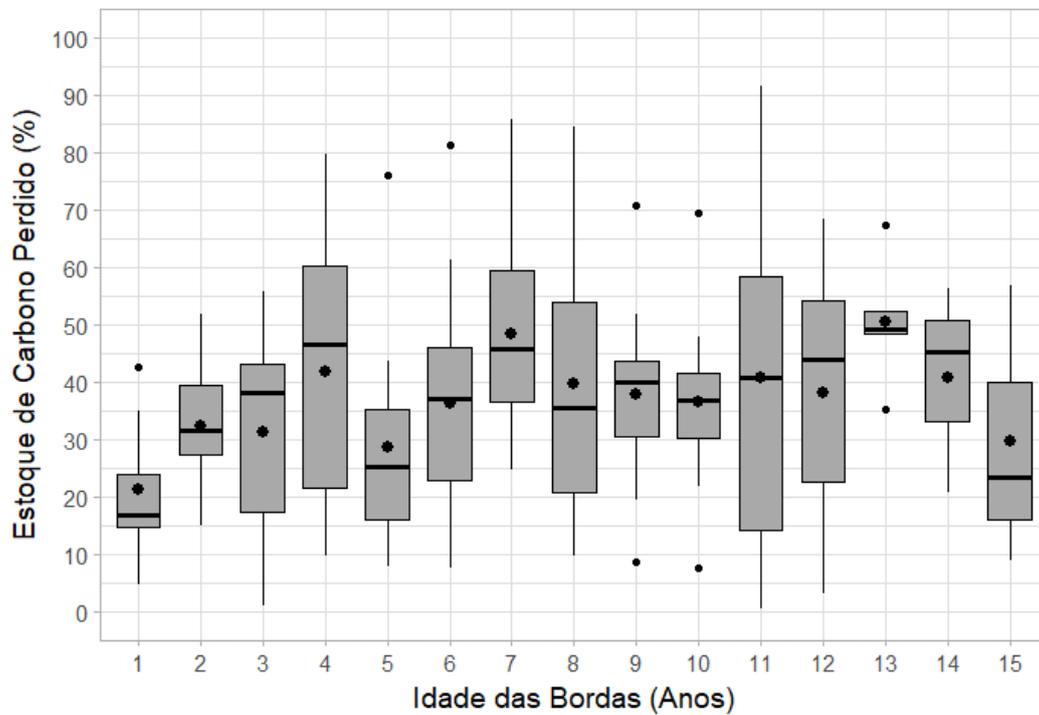
Foi observada uma diferença média de aproximadamente $33,49 \pm 14,82\%$ nos valores de estoque de C observados nas bordas em função de suas idades em relação aos valores observados no interior da floresta. A maior diferença foi observada para bordas com idades de 15 anos com aproximadamente 71%, enquanto a menor diferença foi observada para idades de 14 anos (2,92%). Essas diferenças não seguiram um padrão específico ao longo do tempo.

Embora exista uma variação na distribuição dos valores de estoques de C observados nas bordas em relação aos valores observados nas áreas de floresta ao longo do tempo, o teste de *Wilcoxon* mostrou que independentemente da idade da borda florestal existe sempre diferença significativa (valor-p < 0,05) em relação aos valores observados nas áreas de floresta, indicando que dentro de 15 anos após a formação das bordas estes estoques não retornam aos valores originais.

4.6. Modelo de perda dos Estoques de C em função da idade das bordas florestais

A Figura 4.30 mostra a distribuição da porcentagem de perda dos estoques de C nas bordas florestais em função das suas respectivas idades. É possível observar a existência de uma grande variabilidade nos valores das perdas ao longo de cada idade. Foi observado um valor mínimo de mediana com aproximadamente 16,61% ($21,17 \pm 10,92\%$) de perda dos estoques de C em bordas com um ano de idade. Por outro lado, a maior mediana com aproximadamente 48,99% ($50,49 \pm 11,48\%$) foi observada nas bordas com idade de 13 anos. As curvas dos nove modelos foram ajustadas baseando-se nas médias das perdas para cada idade. Essas médias foram utilizadas com o sinal negativo, como indicação de redução nos estoques de C.

Figura 4.30 – Boxplot da distribuição das perdas dos estoques de C em função da idade das bordas. As linhas horizontais em negrito representam a mediana, enquanto que o ponto central representa a média de cada distribuição.



Fonte: Produção do autor.

A Tabela 4.8 mostra os modelos ajustados e suas respectivas equações, coeficientes de determinação, erro padrão e valor da estatística BIC estimados para cada um dos 9 modelos avaliados. Todas as equações avaliadas foram significativas com valor- $p < 0,05$.

Tabela 4.8 - Modelos ajustados e suas respectivas equações, coeficientes de determinação, erro padrão e valor da estatística BIC.

Modelo	Equação *	R²	Erro Padrão (%)	BIC
1	$y = -23,678 - (1,452 \times x)$	0,34	9,85	124,79
2	$y = (-9,601 \times x) + (0,054 \times x^2)$	0,52	8,44	119,84
3	$y = (-14,221 \times x) + (1,501 \times x^2) - (0,048 \times x^3)$	0,67	7,27	116,66
4	$y = (0,260 - (51,714 \times x))/(1 + (1,208 \times x))$	0,78	5,98	110,43
5	$y = (-42,815 \times x)/(0,836 + x)$	0,78	5,77	107,65
6	$y = -39,261 \times (1 - EXP(-0,729(x + 0,014)))$	0,78	5,95	110,27
7	$y = (38,756 \times EXP((-0,734 \times x)) - 39,150$	0,78	6,20	113,04
8	$y = (-23,613 \times x^{0,441}) \times (EXP(-0,048 \times x))$	0,79	5,83	109,59
9	$y = (38,849 \times EXP(-0,729 \times x)) - 39,262$	0,78	6,20	113,04

* x é a idade (anos) e y o valor de perda estimado (%).

Dos nove modelos analisados, oito foram não lineares e um linear (modelo 1). Os coeficientes de determinação variaram de aproximadamente 35% para o modelo 1 a 79% no modelo 8. O menor erro padrão foi observado para o modelo 5 (aproximadamente 6%), enquanto o maior valor foi observado no modelo 1 (aproximadamente 10%). Adotando o critério BIC, o modelo 5 foi selecionado como o melhor modelo, por apresentar a menor estatística entre os demais (BIC = 107,65). Os valores da estatística BIC para os demais modelos variaram entre 109,59 para o modelo 8 e 124,79 no modelo 1.

O melhor modelo selecionado corresponde a uma função hiperbólica retangular, também conhecida como equação cinética de *Michaelis-Menten* (RAAIJMAKERS, 1987). Este modelo é representado conforme a Equação 5.

$$y_i = \frac{\alpha \times x_i}{\beta + x_i} + \varepsilon_i \quad (5)$$

Dessa forma, o modelo adotado para a presente dissertação pode ser escrito da seguinte forma (Equação 6a e 6b):

$$y = \frac{-42,815(\pm 2,966) \times x}{0,836(\pm 0,411) + x} + \varepsilon \quad (6a)$$

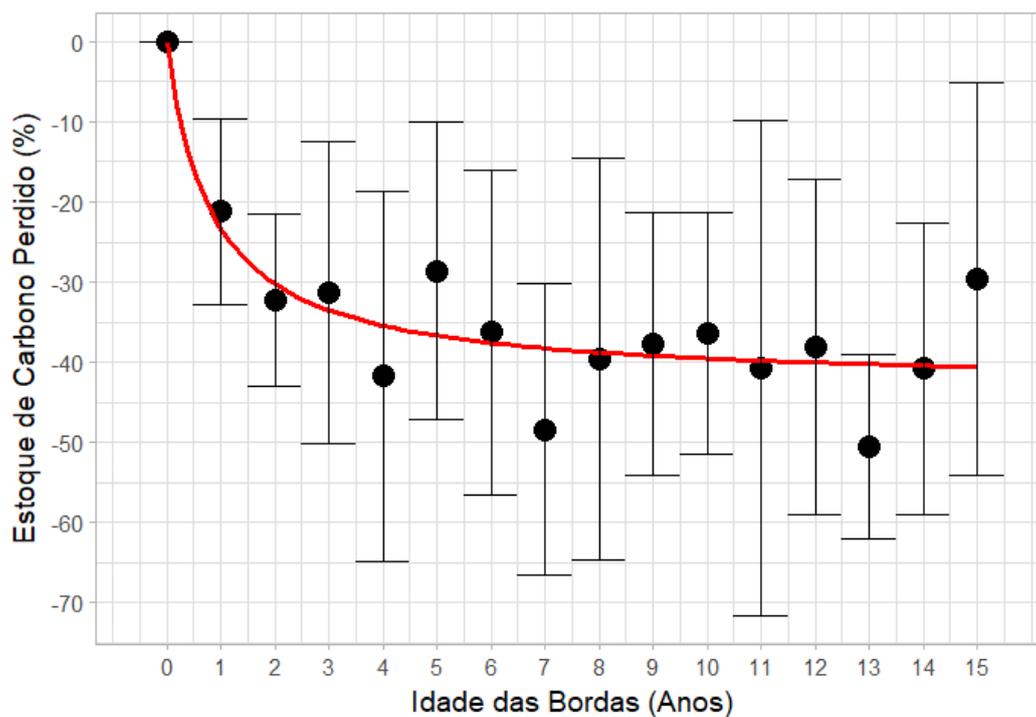
$$\text{Onde, } \varepsilon \sim N(0, 5,767^2) \quad (6b)$$

onde y é perda estimada para os estoques de C em função da idade das bordas, x é a idade da borda, -42,815 é o valor de α , 0,836 é o valor de β e ε é o erro estimado para a equação. Os valores entre parênteses foram obtidos através das 1000 interações no processo de “*bootstrap*”, e representam a variação de cada parâmetro considerando um intervalo de confiança de 95%.

A Figura 4.31 mostra a curva baseada na equação do melhor modelo selecionado. O maior valor de perda de estoques de C foi estimado para a

idade de borda igual a 15 anos com aproximadamente 40,55%, enquanto que o menor valor estimado foi observado para a idade de borda de um ano com aproximadamente 23,32%. De forma geral, a curva da equação mostra existir uma perda significativa dos estoques de C até cinco anos após a criação das bordas, resultando em uma redução de aproximadamente 36,68% em relação aos estoques originais. Entretanto, o modelo mostra uma tendência de estabilização das perdas após o sexto ano após a criação das bordas.

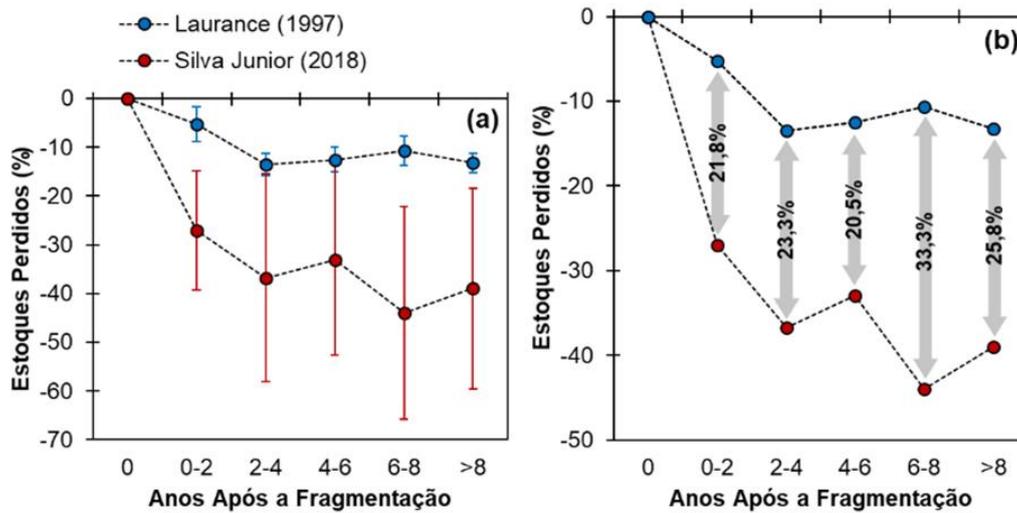
Figura 4.31 – Curva do melhor modelo selecionado baseado no critério BIC. As linhas na vertical representam o desvio padrão das médias dos estoques de C perdido para cada idade de borda.



Fonte: Produção do autor.

A Figura 4.32a e 4.32b mostram a comparação entre as perdas calculadas na presente dissertação e as perdas calculadas por Laurance (1997) na Amazônia Central (estado do Amazonas). Para essa comparação as perdas aqui calculadas foram agrupadas em cinco classes, conforme Laurance (1997).

Figura 4.32 – Comparação entre as perdas dos estoques de C calculadas na presente dissertação e as calculadas por Laurance (1997). (a) Média das perdas por classe de anos após a formação das bordas (as barras verticais são os desvios padrões das médias); (b) Diferença entre a magnitude das duas metodologias.



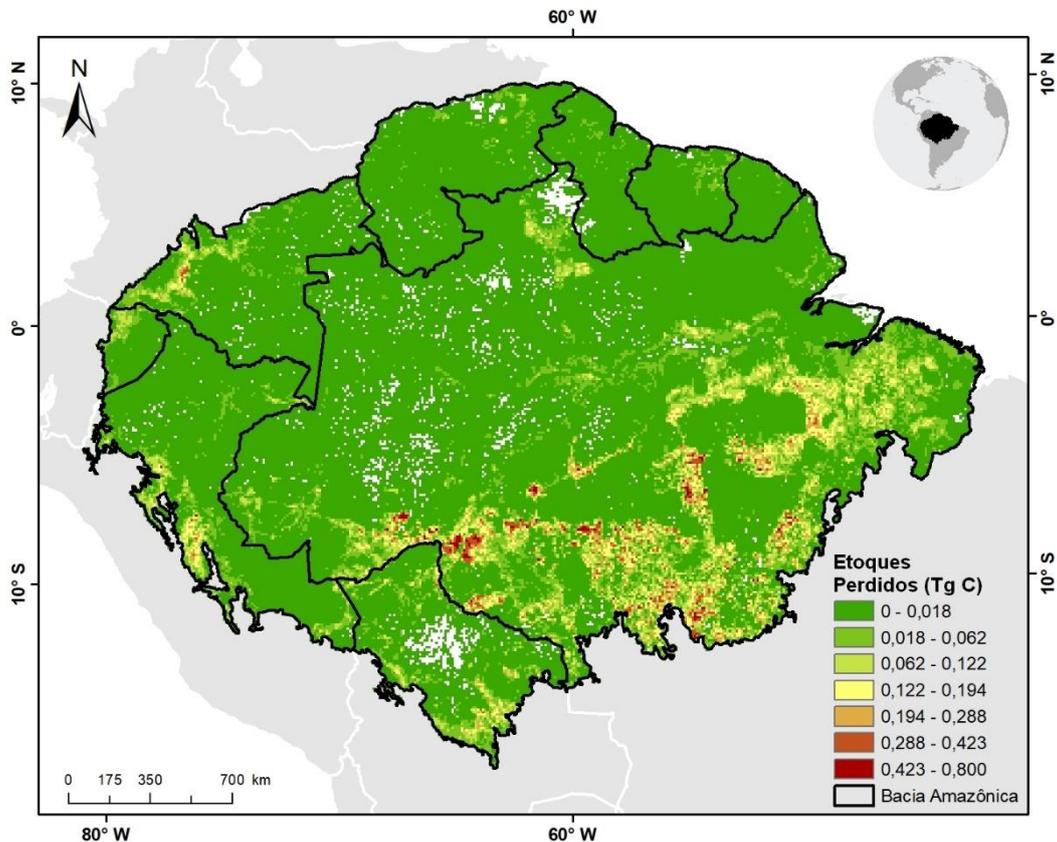
Fonte: Produção do autor.

Na Figura 4.32a é possível observar que assim como no resultados encontrados por Laurance (1997), as perdas aqui quantificadas acentuaram-se até quatro anos após a criação das bordas, tendendo à estabilidade a partir do quinto ano. A Figura 4.32a mostra a diferença entre as duas abordagens para cada classe de idade das bordas.

4.7. Quantificação da perda dos estoques de C devido ao efeito de borda na Bacia Amazônica entre os anos de 2001 e 2015

A Figura 4.33 representa a distribuição espacial de todos os estoques de C perdidos devido ao desmatamento nas áreas de interior da floresta entre os anos de 2001 e 2015 (os mapas anuais podem ser consultados nas Figuras A.16 a A.30 do Apêndice A).

Figura 4.33 – Distribuição espacial dos estoques de C perdidos devido ao desmatamento das áreas do interior da floresta (áreas de floresta excluindo-se as áreas de borda) entre os anos de 2001 e 2015. Os valores correspondem ao total de perdas de C dentro de cada pixel com 10 km de resolução espacial.

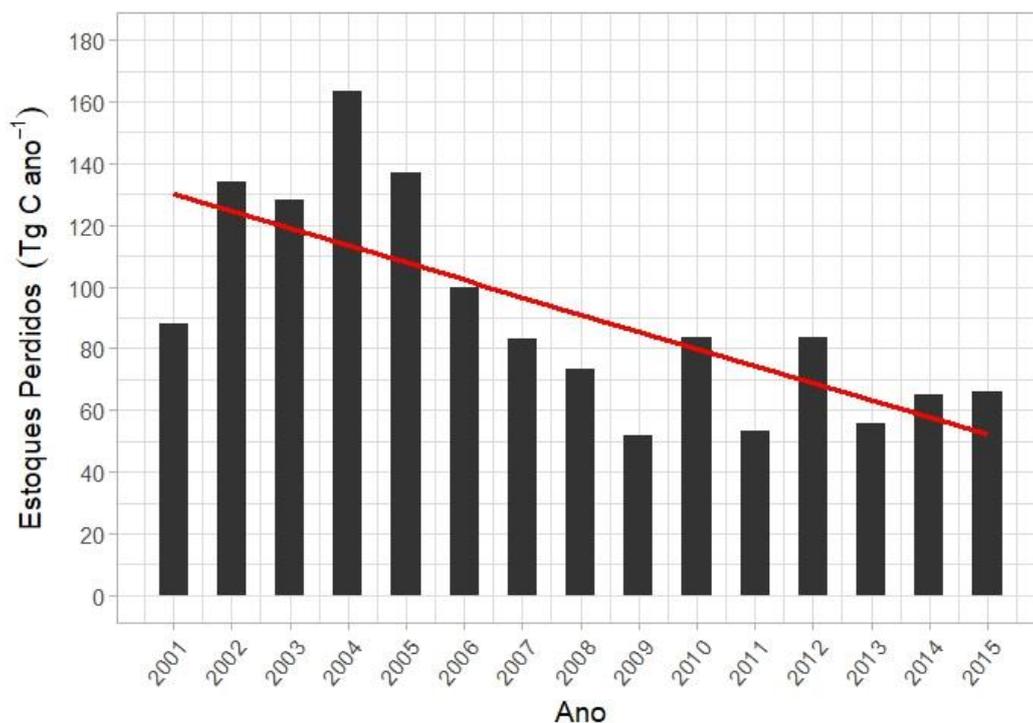


Fonte: Produção do autor.

Os maiores valores de estoques de C perdidos concentraram-se principalmente na região do “Arco do Desmatamento” e região central da Amazônia no Brasil, além da região periférica da Bacia, ao longo de países como Bolívia, Peru, Equador e Colômbia. Por outro lado, países como Venezuela, Guiana, Suriname e Guiana Francesa apresentaram os menores valores acumulados de estoques de C perdidos.

Somando todos os estoques perdidos entre os anos de 2001 e 2015, foi identificado um total de 1.367 ± 54 Tg C (ou $1,40 \pm 0,05$ Pg de C), com uma média anual de aproximadamente $91,15 \pm 33,33$ Tg C ano⁻¹ (Figura 4.34). Desse total, a maior proporção perdida foi identificada no ano de 2004 (11,96%, cerca de $163,57 \pm 5,19$ Tg C), enquanto a menor proporção perdida foi identificada no ano de 2009 (3,79%, cerca de $51,79 \pm 2,51$ Tg C). De forma geral, acompanhando a tendência de redução do desmatamento observado ao longo dos anos na Bacia, as perdas dos estoques de C apresentaram tendência significativa de redução ($R^2 = 0,520$ e valor-p < 0,05) à uma taxa de aproximadamente $5,58$ Tg ano⁻¹.

Figura 4.34 – Estoques de C perdidos anualmente devido ao desmatamento das áreas intactas de floresta (áreas de floresta excluindo-se as áreas de borda) entre os anos de 2001 e 2015.



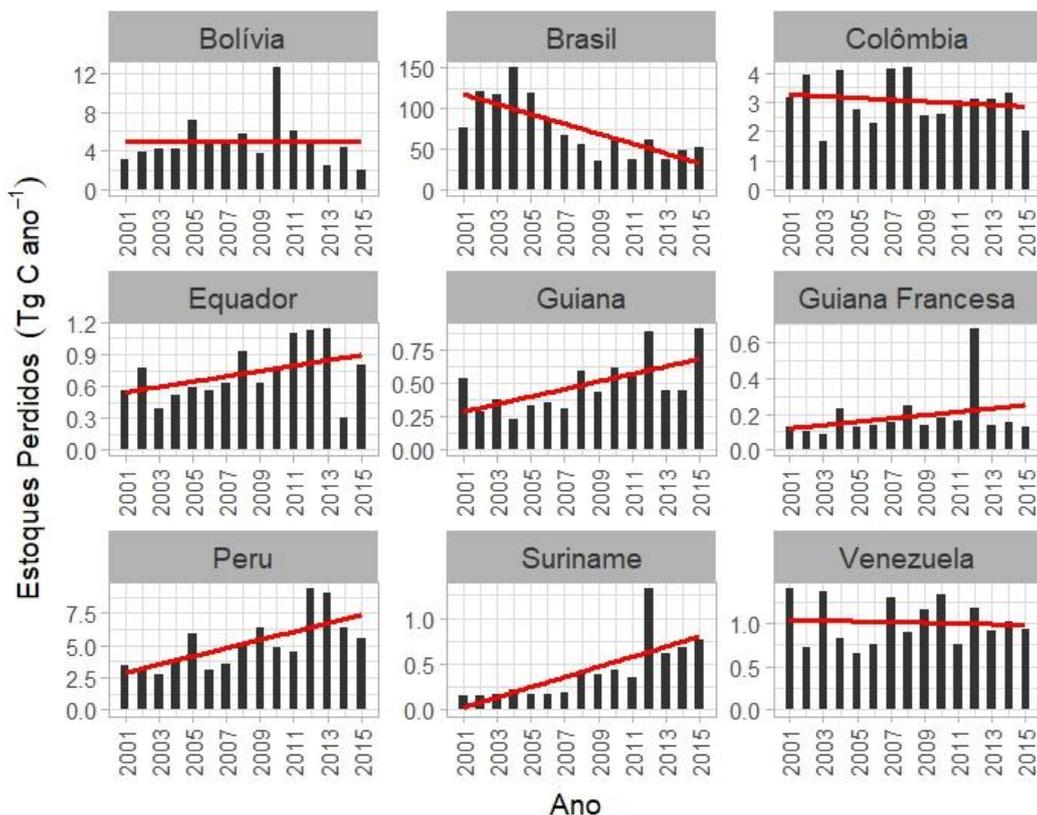
Fonte: Produção do autor.

Regionalmente, os países constituintes da Bacia apresentaram diferentes padrões e tendências quanto às perdas de estoques de C observadas entre 2001 e 2015 (Figura 4.35). Somente o Brasil apresentou redução significativa de aproximadamente 6 Tg C ano⁻¹ ($R^2 = 0,560$ e valor-p < 0,05) para esse mesmo período, totalizando cerca de 1127 ± 44 Tg C (ou 82,43%

do total quantificado para a Bacia), com uma média de aproximadamente $79,80 \pm 8,33 \text{ Tg C ano}^{-1}$.

Por outro lado, o Peru apresentou a maior tendência significativa de aumento, com uma taxa de $0,32 \text{ Tg C ano}^{-1}$ ($R^2 = 0,489$ e valor- $p < 0,05$), totalizando $77,19 \pm 2,85 \text{ Tg C}$ (ou 7,44% do total quantificado para a Bacia), com uma média de aproximadamente $6,73 \pm 4,08 \text{ Tg C ano}^{-1}$. Países como Bolívia, Colômbia, Guiana Francesa e Venezuela não apresentaram quaisquer tendências no período analisado. A Tabela 4.9 apresenta o resumo das análises de tendências realizadas para todos os nove países que constituem a Bacia Amazônica.

Figura 4.35 – Estoques de C perdidos anualmente para cada país componente da Bacia Amazônica devido ao desmatamento das áreas intactas de floresta (áreas de floresta excluindo-se as áreas de borda) entre os anos de 2001 e 2015.



Fonte: Produção do autor.

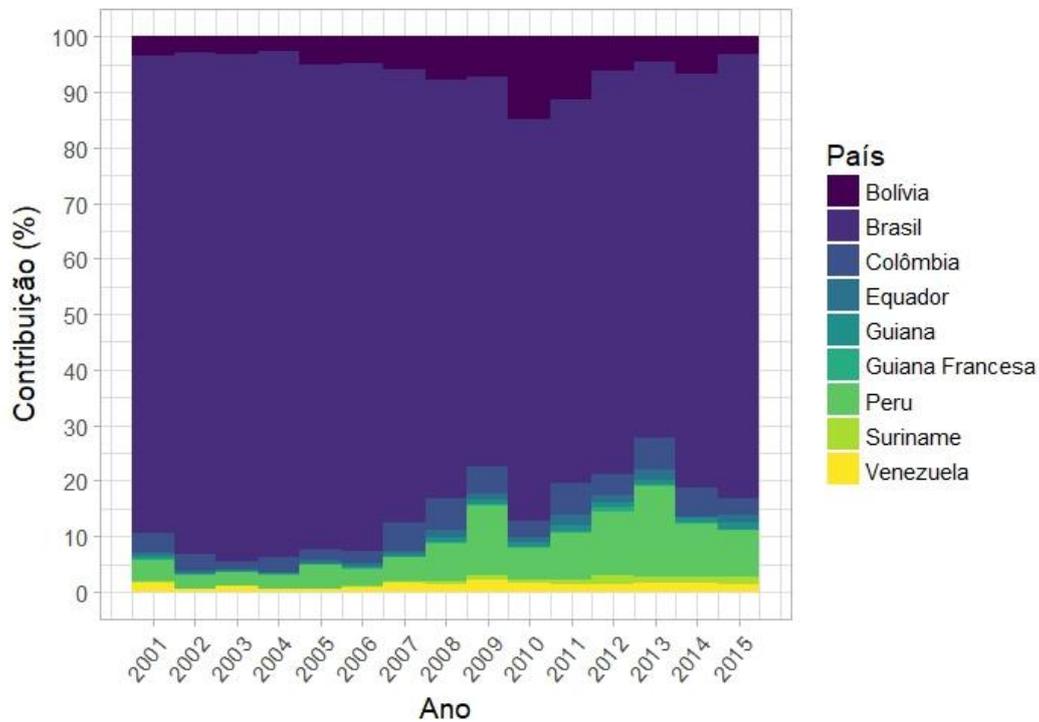
Tabela 4.9 - Tendência nas perdas dos estoques de C devido ao desmatamento das áreas intactas de floresta (áreas de floresta excluindo-se as áreas de borda) para cada país componente da Bacia Amazônica entre os anos de 2001 e 2015.

País	Tendência (Tg C ano⁻¹)	R²
Bolívia	0,00	0,00
Brasil	-6,00 *	0,56
Colômbia	-0,03	0,03
Equador	0,02	0,18
Guiana	0,03 *	0,38
Guiana Francesa	0,01	0,08
Peru	0,32 *	0,49
Suriname	0,05 *	0,57
Venezuela	0,00	0,00

* valor-p < 0,05

Quanto à contribuição de cada país para o total dos estoques de C perdidos entre 2001 e 2015 (Figura 4.36), o Brasil apresentou a maior contribuição, totalizando em média $79,80 \pm 8,33\%$ ano⁻¹. Enquanto isso, para o Suriname foi observada a menor contribuição, com cerca de $0,57 \pm 0,46\%$ ano⁻¹. Os demais países somaram juntos uma média de aproximadamente $19,68 \pm 8,27\%$ ano⁻¹.

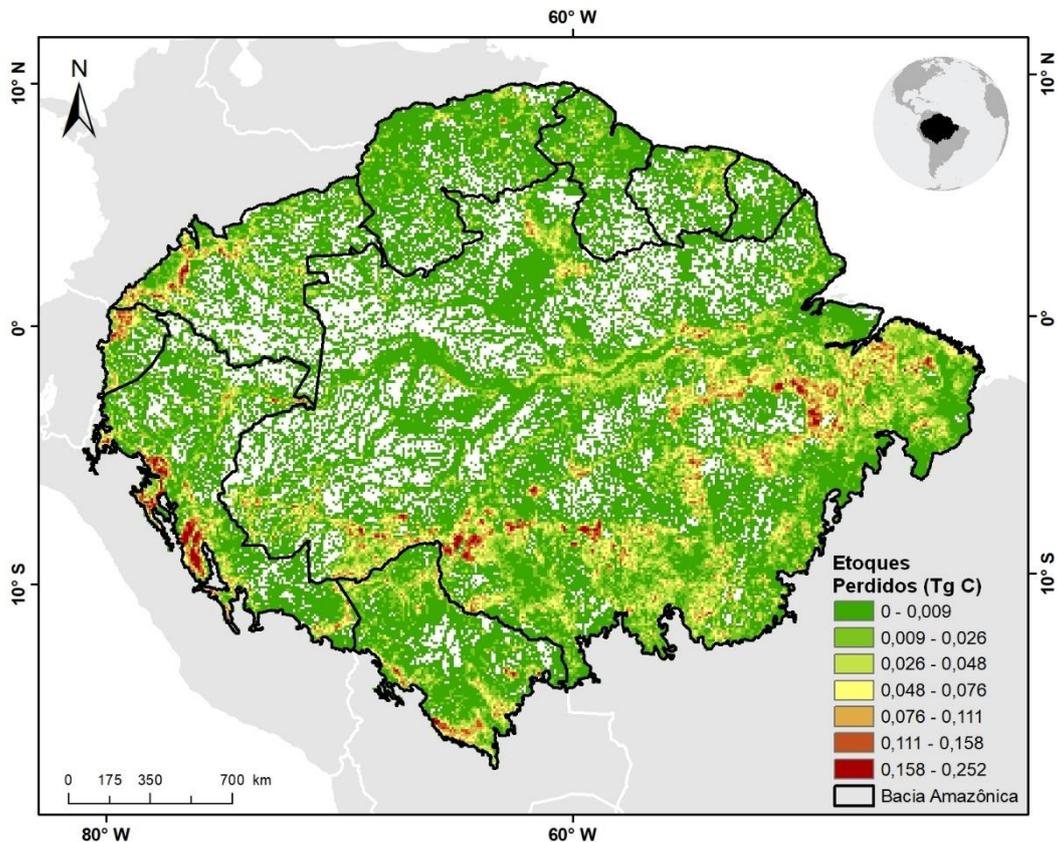
Figura 4.36 – Contribuição de cada país componente da Bacia Amazônica para as perdas anuais totais dos estoques de C devido ao desmatamento das áreas intactas de floresta (áreas de floresta excluindo-se as áreas de borda) entre os anos de 2001 e 2015.



Fonte: Produção do autor.

Avaliando a distribuição espacial das perdas dos estoques de C devido ao efeito de borda quantificados com a metodologia proposta na presente dissertação, foi observado um padrão semelhante às áreas desmatadas, como observado na Figura 4.37. Os maiores valores foram observados principalmente na região do “Arco do Desmatamento” e região periférica da Bacia. Os mapas anuais podem ser consultados nas Figuras A.31 a A.45 no Apêndice A.

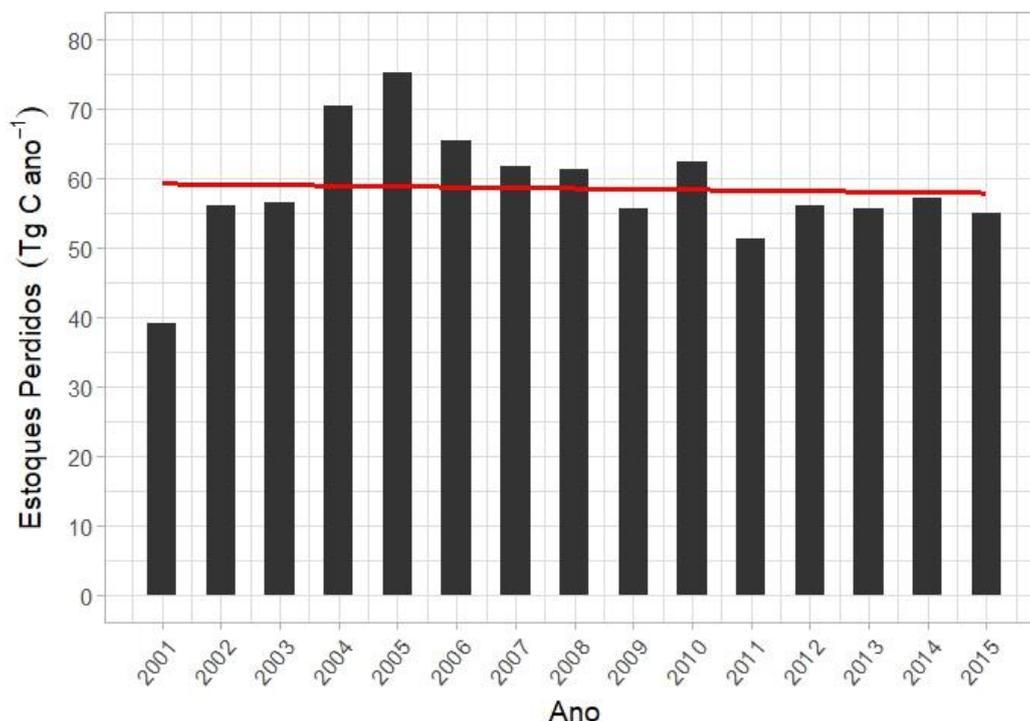
Figura 4.37 – Distribuição espacial dos estoques de C perdidos devido ao efeito de borda entre os anos de 2001 e 2015. Os valores correspondem ao total de perdas de C dentro de cada pixel com 10 km de resolução espacial.



Fonte: Produção do autor.

As perdas induzidas pelo efeito de borda totalizaram cerca de $879,27 \pm 16,21$ Tg C (equivalente à 64,31% das perdas devido ao desmatamento), à uma média de aproximadamente $58,62 \pm 8,08$ Tg C ano⁻¹ entre os anos de 2001 e 2015 (Figura 4.38). A maior proporção dessas perdas foi identificada no ano de 2004 com aproximadamente 8,56% ($75,23 \pm 1,30$ Tg C), enquanto que, a menor proporção foi identificada no ano de 2001 com cerca de 4,44% ($39,05 \pm 0,73$ Tg C). Ao contrário das perdas dos estoques de C associadas ao desmatamento, as perdas devido ao efeito de borda não apresentaram tendência significativa ($R^2 = 0,003$ e valor-p > 0,05).

Figura 4.38 – Estoques de C perdidos anualmente devido ao efeito de borda entre os anos de 2001 e 2015.

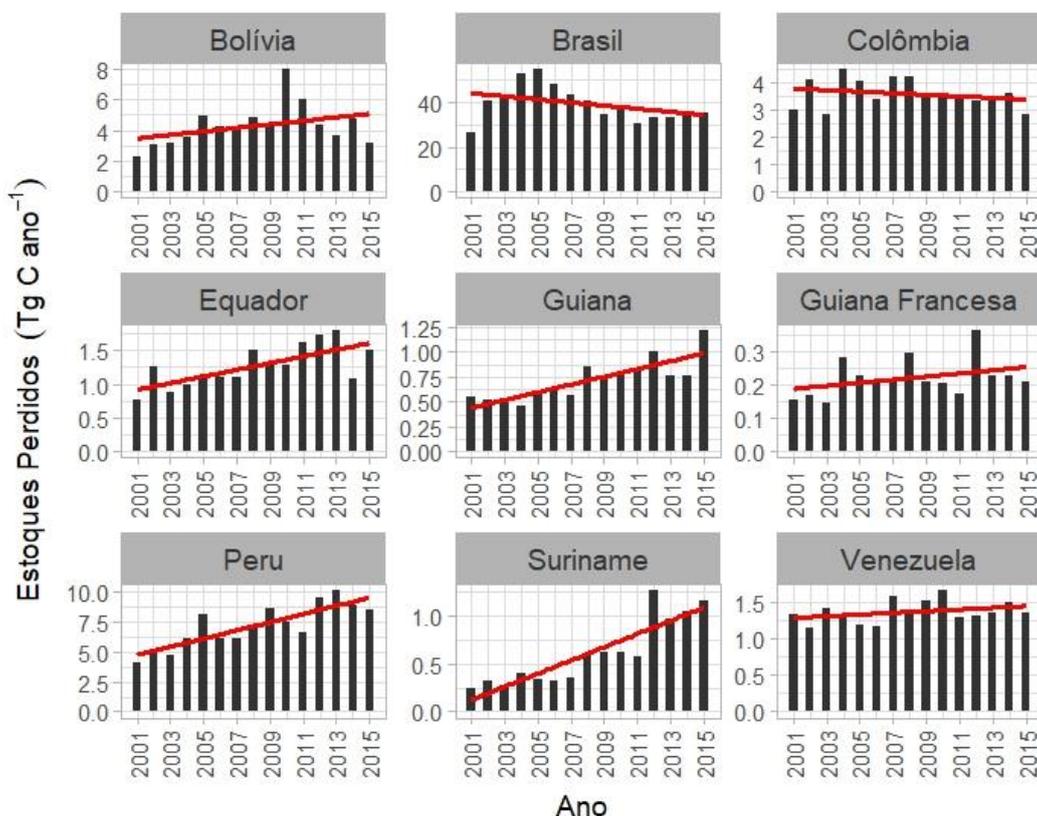


Fonte: Produção do autor.

Regionalmente (Figura 4.39), o Peru apresentou a maior tendência significativa de aumento, com uma taxa de aproximadamente $0,34 \text{ Tg C ano}^{-1}$ ($R^2 = 0,710$ e valor- $p < 0,05$), totalizando cerca de $107,14 \pm 1,76 \text{ Pg de C}$ entre os anos de 2001 e 2015, com uma média de $7,16 \pm 1,76 \text{ Tg C ano}^{-1}$. Por outro lado, a Guiana apresentou a menor tendência significativa de aumento, à uma taxa de $0,04 \text{ Tg C ano}^{-1}$ ($R^2 = 0,700$ e valor- $p < 0,05$), totalizando $10,78 \pm 0,2 \text{ Tg C}$, com uma média de $0,72 \pm 0,2 \text{ Tg C ano}^{-1}$. Países como Bolívia, Brasil, Colômbia, Guiana Francesa e Venezuela não apresentaram quaisquer tendências no período analisado. A Tabela 4.10 apresenta o resumo das análises de tendências realizadas para todos os nove países que constituem a Bacia Amazônica.

Embora não tenha apresentado qualquer tendência, o Brasil totalizou cerca de $590,95 \pm 11,05 \text{ Tg C}$ (cerca de 67,21% do total quantificado para a Bacia Amazônica), à uma média de aproximadamente $39,4 \pm 7,7 \text{ Tg C ano}^{-1}$.

Figura 4.39 – Estoques de C perdidos anualmente para cada país componente da Bacia Amazônica devido ao efeito de borda entre os anos de 2001 e 2015.



Fonte: Produção do autor.

Tabela 4.10 - Tendência nos estoques perdidos devido ao efeito de borda para cada país componente da Bacia Amazônica entre os anos de 2001 e 2015.

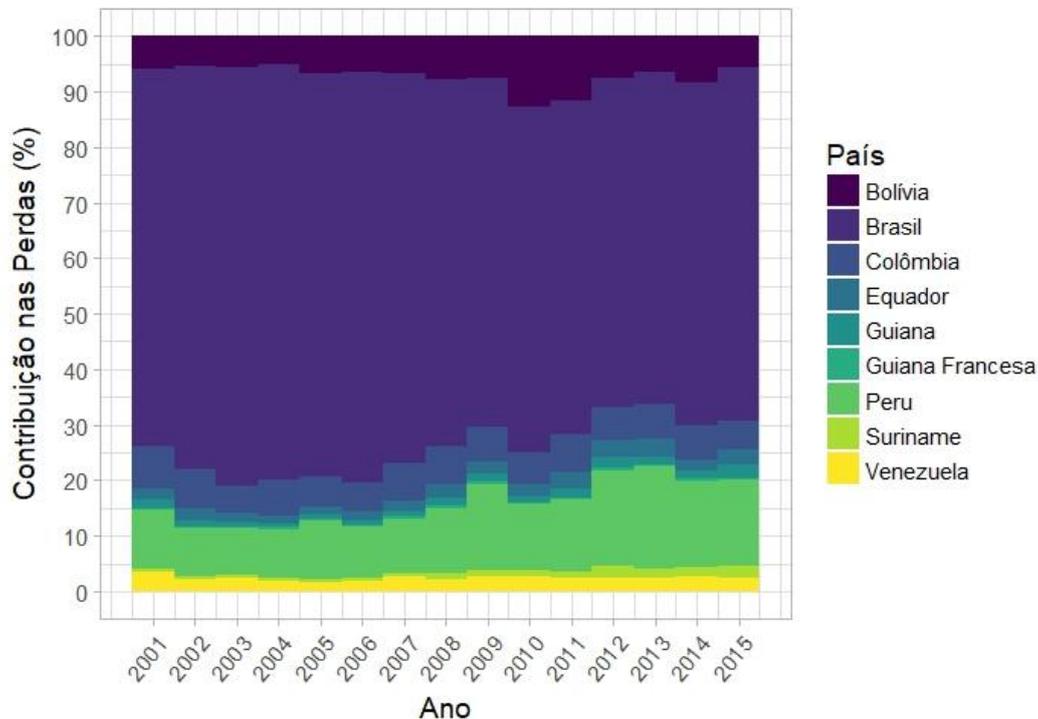
País	Tendência (Tg C ano ⁻¹)	R ²
Bolívia	0,11	0,14
Brasil	-0,70	0,15
Colômbia	-0,03	0,06
Equador	0,05 *	0,51
Guiana	0,04 *	0,70
Guiana Francesa	0,00	0,13
Peru	0,34 *	0,71
Suriname	0,07 *	0,81
Venezuela	0,01	0,12

* valor-p < 0,05

Quanto à contribuição de cada país para o total dos estoques de C perdidos entre 2001 e 2015 (Figura 4.40), o Brasil apresentou a maior contribuição, totalizando em média $66,87 \pm 5,72\%$ ano⁻¹, seguido do Peru com média de

12,34±3,17% ano⁻¹. Além disso, para a Guiana Francesa foi observada a menor contribuição, com cerca de 0,38±0,46% ano⁻¹. Os demais países somaram juntos uma média de aproximadamente 20,41±3,21% ano⁻¹.

Figura 4.40 – Contribuição de cada país componente da Bacia Amazônica para as perdas anuais totais dos estoques de C devido ao efeito de borda entre os anos de 2001 e 2015.



Fonte: Produção do autor.

Aplicando a metodologia proposta por Numata et al. (2010), foi possível estimar a contribuição de cada agente para a perda dos estoques de C devido ao efeito de borda. Considerando somente a perda dos estoques de C devido à alteração do microclima e efeito da turbulência dos ventos (modelo proposto por Numata et al. (2010)), foi quantificado um total de 199,19±36,75 Tg C (média de 13,28±3,26 Tg C ano⁻¹), equivalente a 23% do total calculado com o modelo proposto na presente dissertação (os mapas podem ser consultados nas Figuras A.46 a A.61 no Apêndice A). Assim, 77% das perdas dos estoques de C devido ao efeito de borda aqui calculadas, foram resultado da ação do fogo.

Considerando o desmatamento e o efeito de borda, um total de 2247 Tg C (2,25 Pg C) foram perdidos entre 2001 e 2015. Desse total, 61%

corresponderam ao desmatamento, 30% foram relacionados ao fogo (efeito de borda), e 6% relativos às alterações de microclima e turbulência de vento (efeito de borda).

5 DISCUSSÃO

5.1. Qual a tendência das áreas desmatadas entre os anos de 2001 e 2015 ao longo da Bacia Amazônica?

Os resultados encontrados na presente dissertação evidenciaram haver uma tendência de redução significativa no desmatamento ao longo da Bacia Amazônica com uma taxa de aproximadamente $652 \text{ km}^2 \text{ ano}^{-1}$, excluindo assim a hipótese nula (H_0), aceitou-se então a hipótese alternativa (H_2).

A tendência de redução do desmatamento observado para a Bacia é resultado da redução significativa observada no Brasil ($764 \text{ km}^2 \text{ ano}^{-1}$), visto que esse país apresentou a maior contribuição para o desmatamento em toda a Bacia (média de $80,21 \pm 6,57\% \text{ ano}^{-1}$). Essa redução progressiva observada para esse país corrobora os resultados encontrados por Vedovato (2016), que calculou uma redução significativa de aproximadamente $2.031 \text{ km}^2 \text{ ano}^{-1}$ quando analisou as taxas oficiais de desmatamento para a região da Amazônia Legal Brasileira entre os anos de 2003 e 2014. Nesse mesmo contexto, o Ministério do Meio Ambiente - MMA (2013) quantificou uma redução de aproximadamente 79% nas taxas de desmatamento entre o ano de 2004 e 2013 e Rosan (2017) uma redução de aproximadamente 68% entre 2008 e 2012.

A redução significativa das áreas desmatadas evidenciada nos resultados da presente dissertação para o Brasil e conseqüentemente para a Bacia Amazônica, é resultado do fortalecimento de políticas de prevenção e controle do desmatamento na Amazônia Legal Brasileira, consolidadas a partir da criação do Plano de Ação para Prevenção e Controle do Desmatamento na Amazônia Legal (PPCDAm) (MMA, 2013) em 2004, ano esse com a maior área desmatada entre os anos de 2001 e 2015.

O PPCDAm se deu em três etapas, Fase I (2004-2008), Fase II (2009-2011) e Fase III (2012-2015). De forma geral, destacaram-se os esforços centrados no fortalecimento e criação de novos sistemas de monitoramento e controle do desmatamento via sensoriamento remoto, intensificação da

fiscalização, restrição ao crédito para desmatadores ilegais, criação e consolidação de unidades de conservação e terras indígenas, além de avanços no campo fundiário, como o Cadastro Ambiental Rural (CAR) (MELLO; ARTAXO, 2017). Embora o PPCDAm tenha grande contribuição para a redução do desmatamento na Amazônia Legal Brasileira, outros fatores como a moratória da soja e da carne também contribuíram para essa redução (NEPSTAD et al., 2014; GIBBS et al., 2015), onde seus signatários se comprometeram a não comprar produtos derivados da soja e da carne produzida em áreas de desmatamento ilegal. Todas essas políticas coibiram as atividades de desmatamento (principalmente as ilegais), resultando na tendência de redução observada entre os anos de 2001 e 2015.

Embora não tenham apresentado tendência significativa nas taxas de desmatamento entre 2001 e 2015, países como Bolívia, Colômbia, Guiana Francesa e Venezuela, apresentam taxas constantes ao longo do tempo, potencializando impactos colaterais como o efeito de borda e conseqüentemente a conservação da biodiversidade (LAURANCE et al., 2017). O desmatamento nesses países está diretamente ligado à abertura de áreas para atividades agrícolas e pecuárias, além de áreas destinadas à mineração (STEININGER et al., 2001; ARMENTERAS et al., 2006; DEZÉCACHE et al., 2017).

Na contramão do Brasil que apresentou tendência significativa de redução no desmatamento, Equador, Guiana, Peru e Suriname apresentaram tendência significativa de aumento nas taxas de desmatamento entre 2001 e 2015. No Equador, por exemplo, essa tendência observada foi resultado da valorização de matérias primas durante o período de 2005 a 2014, que impulsionou a expansão de extração de minerais e hidrocarbonetos, como também da intensificação das atividades agropecuárias, madeireiras e de extração de óleo de palma (LÓPEZ ACEVEDO, 2018). Entretanto na Guiana, esse aumento é associado ao aumento das atividades de mineração, principalmente as relacionadas ao ouro (DEZÉCACHE et al., 2017). Da mesma forma que o país anterior, no Suriname o aumento nas

taxas de desmatamento é resultado da intensificação nas atividades de mineração de ouro entre os anos de 2008 e 2014, que em geral são de pequena escala e ilegais (DELVOYE; PARAHOE; LIBRETTO, 2018). Por fim, seguindo os padrões da Guiana e Suriname, no Peru, o aumento recente nas taxas de desmatamento é resultado da intensificação de concessões para a exploração de ouro na região (OLIVEIRA et al., 2007; ASNER; TUPAYACHI, 2016; WEISSE; NAUGHTON-TREVES, 2016).

Com o uso do limiar de 80% nos dados de cobertura de árvores, e a remoção das áreas de vegetação secundária e periodicamente alagadas, foi possível reduzir os efeitos de problemas anteriormente relatados na detecção de mudanças da cobertura florestal desenvolvida por Hansen et al. (2013). Entre esses problemas destacam-se as falsas detecções de mudanças na cobertura vegetal em áreas agrícolas, em áreas de savana (vegetação herbácea atingida por fogo, por exemplo) e áreas periodicamente alagadas (TROPEK et al., 2014). Além disso, com o uso desse limiar foi possível reduzir a inclusão de desmatamentos associados às áreas de savana, que geralmente têm relação com valores de cobertura de árvore abaixo de 80% (SANKARAN et al., 2005). Dessa maneira, foi possível analisar de forma mais confiável as detecções de desmatamento em áreas de floresta, garantindo uma quantificação mais próxima da realidade.

A análise realizada para a Amazônia Legal Brasileira fomenta a hipótese anterior. No entanto, as diferenças observadas nas magnitudes entre as taxas de desmatamento, podem ser relacionadas: (a) às áreas desmatadas em vegetação secundária (anteriores ao ano 2000) que não são consideradas no PRODES-INPE, mas são consideradas nos dados de Hansen et al. (2013); (b) colheita de florestas plantadas (embora a quantidade não seja significativa ao longo da Amazônia Legal Brasileira); (c) detecção como desmatamento de áreas degradadas por intensos incêndios florestais (com capacidade de alterar a reflectância do dossel da floresta); (d) desmatamento ao longo da máscara de Cerrado do PRODES-INPE que é considerado no método de cálculo de Hansen et al. (2013); (e)

por utilizar todos os pixels livres de nuvem ao longo dos anos, os dados de Hansen et al. (2013) tendem a detectar mais mudanças que a metodologia do PRODES-INPE, que utiliza uma imagem anual para os mapeamentos; e (f) diferenças na área mínima de mapeamento do PRODES-INPE (6,25 ha) e nos dados de Hansen et al. (2013) (0,09 ha).

É importante observar que a partir de 2004 as diferenças entre os dados de Hansen et al. (2013) e as estimativas do PRODES-INPE, tenderam a aumentar. Esse comportamento pode ser associado ao aumento de desmatamento em áreas de vegetação secundária, uma vez que as políticas de prevenção e controle coibiram o desmatamento de florestas primárias depois da criação do PPCDAm em 2004.

5.2. Qual a tendência na formação das áreas de bordas florestais devido ao desmatamento observado entre os anos de 2001 e 2015 ao longo da Bacia Amazônica?

Os resultados encontrados na presente dissertação evidenciaram uma tendência de redução significativa na formação anual de bordas florestais a uma taxa de aproximadamente $771 \text{ km}^2 \text{ ano}^{-1}$, excluiu-se assim a hipótese nula (H_0), aceitando-se, portanto, a hipótese alternativa (H_4).

A redução observada para a taxa de formação anual de bordas é um reflexo direto da acentuada redução do desmatamento observado para a Bacia entre os anos de 2001 e 2015, tendo o Brasil contribuído fortemente com essa redução, visto que representou em média $62,10\% \text{ ano}^{-1}$ do incremento total para Bacia, tendo apresentado uma tendência significativa de redução com aproximadamente $764 \text{ km}^2 \text{ ano}^{-1}$. Por outro lado, a Colômbia apresentou tendência significativa de redução das taxas de formação de bordas ($46 \text{ km}^2 \text{ ano}^{-1}$), embora não tenha apresentado tendência nas taxas de desmatamento para o mesmo intervalo temporal. Entretanto o Suriname apresentou tendência de aumento no desmatamento ($8,2 \text{ km}^2 \text{ ano}^{-1}$) acompanhado de aumento significativo nos incrementos de borda ($12,69 \text{ km}^2 \text{ ano}^{-1}$).

Embora mudanças na quantidade das áreas desmatadas possam evidenciar a redução ou aumento na criação de novas bordas florestais, esses incrementos são também função da forma como as florestas são desmatadas. Corroborando essa hipótese, Numata et al. (2009) afirma que a dinâmica de formação e erosão das bordas florestais estão intimamente associada aos padrões espaciais e temporais do desmatamento, pois estes definem os arranjos espaciais e as geometrias dos fragmentos florestais (LAURANCE; LAURANCE; DELAMONICA, 1998). As paisagens com o domínio de desmatamento do tipo “espinha de peixe”, geralmente associado à pequenas fazendas e assentamentos, produzem até cinco vezes mais bordas que áreas com um padrão de desmatamento associado a grandes fazendas agrícolas e de gado (LAURANCE; LAURANCE; DELAMONICA, 1998).

Essa relação entre os padrões de desmatamento e a formação de bordas florestais explica os diferentes padrões dos incrementos observados entre os países da Bacia Amazônica que têm reflexo direto em seus valores acumulados. Este fato sugere que os crescimentos abruptos nos valores acumulados de bordas observados na Bolívia (entre 2009 e 2010), Guiana Francesa (entre 2003 e 2004; 2011 e 2012) e Suriname (entre 2011 e 2012) estão relacionados aos picos de desmatamentos nesses mesmos anos, associados à abertura de novas áreas de mineração.

Por outro lado, é importante compreender também a trajetória das bordas ao longo do tempo, ou seja, entender como as bordas criadas anteriormente são removidas por eventos de desmatamento subsequentes, visto que esses padrões associados aos incrementos determinam as bordas sujeitas à degradação. Na presente dissertação, foi evidenciado que na Bacia Amazônica dentro de três anos após a criação de um conjunto de borda é observada uma redução média de 11,47% em relação à sua área original, atingindo cerca de 42,80% após 12 anos, indicando uma redução conservadora, quando comparada ao valor de aproximadamente 50% dentro de quatro anos e de 80% após 10 anos, conforme demonstrado por Numata et al. (2009) no estado brasileiro de Rondônia, região sudoeste da

Amazônia. Por outro lado, Hissa et al. (2016) demonstraram que na região de entorno da Rodovia BR-163 no estado do Pará após 13 anos da criação das bordas florestais, 60% dessas áreas foram removidas, enquanto que na região do estado do Mato Grosso 70% dessas bordas foram removidas após 13 anos de sua criação.

Os diferentes padrões e estágios do desmatamento podem também definir a distribuição da idade das bordas (NUMATA et al., 2009), o que explica as diferentes distribuições observadas para os países componentes da Bacia.

Países como Bolívia, Colômbia, Venezuela Peru e Suriname, por exemplo, apresentaram uma grande proporção de borda com idades entre um e seis anos, fato explicado pela criação de novas bordas nos últimos seis anos, relacionada à intensificação do desmatamento e aos padrões de desmatamentos que possibilitaram a criação de grandes áreas de bordas florestais. Por outro lado, os demais países apresentaram composição de idade equilibrada, devido à desaceleração do desmatamento e possivelmente à padrões que resultem em uma menor fragmentação da paisagem. A diferença significativa nas idades das bordas encontradas para os diferentes países componentes da Bacia corrobora a hipótese anterior, visto que países com bordas mais antigas foram os que reduziram suas taxas de desmatamento entre 2001 e 2015.

Os fatos citados anteriormente refletem no total de bordas suscetíveis às perdas de estoques de C (bordas com idade de até cinco anos), que são em média 3,74 vezes maiores que as áreas desmatadas a cada ano. Conforme evidenciaram os resultados da presente dissertação, entre 2001 e 2005 foi observada uma tendência significativa de aumento na quantidade dessas bordas, visto que até 2005 todas as bordas apresentavam idades de até cinco anos. Entretanto, entre 2006 e 2015 uma tendência significativa de redução foi observada, possivelmente relacionada à perda dessas bordas devido ao desmatamento subsequente, à tendência de redução do desmatamento após 2004 e à mudança dos padrões de desmatamento na região.

5.3. Qual o período após a criação da borda florestal em que a redução nos estoques de C pode ser observada e por quanto tempo esta redução é mantida ou acentuada?

Os resultados encontrados na presente dissertação mostraram que a redução dos estoques de C (cerca de 36,68% até cinco anos depois da criação da borda) ocorreu a partir do primeiro ano após a criação das bordas florestais, tendendo à estabilização após o quinto ano (resultados do modelo de perda dos estoques de C em função da idade das bordas florestais). A comparação direta entre os valores dos estoques de C (LiDAR) observados no interior da floresta e nas bordas em diferentes idades, corrobora os resultados estimados pelo modelo, mostrando diferenças significativa entre os estoques do interior e das bordas florestais. Dessa maneira, excluiu-se a hipótese nula (H0) e aceitou-se as duas hipóteses alternativas (H5 e H6).

O resultado da comparação entre as perdas dos estoques de C estimadas na presente dissertação e as estimadas por Laurance (1997) evidencia que a abordagem aqui adotada é consistente com observações em campo. Entretanto, entre as duas abordagens existe uma diferença média de aproximadamente $24,93 \pm 4,53\%$ das perdas dos estoques de C entre as duas metodologias. Atribui-se então à essa diferença a ocorrência de fogo nas bordas florestais aqui analisadas. Essa hipótese é válida, pois na Amazônia o desmatamento está intimamente associado ao uso do fogo, possibilitando o seu escape para as bordas florestais (ARAGÃO et al., 2008). Além disso, Cano-Crespo et al. (2015) demonstrou que na região Leste da Amazônia Brasileira, por exemplo, cerca de 52% e 22% da ocorrência de fogo nas bordas florestais são resultado do escape das áreas de manejo de pastagens e campos agrícolas, respectivamente. Esse fato foi evidenciado em outros estudos na Amazônia Brasileira (COCHRANE, 2001; COCHRANE; LAURANCE, 2002, 2008; SILVA JUNIOR et al., Submetido), na Amazônia Colombiana (ARMENTERAS; GONZÁLEZ; RETANA, 2013) e mais recentemente na fronteira amazônica entre a Colômbia, Equador, Peru, Venezuela e Brasil (ARMENTERAS et al., 2017).

Baseado nas informações apresentadas anteriormente, o colapso dos estoques de C aqui observados, dentro dos cinco primeiros anos após a criação das bordas florestais foi resultado da mortalidade das árvores relacionada à alteração do microclima, aumento da turbulência de vento (derrubada completa ou quebra de árvores) e principalmente devido à ocorrência de fogo. É importante destacar que o efeito do fogo na mortalidade das árvores nas bordas florestais é maior que o efeito da alteração do microclima e da turbulência do vento juntos.

O microclima nas bordas florestais (Figura 5.1b) difere do interior da floresta (Figura 5.1a) pois são mais secas, quentes, expostas à luz solar, apresentam menor evapotranspiração, e interceptação das chuvas. Esses fatores causando estresse e conseqüentemente a morte da vegetação (Figura 5.1c). À medida que a borda envelhece, sua suscetibilidade às mudanças microclimáticas diminui devido à proliferação de vegetação secundária que “selam” as bordas (Figura 5.1d), no entanto, nas bordas mais antigas o aumento da mortalidade de árvores é associado a turbulência de ventos. Referências podem ser encontradas no item 2.1.2.

Figura 5.1 – Registros realizados no Município de Autazes – AM no mês de novembro de 2017. (a) Exemplo do dossel no interior de uma floresta não perturbada; (b) Exemplo de uma borda recente em uma área recém desmatadas; (c) Exemplo de uma borda com mortalidade de árvores aparente; (d) Exemplo de uma borda antiga onde é possível observas a selagem por vegetação secundária.

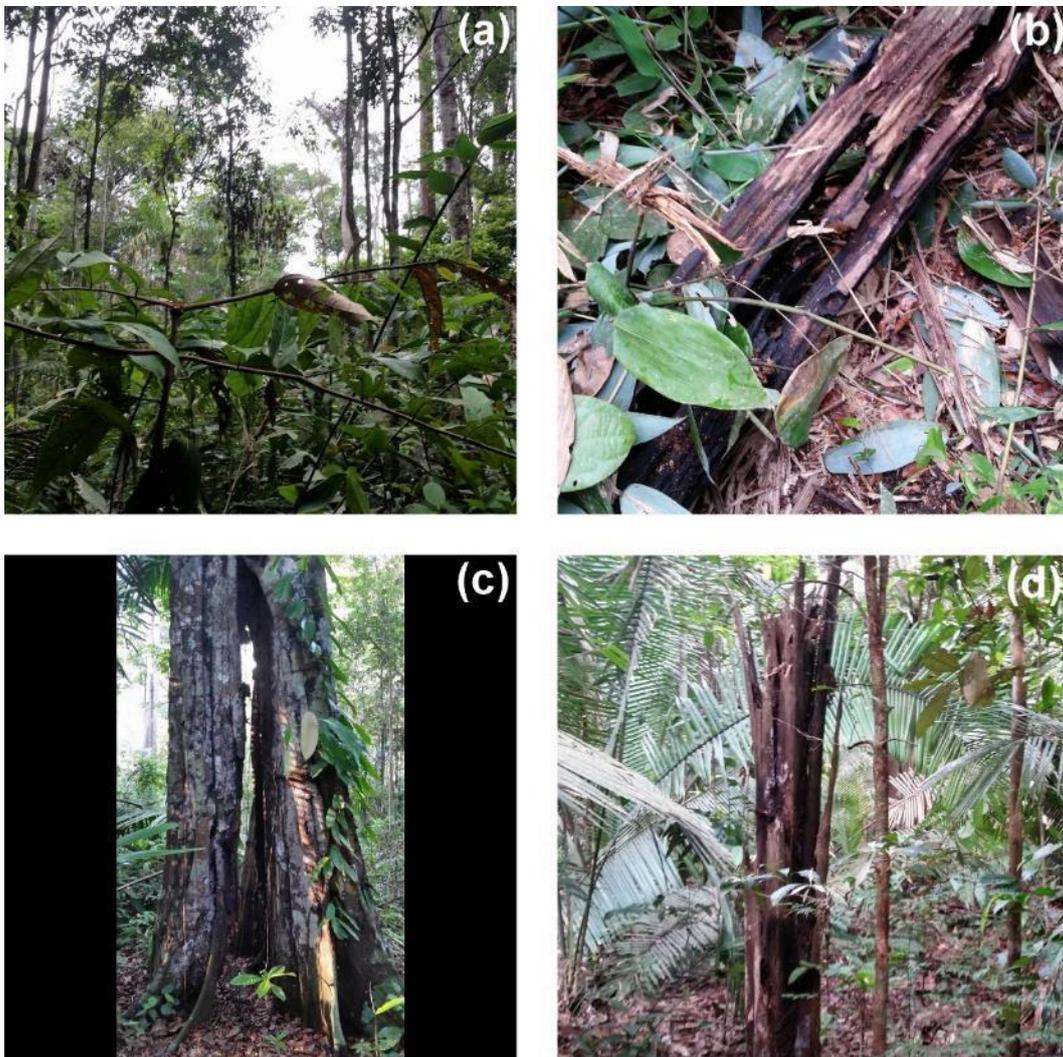


Fonte: Registro do autor.

As alterações nas bordas florestais descritas anteriormente ocasionam uma perda média de 10,6% nos estoques de C dentro de quatro anos depois da criação das bordas (LAURANCE, 1997; LAURANCE; LAURANCE; DELAMONICA, 1998). Entretanto, a ocorrência de fogo nas bordas aumenta a mortalidade das árvores, induzindo a redução dos estoques de C nessas áreas. Corroborando com essa hipótese, Brando et al. (2014) demonstrou que devido à mortalidade de árvores induzidas pelo fogo (Figura 5.2), cerca de 12% e 30% dos estoques de C foram perdidos em áreas de floresta queimadas experimentalmente uma e três vezes ao

ano, respectivamente, tendo registrado ainda, incêndios florestais mais intensos na região das bordas florestais. Essa perda acentuada nos estoques de C foi também observada em incêndios naturais por Anderson et al. (2015), que estimou uma perda média pós-fogo de 29,16% nos estoques de C. Recentemente Numata et al. (2017) demonstraram que áreas de floresta queimadas no estado do Acre em 2010 apresentaram estoques de C 34% menores que em florestas não perturbadas.

Figura 5.2 – Registros realizados no Município de Autazes - AM no mês de novembro de 2017. (a) Exemplo de uma floresta degradada pelo fogo; (b) Árvore caída morta pelo fogo; (c) Arvore em pé ainda viva com cicatrizes de fogo; (d) Palmeira em pé morta pelo fogo.



Fonte: Registro do autor.

A tendência de estabilidade observada após o quinto ano da criação das bordas aqui identificadas, pode ser atribuída ao recrutamento de novas

árvores, que acaba por compensar a mortalidade de árvores observada nos anos anteriores, embora os estoques de C originais não sejam recuperados. As taxas de turnover aumentam à medida que as bordas florestais envelhecem (LAURANCE et al., 1998), indicando aumento das taxas de recrutamento de novas árvores. O aumento de lianas lenhosas também contribuem para a recuperação dos estoques de C (LAURANCE, 1997). Em áreas de borda atingidas pelo fogo é observado o aumento de espécies pioneiras, indicando a ocorrência de processo sucessional (NUMATA et al., 2017). Embora o recrutamento de novas árvores aumente ao longo do tempo, as áreas de borda tendem a atingir um estado de equilíbrio alternativo pós criação da borda, como uma floresta de densidade de estoques de C menores do que a de uma floresta originalmente não perturbada, visto que ao longo do tempo essas áreas estão propensas à degradação (LAURANCE; LAURANCE; DELAMONICA, 1998).

É importante destacar que a mortalidade de árvores descrita anteriormente inclui uma proporção elevada de grandes árvores que armazenam a maior fração do C total das florestas (LAURANCE et al., 2000; BRANDO et al., 2014) e que as árvores em fase madura que as substituem, as espécies pioneiras e a lianas lenhosas, são menores e com menor densidade de madeira, sequestrando menos C atmosférico (LAURANCE et al., 2001, 2006b). Dessa maneira, as áreas de bordas florestais podem desempenhar um importante papel para as mudanças climáticas globais, visto que podem contribuir diretamente com a emissão de C atmosférico devido à deposição dos estoques perdidos, além de reduzir a capacidade dessas áreas de floresta em sequestrar o C atmosférico, transformando-as de sumidouros a fontes de C atmosférico.

Embora não tenha sido objetivo das análises da presente dissertação, a ocorrência de secas nessa região pode intensificar os efeitos de borda descritos anteriormente. Esses eventos hidrológicos extremos tendem a aumentar a mortalidade de árvores (BRIENEN et al., 2015), maximizando a mortalidade da vegetação nas bordas florestais. Durante esses eventos, as cargas combustíveis (principalmente nas bordas florestais) tendem a

aumentar, ao mesmo tempo que são registradas maiores temperaturas e menores níveis de umidade no ar, aumentando a intensidade do fogo e elevando a mortalidade das árvores (BRANDO et al., 2014). Tudo isso é preocupante, visto que nos últimos 16 anos já foram identificadas cerca de quatro secas com intervalo médio de quatro anos (MARENGO; ESPINOZA, 2016), a saber a seca de 1998 (ARAGÃO et al., 2007), 2005 (ARAGÃO et al., 2007), 2010 (LEWIS et al., 2011) e 2015 (JIMÉNEZ-MUÑOZ et al., 2016; ARAGÃO et al., 2018). O aumento na frequência desses eventos extremos observados na Amazônia, confirmam previsões obtidas anteriormente por modelos globais para o século XXI (MALHI et al., 2008). A recorrência desses fenômenos têm resultado na redução significativa das chuvas em algumas regiões da Amazônia Brasileira (SILVA et al., 2016; ALMEIDA et al., 2017; SILVA JUNIOR et al., 2017).

5.4. As perdas dos estoques de C devido ao efeito de borda decorrente da fragmentação florestal são superiores às perdas relacionadas ao desmatamento das áreas intactas de floresta na Bacia Amazônica?

Os resultados encontrados na presente dissertação mostraram que entre 2001 e 2015 as perdas dos estoques de C devido ao efeito de borda representaram cerca de 64% (879 Tg de C) dos estoques de C perdidos devido ao desmatamento (1.367 Tg de C ou 1,367 Pg de C), excluiu-se, portanto, a hipótese nula (H_0), aceitando-se a hipótese alternativa (H_8).

Para a comparação entre os resultados aqui obtidos e os resultados encontrados na literatura, os valores dos estoques de C perdidos devido ao desmatamento foram normalizados pelo intervalo temporal de cada estudo e em seguida pela área total desmatada. Por outro lado, os estoques de C perdidos devido ao efeito de borda foram normalizados pela área total de bordas no último ano analisado em cada trabalho. Essas comparações são apresentadas abaixo.

Embora não comparáveis aos resultados aqui encontrados (por apresentarem intervalo temporal, área de estudo, e metodologias

diferentes), Numata et al. (2010) calculou uma perda de estoques de C devido ao desmatamento de 461,37 Tg de C para o estado brasileiro de Rondônia entre os anos de 1985 e 2008, Numata et al. (2011) calculou uma perda de 2.097,50 Tg de C para a Amazônia Legal Brasileira entre os anos de 2001 e 2010, e Nogueira et al. (2015) calculou 1.313 Tg de C para a Amazônia Legal Brasileira entre os anos de 1970 e 2013. Para as perdas dos estoques de C devido ao efeito de borda Numata et al. (2010) estimaram 42,06 Tg de C para o estado brasileiro de Rondônia entre os anos de 1985 e 2008, Numata et al. (2011) estimaram 110,5 Tg C para a Amazônia Legal Brasileira entre os anos de 2001 e 2010, Hissa et al. (2016) estimaram 15 Tg C ao longo da Rodovia BR-163 (Mato Grosso e Pará) entre os anos de 1985 e 2012, e Pütz et al. (2014) estimaram 599 Tg de C em 10 anos de simulações para a Bacia Amazônica.

As diferenças observadas anteriormente se devem às diferenças nas metodologias de cada trabalho, o que pode incluir: diferenças nos mapas de biomassa florestal utilizados, à resolução espacial do mapeamento do desmatamento, além da diferença na forma de calcular as perdas de C devido ao efeito de borda.

Segundo Numata et al. (2010) a distribuição espacial dos estoques de C devido ao efeito de borda mudam seguindo o processo de desmatamento e também o envelhecimento e remoção das bordas florestais. Na presente dissertação observou-se que os menores valores acumulados de estoques de C perdidos se concentraram principalmente em antigas fronteiras de desmatamento, o que é confirmado pela sobreposição das áreas de bordas com idades entre 10 e 15 anos. No entanto, os maiores valores de perdas estão associados às recentes fronteiras de desmatamento, associadas espacialmente às bordas com idades entre um e seis anos, que compõe as bordas passíveis de perda de estoques.

Observou-se ainda uma tendência significativa nas perdas dos estoques de C devido ao desmatamento ($5,58 \text{ Tg C ano}^{-1}$) para a Bacia Amazônica entre 2001 e 2015, embora as perdas devido ao efeito de borda tenham se apresentado constante e sem tendência para o mesmo período, indicando

que a redução no desmatamento não implica na redução das perdas dos estoques de C devido ao efeito de borda. Somente o Brasil apresentou tendência significativa de redução (6 Tg C ano⁻¹) nas perdas devido ao desmatamento (também com perdas constantes devido ao efeito de borda), tendo contribuído para a tendência observada para a Bacia, visto que esse país contribuiu em média 79,80% ano⁻¹. Por outro lado, Guiana, Peru e Suriname apresentaram tendência significativa de aumento nas perdas devido ao desmatamento e ao efeito de borda, relacionado à tendência acentuada de desmatamento observada para essas regiões para o mesmo período.

Para comprovar a hipótese anterior, a Tabela 5.1 mostra a média anual dos estoques de C perdidos por desmatamento e efeito de borda para o período anterior ao PPCDAm e às três fases do Plano entre 2004 e 2015.

Tabela 5.1 – Média dos estoques de C perdidos no Brasil devido ao desmatamento e efeito de borda para o período anterior ao PPCDAm e suas três fases subsequentes.

Fases do PPCDAm	Desmatamento	Efeito de Borda
	<i>M</i> ± <i>DP</i> (Tg C ano ⁻¹)	<i>M</i> ± <i>DP</i> (Tg C ano ⁻¹)
Pré Plano (2001 a 2003)	104,56±20,69	36,56±7,11
1ª Fase (2004 a 2008)	95,96±34,31	47,94±5,39
2ª Fase (2009 a 2011)	44,52±11,28	34,87±3,28
3ª Fase (2012 a 2015)	50,06±8,25	34,24±0,94

M é a Média e *DP* é o Desvio Padrão.

É possível observar que no período Pré PPCDAm (2001 a 2003) a média anual das perdas nos estoques de C eram de 104,56 Tg C ano⁻¹, reduzindo-se a 50,06 Tg C ano⁻¹ (cerca de 52,12% em relação ao período pré PPCDAm) na terceira fase do Plano (2012 a 2015). Essa redução é clara e acentuada a partir da primeira fase do Plano (2004 a 2008). Por outro lado, no período Pré PPCDAm a média das perdas devido ao efeito de borda eram de aproximadamente 36,56 Tg C ano⁻¹, reduzindo-se à 34,24 Tg C ano⁻¹ (cerca de 6,36% em relação ao período pré PPCDAm) na terceira fase do plano. O pico de 47,94 Tg C ano⁻¹ observado na primeira fase do Plano, antes que as médias tenham se estabilizado na segunda e terceira fase, pode ser associada ao envelhecimento das bordas criadas nos anos anteriores somadas às novas bordas entre 2004 e 2008.

A análise anterior evidenciou que embora programas como o PPCDAm reduzam o desmatamento em florestas tropicais (assim como as perdas nos estoques de C associadas), as perdas devido a fragmentação florestal mesmo que em menor magnitude, são constantes e sem efeito direto dessas políticas públicas. Esse fato mostra que as perdas associadas à fragmentação podem contribuir para a neutralização da redução das perdas associadas ao desmatamento. Neutralização essa já demonstrada para o Bioma Amazônia (Brasil), devido a incêndios florestais associados às secas (ARAGÃO et al., 2018).

Tudo isso é preocupante, visto que os estoques de C perdidos devido ao efeito de borda podem contribuir com as emissões atmosféricas de C, contribuindo com o aquecimento do planeta e conseqüentemente para a mudança do clima a nível global.

5.5. A contribuição do LiDAR para a estimativa de estoques de C florestal na Amazônia

Os resultados aqui obtidos demonstraram que o uso da tecnologia LiDAR pode complementar as estimativas dos estoques de C florestal em campo. A crescente disponibilidade espacial e temporal desses dados, principalmente de forma gratuita, traz uma oportunidade sem precedentes para estudos detalhados da paisagem amazônica.

O uso do LiDAR possibilitou a obtenção de um volume amostral maior, garantindo uma melhor análise da variação espacial e temporal das perdas dos estoques de C devido ao efeito de borda. O uso da equação desenvolvida por Longo et al. (2016) permitiu estimativas confiáveis dos estoques de C, por ser uma abordagem regionalizada, que usa métricas obtidas diretamente da nuvem de pontos do LiDAR. Além disso, foi possível identificar que as estimativas dos estoques de C baseadas no LiDAR conseguiram capturar as diferenças entre os estoques do interior da floresta e das bordas, assim como, as diferenças entre as regiões de localização das parcelas.

As diferenças entre os estoques de C mensurados em campo e através do LiDAR foram também identificadas por Sato et al. (2016) no estado do Acre, quando utilizaram uma outra equação proposta por Longo et al. (2016). Essas diferenças podem ser atribuídas às limitações na equação aqui utilizada, como a saturação, que causa uma subestimativa nos estoques de C via LiDAR em relação às estimativas realizadas em campo (LONGO et al., 2016).

É importante destacar a diferença observada entre os estoques de C estimados em campo e via LiDAR, quanto à localização geográfica. Enquanto que em campo os maiores valores foram observados para o estado do Pará e menores valores no estado do Acre, a abordagem LiDAR mostrou um gradiente inverso, com maiores valores observados no Acre, seguido do Pará. Essa inversão observada, pode ser explicada pela presença de bambu na região do Acre (CARVALHO et al., 2013), que reduz a densidade e a área basal das árvores (BUDKE et al., 2010; CARVALHO et al., 2013) impactando diretamente na biomassa florestal (GONZÁLEZ et al., 2002; CAMPANELLO et al., 2007; BARLOW et al., 2012) que é estimada em campo. Por outro lado, a presença de bambu pode superestimar a altura média do dossel que é baseada na nuvem de pontos LiDAR, o que pode resultar em maiores valores de estoques de C observados no estado do Acre em comparação ao Pará.

A maioria das equações baseadas em dados LiDAR podem limitar as estimativas dos estoques de C por utilizarem somente métricas relativas à estrutura física da floresta, o que não inclui a variabilidade do clima (ÁLVAREZ-DÁVILA et al., 2017), dos solos (QUESADA et al., 2012), da densidade de madeira (FEARNSIDE, 1997; BAKER et al., 2004; NOGUEIRA; NELSON; FEARNSIDE, 2005; NOGUEIRA et al., 2007; NOGUEIRA; FEARNSIDE; NELSON, 2008), e a estrutura da comunidade vegetal entre diferentes regiões, que tem influência direta na distribuição espacial desses estoques. Uma possível solução para essa limitação é a inclusão de outras variáveis nas equações, que possam representar a variabilidade climática e de solo para diferentes regiões. Um exemplo de

variável é a média da densidade de madeira. Em um estudo recente na República Democrática do Congo (África), Xu et al. (2017) descobriram que a inclusão da média da densidade de madeira (média regionalizada para cada parcela LiDAR) possibilitou uma melhoria significativa na equação para a estimativa de biomassa florestal via LiDAR.

6 CONCLUSÕES

Na presente dissertação foi evidenciado que entre 2001 e 2015 existiu uma tendência significativa de redução nas taxas de desmatamento ao longo da Bacia Amazônica, impulsionada principalmente pelas políticas de controle do desmatamento no Brasil a partir do ano de 2004.

Como resultado da redução do desmatamento, a formação de novas bordas também apresentou tendência significativa de redução para o mesmo período. Por outro lado, as bordas sujeitas à perda de estoques de C (bordas com idade entre um e cinco anos) diminuíram à medida que as bordas envelheceram.

Através da análise direta dos estoques de C estimados via dados LiDAR, foi constatado que a perda dos estoques nas bordas florestais ocorre a partir do primeiro ano após a criação da borda florestal. Baseado no modelo de perda dos estoques de C em função da idade das bordas florestais aqui proposto, foi possível concluir que a redução pode seguir até o quinto ano após a criação da borda, onde é observada uma tendência de estabilização a partir do sexto ano.

Foi observada uma tendência de redução significativa nas perdas de estoques de C devido ao desmatamento. Por outro lado, embora inferiores ao desmatamento, as perdas devido ao efeito de borda mostraram-se constantes e sem tendência no período analisado, podendo contribuir para uma possível neutralização da redução observada para o desmatamento.

Os resultados aqui apresentados chamam a atenção para o fato de que as fontes de emissões de C atmosféricos não são restritas ao desmatamento, mas também às áreas de bordas decorrentes desse processo. Esses resultados são importantes pois podem contribuir para o estabelecimento e atualização de políticas públicas voltadas à redução das emissões antropogênicas de C para a atmosfera.

Por fim, destaca-se a importante contribuição do sensoriamento remoto para a obtenção dos resultados aqui apresentados. Estudos que buscam

uma análise em escala continental somente se tornam possíveis através do uso de dados e produtos derivados de sensoriamento remoto.

6.1. Trabalhos Futuros

Os resultados aqui obtidos abrem um novo horizonte para o uso de dados e produtos derivados de sensoriamento remoto em estudos direcionados à fragmentação florestal, mas também a outros tipos de degradação florestal.

Essas possibilidades motivam a continuidade da pesquisa aqui apresentada. Continuidade que inclui a possibilidade de separar o efeito do fogo nos dados LiDAR, possibilitando a elaboração de modelos de perda dos estoques de C baseados ou não na degradação pelo fogo. Outra importante possibilidade é o desenvolvimento de metodologia que possibilite o cálculo das emissões atmosféricas provenientes dos estoques de C perdidos.

Por fim, baseado na crescente disponibilidade de dados LiDAR ao longo dos trópicos, seria possível a elaboração de modelos regionais para calcular os estoques perdidos devido ao efeito de borda para todas as florestas tropicais. Embora, ambiciosa, essa estratégia hoje é possível devido ao avanço da computação em nuvem que possibilita o processamento e análise de um grande volume de dados geoespaciais.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALENCAR, A. A.; BRANDO, P. M.; ASNER, G. P.; PUTZ, F. E. Landscape fragmentation, severe drought, and the new Amazon forest fire regime. **Ecological Applications**, v. 25, n. 6, p. 1493–1505, 2015.

ALMEIDA, C. T.; OLIVEIRA-JÚNIOR, J. F.; DELGADO, R. C.; CUBO, P.; RAMOS, M. C. Spatiotemporal rainfall and temperature trends throughout the Brazilian Legal Amazon, 1973-2013. **International Journal of Climatology**, v. 37, n. 4, p. 2013–2026, mar. 2017. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1002/joc.4831>>.

ÁLVAREZ-DÁVILA, E.; CAYUELA, L.; GONZÁLEZ-CARO, S.; ALDANA, A. M.; STEVENSON, P. R.; PHILLIPS, O.; COGOLLO, Á.; PEÑUELA, M. C.; VON HILDEBRAND, P.; JIMÉNEZ, E.; MELO, O.; LONDOÑO-VEGA, A. C.; MENDOZA, I.; VELÁSQUEZ, O.; FERNÁNDEZ, F.; SERNA, M.; VELÁZQUEZ-RUA, C.; BENÍTEZ, D.; REY-BENAYAS, J. M. Forest biomass density across large climate gradients in northern South America is related to water availability but not with temperature. **PLOS ONE**, v. 12, n. 3, p. e0171072, 16 mar. 2017. Disponível em: <<http://dx.plos.org/10.1371/journal.pone.0171072>>.

ANDERSON, L. O. Biome-scale forest properties in Amazonia based on field and satellite observations. **Remote Sensing**, v. 4, n. 5, p. 1245–1271, 4 maio 2012. Disponível em: <<http://www.mdpi.com/2072-4292/4/5/1245/>>. Acesso em: 14 jul. 2014.

ANDERSON, L. O.; ARAGÃO, L. E. O. C.; GLOOR, M.; ARAI, E.; ADAMI, M.; SAATCHI, S. S.; MALHI, Y.; SHIMABUKURO, Y. E.; BARLOW, J.; BERENQUER, E.; DUARTE, V. Disentangling the contribution of multiple land covers to fire-mediated carbon emissions in Amazonia during the 2010 drought. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 29, n. 10, p. 1739–1753, out. 2015. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1002/2014GB005008>>.

ARAGÃO, L. E. O. C.; ANDERSON, L. O.; FONSECA, M. G.; ROSAN, T. M.; VEDOVATO, L. B.; WAGNER, F. H.; SILVA, C. V. J.; SILVA JUNIOR, C. H. L.; ARAI, E.; AGUIAR, A. P.; BARLOW, J.; BERENQUER, E.; DEETER, M. N.; DOMINGUES, L. G.; GATTI, L.; GLOOR, M.; MALHI, Y.; MARENGO, J. A.; MILLER, J. B.; PHILLIPS, O. L.; SAATCHI, S. 21st Century drought-related fires counteract the decline of Amazon deforestation carbon emissions. **Nature Communications**, v. 9, n. 1, p. 536, 2018. Disponível em: <<http://www.nature.com/articles/s41467-017-02771-y>>.

ARAGÃO, L. E. O. C.; MALHI, Y.; BARBIER, N.; LIMA, A. A.; SHIMABUKURO, Y.; ANDERSON, L.; SAATCHI, S. Interactions between rainfall, deforestation and fires during recent years in the Brazilian Amazonia. **Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences**, v. 363, n. 1498, p. 1779–85, 27 maio 2008. Disponível em:

<<http://www.pubmedcentral.nih.gov/articlerender.fcgi?artid=2373892&tool=pmcentrez&rendertype=abstract>>. Acesso em: 15 jul. 2014.

ARAGÃO, L. E. O. C.; MALHI, Y.; ROMAN-CUESTA, R. M.; SAATCHI, S.; ANDERSON, L. O.; SHIMABUKURO, Y. E. Spatial patterns and fire response of recent Amazonian droughts. **Geophysical Research Letters**, v. 34, n. 7, p. L07701, 3 abr. 2007. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1029/2006GL028946>>. Acesso em: 18 ago. 2014.

ARAGÃO, L. E. O. C.; POULTER, B.; BARLOW, J. B.; ANDERSON, L. O.; MALHI, Y.; SAATCHI, S.; PHILLIPS, O. L.; GLOOR, E. Environmental change and the carbon balance of Amazonian forests. **Biological Reviews**, v. 89, n. 4, p. 913–931, 20 nov. 2014. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1111/brv.12088>>. Acesso em: 5 out. 2014.

ARAGAO, L. E. O. C.; SHIMABUKURO, Y. E. The incidence of fire in Amazonian Forests with Implications for REDD. **Science**, v. 328, n. 5983, p. 1275–1278, 4 jun. 2010. Disponível em: <<http://www.sciencemag.org/cgi/doi/10.1126/science.1186925>>. Acesso em: 10 jul. 2014.

ARMENTERAS, D.; BARRETO, J. S.; TABOR, K.; MOLOWNY-HORAS, R.; RETANA, J. Changing patterns of fire occurrence in proximity to forest edges, roads and rivers between NW Amazonian countries. **Biogeosciences**, v. 14, n. 11, p. 2755–2765, 6 jun. 2017. Disponível em: <<http://www.biogeosciences.net/14/2755/2017/>>.

ARMENTERAS, D.; GONZÁLEZ, T. M.; RETANA, J. Forest fragmentation and edge influence on fire occurrence and intensity under different management types in Amazon forests. **Biological Conservation**, v. 159, p. 73–79, mar. 2013. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0006320712004466>>.

ARMENTERAS, D.; RUDAS, G.; RODRIGUEZ, N.; SUA, S.; ROMERO, M. Patterns and causes of deforestation in the Colombian Amazon. **Ecological Indicators**, v. 6, n. 2, p. 353–368, abr. 2006. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1470160X05000361>>.

ASNER, G. P.; MASCARO, J. Mapping tropical forest carbon: calibrating plot estimates to a simple LiDAR metric. **Remote Sensing of Environment**, v. 140, p. 614–624, jan. 2014. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S003442571300360X>>.

ASNER, G. P.; TUPAYACHI, R. Accelerated losses of protected forests from gold mining in the Peruvian Amazon. **Environmental Research Letters**, v. 12, n. 9, p. 94004, 1 set. 2016. Disponível em: <<http://stacks.iop.org/1748-9326/12/i=9/a=094004?key=crossref.50e85c596f3b8c30e79c44b50192b305>>.

BACCINI, A.; WALKER, W.; CARVALHO, L.; FARINA, M.; SULLA-

MENASHE, D.; HOUGHTON, R. A. Tropical forests are a net carbon source based on aboveground measurements of gain and loss. **Science**, v. 358, n. 6360, p. 230–234, 13 out. 2017. Disponível em: <<http://www.sciencemag.org/lookup/doi/10.1126/science.aam5962>>.

BACCINI, a.; GOETZ, S. J.; WALKER, W. S.; LAPORTE, N. T.; SUN, M.; SULLA-MENASHE, D.; HACKLER, J.; BECK, P. S. a.; DUBAYAH, R.; FRIEDL, M. a.; SAMANTA, S.; HOUGHTON, R. a. Estimated carbon dioxide emissions from tropical deforestation improved by carbon-density maps. **Nature Climate Change**, v. 2, n. 3, p. 182–185, 29 jan. 2012. Disponível em: <<http://www.nature.com/doi/10.1038/nclimate1354>>. Acesso em: 9 jul. 2014.

BAKER, T. R.; PHILLIPS, O. L.; MALHI, Y.; ALMEIDA, S.; ARROYO, L.; DI FIORE, A.; ERWIN, T.; KILLEEN, T. J.; LAURANCE, S. G.; LAURANCE, W. F.; LEWIS, S. L.; LLOYD, J.; MONTEAGUDO, A.; NEILL, D. A.; PATINO, S.; PITMAN, N. C. A.; M. SILVA, J. N.; VASQUEZ MARTINEZ, R. Variation in wood density determines spatial patterns in Amazonian forest biomass. **Global Change Biology**, v. 10, n. 5, p. 545–562, maio 2004. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1111/j.1365-2486.2004.00751.x>>.

BALCH, J. K.; BRANDO, P. M.; NEPSTAD, D. C.; COE, M. T.; SILVÉRIO, D.; MASSAD, T. J.; DAVIDSON, E. A.; LEFEBVRE, P.; OLIVEIRA-SANTOS, C.; ROCHA, W.; CURY, R. T. S.; PARSONS, A.; CARVALHO, K. S. The susceptibility of southeastern Amazon forests to fire: insights from a large-scale burn experiment. **BioScience**, v. 65, n. 9, p. 893–905, 2015.

BARBOSA, C. C. F. **Algebra de mapas e suas aplicações em sensoriamento remoto e geoprocessamento**. 1999. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 1999. Disponível em: <<http://mtc-m12.sid.inpe.br/col/dpi.inpe.br/banon/1998/05.07.15.37/doc/publicacao.pdf?languagebutton=en>>.

BARBOSA, J. M.; BROADBENT, E. N.; BITENCOURT, M. D. Remote sensing of aboveground biomass in tropical secondary forests: a review. **International Journal of Forestry Research**, v. 2014, n. ID 715796, p. 1–14, 2014. Disponível em: <<http://www.hindawi.com/journals/ijfr/2014/715796/>>.

BARLOW, J.; SILVEIRA, J. M.; MESTRE, L. A. M.; ANDRADE, R. B.; CAMACHO D'ANDREA, G.; LOUZADA, J.; VAZ-DE-MELLO, F. Z.; NUMATA, I.; LACAU, S.; COCHRANE, M. A. Wildfires in bamboo-dominated Amazonian Forest: impacts on above-ground biomass and biodiversity. **PLoS ONE**, v. 7, n. 3, p. e33373, 9 mar. 2012. Disponível em: <<http://dx.plos.org/10.1371/journal.pone.0033373>>.

BERENGUER, E.; FERREIRA, J.; GARDNER, T. A.; ARAGÃO, L. E. O. C.; DE CAMARGO, P. B.; CERRI, C. E.; DURIGAN, M.; OLIVEIRA, R. C. De; VIEIRA, I. C. G.; BARLOW, J. A large-scale field assessment of

carbon stocks in human-modified tropical forests. **Global Change Biology**, v. 20, n. 12, p. 3713–3726, dez. 2014. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1111/gcb.12627>>.

BONAN, G. B. Forests and climate change: forcings, feedbacks, and the climate benefits of forests. **Science**, v. 320, n. 5882, p. 1444–1449, 13 jun. 2008. Disponível em: <<http://www.sciencemag.org/cgi/doi/10.1126/science.1155121>>.

BRANDO, P. M.; BALCH, J. K.; NEPSTAD, D. C.; MORTON, D. C.; PUTZ, F. E.; COE, M. T.; SILVERIO, D.; MACEDO, M. N.; DAVIDSON, E. a; NOBREGA, C. C.; ALENCAR, A.; SOARES-FILHO, B. S. Abrupt increases in Amazonian tree mortality due to drought-fire interactions. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 111, n. 17, p. 6347–6352, 29 abr. 2014. Disponível em: <<http://www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.1305499111>>.

BRIENEN, R. J. W.; PHILLIPS, O. L.; FELDPAUSCH, T. R.; GLOOR, E.; BAKER, T. R.; LLOYD, J.; LOPEZ-GONZALEZ, G.; MONTEAGUDO-MENDOZA, A.; MALHI, Y.; LEWIS, S. L.; VÁSQUEZ MARTINEZ, R.; ALEXIADES, M.; ÁLVAREZ DÁVILA, E.; ALVAREZ-LOAYZA, P.; ANDRADE, A.; ARAGÃO, L. E. O. C.; ARAUJO-MURAKAMI, A.; ARETS, E. J. M. M.; ARROYO, L.; AYMARD C., G. A.; BÁNKI, O. S.; BARALOTO, C.; BARROSO, J.; BONAL, D.; BOOT, R. G. A.; CAMARGO, J. L. C.; CASTILHO, C. V.; CHAMA, V.; CHAO, K. J.; CHAVE, J.; COMISKEY, J. A.; CORNEJO VALVERDE, F.; DA COSTA, L.; DE OLIVEIRA, E. A.; DI FIORE, A.; ERWIN, T. L.; FAUSET, S.; FORSTHOFER, M.; GALBRAITH, D. R.; GRAHAME, E. S.; GROOT, N.; HÉRAULT, B.; HIGUCHI, N.; HONORIO CORONADO, E. N.; KEELING, H.; KILLEEN, T. J.; LAURANCE, W. F.; LAURANCE, S.; LICONA, J.; MAGNUSSEN, W. E.; MARIMON, B. S.; MARIMON-JUNIOR, B. H.; MENDOZA, C.; NEILL, D. A.; NOGUEIRA, E. M.; NÚÑEZ, P.; PALLQUI CAMACHO, N. C.; PARADA, A.; PARDO-MOLINA, G.; PEACOCK, J.; PEÑA-CLAROS, M.; PICKAVANCE, G. C.; PITMAN, N. C. A.; POORTER, L.; PRIETO, A.; QUESADA, C. A.; RAMÍREZ, F.; RAMÍREZ-ANGULO, H.; RESTREPO, Z.; ROOPSIND, A.; RUDAS, A.; SALOMÃO, R. P.; SCHWARZ, M.; SILVA, N.; SILVA-ESPEJO, J. E.; SILVEIRA, M.; STROPP, J.; TALBOT, J.; TER STEEGE, H.; TERAN-AGUILAR, J.; TERBORGH, J.; THOMAS-CAESAR, R.; TOLEDO, M.; TORELLO-RAVENTOS, M.; UMETSU, R. K.; VAN DER HEIJDEN, G. M. F.; VAN DER HOUT, P.; GUIMARÃES VIEIRA, I. C.; VIEIRA, S. A.; VILANOVA, E.; VOS, V. A.; ZAGT, R. J. Long-term decline of the Amazon carbon sink. **Nature**, v. 519, n. 7543, p. 344–348, 18 mar. 2015. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1038/nature14283>>.

BROADBENT, E. N.; ASNER, G. P.; OLIVEIRA, P. J. C.; KNAPP, D. E.; KELLER, M.; SILVA, J. N. Forest fragmentation and edge effects from deforestation and selective logging in the Brazilian Amazon. **Biological Conservation**, v. 141, n. 7, p. 1745–1757, jul. 2008. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0006320708001377>>.

BROICH, M.; HANSEN, M. C.; POTAPOV, P.; ADUSEI, B.; LINDQUIST,

- E.; STEHMAN, S. V. Time-series analysis of multi-resolution optical imagery for quantifying forest cover loss in Sumatra and Kalimantan, Indonesia. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 13, n. 2, p. 277–291, abr. 2011. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0303243410001340>>.
- BUDKE, J. C.; ALBERTI, M. S.; ZANARDI, C.; BARATTO, C.; ZANIN, E. M. Bamboo dieback and tree regeneration responses in a subtropical forest of South America. **Forest Ecology and Management**, v. 260, n. 8, p. 1345–1349, set. 2010. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0378112710004123>>.
- CAMARGO, J. L. C.; KAPOS, V. Complex edge effects on soil moisture and microclimate in central Amazonian forest. **Journal of Tropical Ecology**, v. 11, n. 2, p. 205–221, 10 maio 1995. Disponível em: <http://www.journals.cambridge.org/abstract_S026646740000866X>.
- CAMPANELLO, P. I.; GENOVEVA GATTI, M.; ARES, A.; MONTTI, L.; GOLDSTEIN, G. Tree regeneration and microclimate in a liana and bamboo-dominated semideciduous Atlantic Forest. **Forest Ecology and Management**, v. 252, n. 1–3, p. 108–117, nov. 2007. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0378112707004744>>.
- CANO-CRESPO, A.; OLIVEIRA, P. J. C.; BOIT, A.; CARDOSO, M.; THONICKE, K. Forest edge burning in the Brazilian Amazon promoted by escaping fires from managed pastures. **Journal of Geophysical Research: Biogeosciences**, v. 120, n. 10, p. 2095–2107, out. 2015. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1002/2015JG002914>>.
- CAPOBIANCO, J. P. R. **Biodiversidade na Amazônia brasileira: avaliação e ações prioritárias para a conservação, uso sustentável e repartição de benefícios**. São Paulo: Instituto Socioambiental, 2001.
- CARVALHO, A. L. de; NELSON, B. W.; BIANCHINI, M. C.; PLAGNOL, D.; KUPLICH, T. M.; DALY, D. C. Bamboo-dominated forests of the southwest Amazon: detection, spatial extent, life cycle length and flowering waves. **PLoS ONE**, v. 8, n. 1, p. e54852, 24 jan. 2013. Disponível em: <<http://dx.plos.org/10.1371/journal.pone.0054852>>.
- CHAVE, J.; ANDALO, C.; BROWN, S.; CAIRNS, M. A.; CHAMBERS, J. Q.; EAMUS, D.; FÖLSTER, H.; FROMARD, F.; HIGUCHI, N.; KIRA, T.; LESCURE, J.-P.; NELSON, B. W.; OGAWA, H.; PUIG, H.; RIÉRA, B.; YAMAKURA, T. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. **Oecologia**, v. 145, n. 1, p. 87–99, 22 ago. 2005. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s00442-005-0100-x>>.
- CHEN, Q. LiDAR Remote sensing of vegetation biomass. In: WANG, G.; WENG, Q. (Eds.). **Remote sensing of natural resources**. [S.l.] CRC Press, 2014. p. 399–420.

CIAIS, P.; SABINE, C.; BALA, G.; BOPP, L.; BROVKIN, V.; CANADELL, J.; CHHABRA, A.; DEFRIES, R.; GALLOWAY, J.; HEIMANN, M.; JONES, C.; LE QUÉRE, C.; MYNENI, R.; PIAO, S.; THORNTON, P.; HEINZE, C.; TANS, P.; VESALA, T. Carbon and other biogeochemical cycles. In: INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (Ed.). **Climate change 2013: the physical science basis**. Cambridge: Cambridge University Press, 2013. ISBN 9781107057. p.465–570.

CLARK, M. L.; ROBERTS, D. A.; EWEL, J. J.; CLARK, D. B. Estimation of tropical rain forest aboveground biomass with small-footprint lidar and hyperspectral sensors. **Remote Sensing of Environment**, v. 115, n. 11, p. 2931–2942, nov. 2011. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0034425711001404>>.

COCHRANE, M. A. Synergistic interactions between habitat fragmentation and fire in evergreen tropical forests. **Conservation Biology**, v. 15, n. 6, p. 1515–1521, 2001.

COCHRANE, M. A. Fire science for rainforests. **Nature**, v. 421, n. 6926, p. 913–9, 27 fev. 2003. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/12606992>>. Acesso em: 13 set. 2014.

COCHRANE, M. A.; LAURANCE, W. F. Fire as a large-scale edge effect in Amazonian forests. **Journal of Tropical Ecology**, v. 18, n. 3, p. 311–325, 26 maio 2002. Disponível em: <http://www.journals.cambridge.org/abstract_S0266467402002237>.

COCHRANE, M. A.; SCHULZE, M. D. Fire as a recurrent event in tropical forests of the eastern Amazon: effects on forest structure, biomass, and species composition1. **Biotropica**, v. 31, n. 1, p. 2–16, mar. 1999. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1111/j.1744-7429.1999.tb00112.x>>.

COCHRANE, M. a; LAURANCE, W. F. Synergisms among fire, land use, and climate change in the Amazon. **AMBIO: A Journal of the Human Environment**, v. 37, n. 7, p. 522–527, dez. 2008. Disponível em: <<http://www.bioone.org/doi/abs/10.1579/0044-7447-37.7.522>>. Acesso em: 20 out. 2014.

D'ANGELO, S. A.; ANDRADE, A. C. S.; LAURANCE, S. G.; LAURANCE, W. F.; MESQUITA, R. C. G. Inferred causes of tree mortality in fragmented and intact Amazonian forests. **Journal of Tropical Ecology**, v. 20, n. 2, p. 243–246, 17 mar. 2004. Disponível em: <http://www.journals.cambridge.org/abstract_S0266467403001032>.

DE PAULA, M. D.; COSTA, C. P. A.; TABARELLI, M. Carbon storage in a fragmented landscape of Atlantic forest: the role played by edge-affected habitats and emergent trees. **Tropical Conservation Science**, v. 4, n. 3, p. 349–358, set. 2011. Disponível em: <<http://journals.sagepub.com/doi/10.1177/194008291100400310>>.

- DELVOYE, K.; PARAHOE, M.; LIBRETTO, H. Suriname: an exposed interior. In: UNGAR, M. (Ed.). **The 21st century fight for the Amazon**. Cham: Springer International Publishing, 2018. p. 149–170.
- DEZÉCACHE, C.; FAURE, E.; GOND, V.; SALLES, J.-M.; VIEILLEDENT, G.; HÉRAULT, B. Gold-rush in a forested El Dorado: deforestation leakages and the need for regional cooperation. **Environmental Research Letters**, v. 12, n. 3, p. 34013, 1 mar. 2017. Disponível em: <<http://stacks.iop.org/1748-9326/12/i=3/a=034013?key=crossref.f0dcd52ce7c53f4a44237cf42c7559e7>>.
- DIDHAM, R. K.; LAWTON, J. H. Edge structure determines the magnitude of changes in microclimate and vegetation structure in tropical forest fragments. **Biotropica**, v. 31, n. 1, p. 17, 1999. Disponível em: <<http://www.jstor.org/stable/2663956?origin=crossref>>.
- DUBAYAH, R.; KNOX, R.; HOFTON, M.; BLAIR, J. B.; DRAKE, J. Land surface characterization using lidar remote sensing. In: HILL, M.; ASPINALL, R. (Eds.). **Spatial information for land use management**. Singapore: International Publishers Direct, 2000. p. 25–38.
- EVA, H.; HUBER, O.; ACHARD, F.; BALSLEV, H.; BECK, S.; BEHLING, H.; BELWARD, A.; BEUCHLE, R.; CLEEF, A.; COLCHESTER, M.; DUIVENVOORDEN; HOOGMOED, M.; JUNK, W.; KABAT, P.; B. KRUIJIT; MALHI, Y.; MÜLLER, J. M.; PEREIRA, J. M.; PERES, C.; PRANCE, G. T.; ROBERTS, J.; SALO, J. **A proposal for defining the geographical boundaries of Amazonia**. Luxembourg: Publications Office, 2005.
- FEARNSIDE, P. M. Wood density for estimating forest biomass in Brazilian Amazonia. **Forest Ecology and Management**, v. 90, n. 1, p. 59–87, jan. 1997. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0378112796038406>>.
- FEARNSIDE, P. M. Deforestation in Brazilian Amazonia: history, rates, and consequences. **Conservation Biology**, v. 19, n. 3, p. 680–688, jun. 2005. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1111/j.1523-1739.2005.00697.x>>.
- FERREIRA, L. V.; LAURANCE, W. F. Effects of forest fragmentation on mortality and damage of selected trees in Central Amazonia. **Conservation Biology**, v. 11, n. 3, p. 797–801, jun. 1997. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1046/j.1523-1739.1997.96167.x>>.
- FIGUEIREDO, E. O.; D'OLIVEIRA, M. V. N.; BRAZ, E. M.; DE ALMEIDA PAPA, D.; FEARNSIDE, P. M. LIDAR-based estimation of bole biomass for precision management of an Amazonian forest: Comparisons of ground-based and remotely sensed estimates. **Remote Sensing of Environment**, v. 187, p. 281–293, dez. 2016. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0034425716303984>>.

FOLEY, J. A. Global consequences of land use. **Science**, v. 309, n. 5734, p. 570–574, 22 jul. 2005. Disponível em: <<http://www.sciencemag.org/cgi/doi/10.1126/science.1111772>>.

GARCIA, M.; SAATCHI, S.; FERRAZ, A.; SILVA, C. A.; USTIN, S.; KOLTUNOV, A.; BALZTER, H. Impact of data model and point density on aboveground forest biomass estimation from airborne LiDAR. **Carbon Balance and Management**, v. 12, n. 1, p. 4, 15 dez. 2017. Disponível em: <<http://cbmjournal.springeropen.com/articles/10.1186/s13021-017-0073-1>>.

GDAL DEVELOPMENT TEAM. **GDAL - Geospatial Data Abstraction Library**: version 2.2.1. Disponível em: <<http://gdal.osgeo.org/>>. Acesso em: 1 jan. 2017a.

GDAL DEVELOPMENT TEAM. **GDAL sieve filter**. Disponível em: <http://www.gdal.org/gdal_sieve.html>. Acesso em: 1 jan. 2017b.

GHASEMI, N.; SAHEBI, M. R.; MOHAMMADZADEH, A. A review on biomass estimation methods using synthetic aperture radar. **International Journal Ofgeomatics and Geosciences**, v. 1, n. 4, p. 776–788, 2011.

GIBBONS, J. D.; CHAKRABORTI, S. Nonparametric statistical inference. In: LOVRIC, M. (Ed.). **International encyclopedia of statistical science**. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 2011. p. 977–979.

GIBBS, H. K.; RAUSCH, L.; MUNGER, J.; SCHELLY, I.; MORTON, D. C.; NOOJIPADY, P.; SOARES-FILHO, B.; BARRETO, P.; MICOL, L.; WALKER, N. F. Brazil's soy moratorium. **Science**, v. 347, n. 6220, p. 377–378, 23 jan. 2015. Disponível em: <<http://www.sciencemag.org/cgi/doi/10.1126/science.aaa0181>>.

GIGLIO, L.; SCHROEDER, W.; JUSTICE, C. O. The collection 6 MODIS active fire detection algorithm and fire products. **Remote Sensing of Environment**, v. 178, p. 31–41, jun. 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2016.02.054>>.

GIONGO, M.; KOEHLER, H. S.; MACHADO, S. do A.; KIRCHNER, F. F.; MARCHETTI, M. LiDAR: princípios e aplicações florestais. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 30, n. 63, p. 231–244, 28 out. 2010. Disponível em: <<http://www.cnpf.embrapa.br/pfb/index.php/pfb/article/view/148/133>>.

GONZÁLEZ, M. E.; VELEN, T. T.; DONOSO, C.; VALERIA, L. Tree regeneration responses in a lowland Nothofagus-dominated forest after bamboo dieback in South-Central Chile. **Plant Ecology**, v. 161, n. 1, p. 59–73, 2002. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1023/A:1020378822847>>.

GRACE, J. Understanding and managing the global carbon cycle. **Journal of Ecology**, v. 92, n. 2, p. 189–202, abr. 2004. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1111/j.0022-0477.2004.00874.x>>.

GRACE, J.; MITCHARD, E.; GLOOR, E. Perturbations in the carbon budget of the tropics. **Global Change Biology**, p. 3238–3255, 2014.

HADDAD, N. M.; BRUDVIG, L. a.; CLOBERT, J.; DAVIES, K. F.; GONZALEZ, A.; HOLT, R. D.; LOVEJOY, T. E.; SEXTON, J. O.; AUSTIN, M. P.; COLLINS, C. D.; COOK, W. M.; DAMSCHEN, E. I.; EWERS, R. M.; FOSTER, B. L.; JENKINS, C. N.; KING, a. J.; LAURANCE, W. F.; LEVEY, D. J.; MARGULES, C. R.; MELBOURNE, B. a.; NICHOLLS, a. O.; ORROCK, J. L.; SONG, D.-X.; TOWNSHEND, J. R. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. **Science Advances**, v. 1, n. 2, p. e1500052–e1500052, 20 mar. 2015. Disponível em: <<http://advances.sciencemag.org/cgi/doi/10.1126/sciadv.1500052>>.

HANSEN, M. C.; DEFRIES, R. S. Detecting long-term global forest change using continuous fields of tree-cover maps from 8-km Advanced Very High Resolution Radiometer (AVHRR) data for the years 1982-99. **Ecosystems**, v. 7, n. 7, p. 695–716, 2004.

HANSEN, M. C.; DEFRIES, R. S.; TOWNSHEND, J. R. G.; CARROLL, M.; DIMICELI, C.; SOHLBERG, R. A. Global percent tree cover at a spatial resolution of 500 meters: first results of the MODIS vegetation continuous fields algorithm. **Earth Interactions**, v. 7, n. 10, p. 1–15, out. 2003. Disponível em: <<http://journals.ametsoc.org/doi/abs/10.1175/1087-3562%282003%29007%3C0001%3AGPTCAA%3E2.0.CO%3B2>>.

HANSEN, M. C.; EGOROV, A.; ROY, D. P.; POTAPOV, P.; JU, J.; TURUBANOVA, S.; KOMMAREDDY, I.; LOVELAND, T. R. Continuous fields of land cover for the conterminous United States using Landsat data: first results from the Web-Enabled Landsat Data (WELD) project. **Remote Sensing Letters**, v. 2, n. 4, p. 279–288, 25 nov. 2011. Disponível em: <<http://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/01431161.2010.519002>>.

HANSEN, M. C.; POTAPOV, P. V.; MOORE, R.; HANCHER, M.; TURUBANOVA, S. a; TYUKAVINA, A.; THAU, D.; STEHMAN, S. V.; GOETZ, S. J.; LOVELAND, T. R.; KOMMAREDDY, A.; EGOROV, A.; CHINI, L.; JUSTICE, C. O.; TOWNSHEND, J. R. G. High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. **Science**, v. 342, n. 6160, p. 850–853, 15 nov. 2013. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/24233722>>. Acesso em: 9 jul. 2014.

HANSEN, M. C.; STEHMAN, S. V.; POTAPOV, P. V. Quantification of global gross forest cover loss. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 107, n. 19, p. 8650–8655, 2010. Disponível em: <<http://www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.0912668107>>.

HANSEN, M.; POTAPOV, P.; MARGONO, B.; STEHMAN, S.; TURUBANOVA, S.; TYUKAVINA, A. Response to Comment on “High-resolution global maps of 21st-century forest cover change”. **Science**, v. 344, n. 6187, p. 981–981, 30 maio 2014. Disponível em: <<http://www.sciencemag.org/cgi/doi/10.1126/science.1248817>>.

- HARPER, K. A.; MACDONALD, S. E.; BURTON, P. J.; CHEN, J.; BROSOFSKE, K. D.; SAUNDERS, S. C.; EUSKIRCHEN, E. S.; ROBERTS, D.; JAITEH, M. S.; ESSEN, P. E. Edge Influence on forest structure and composition in fragmented landscapes. **Conservation Biology**, v. 19, n. 3, p. 768–782, jun. 2005. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1111/j.1523-1739.2005.00045.x>>.
- HASSEBO, Y. Active remote sensing: lidar SNR improvements. In: ESCALANTE-RAMIREZ, B. (Ed.). **Remote sensing: advanced techniques and platforms**. Rijeka: InTech, 2012. p. 474.
- HISSA, L. D. B. V.; MÜLLER, H.; AGUIAR, A. P. D.; HOSTERT, P.; LAKES, T. Historical carbon fluxes in the expanding deforestation frontier of Southern Brazilian Amazonia (1985–2012). **Regional Environmental Change**, p. 1–13, 24 nov. 2016. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s10113-016-1076-2>>.
- HOUGHTON, R. A.; HALL, F.; GOETZ, S. J. Importance of biomass in the global carbon cycle. **Journal of Geophysical Research: Biogeosciences**, v. 114, n. 3, 2009.
- HOUGHTON, R. A.; HOUSE, J. I.; PONGRATZ, J.; VAN DER WERF, G. R.; DEFRIES, R. S.; HANSEN, M. C.; LE QUÉRÉ, C.; RAMANKUTTY, N. Carbon emissions from land use and land-cover change. **Biogeosciences**, v. 9, n. 12, p. 5125–5142, 13 dez. 2012. Disponível em: <<http://www.biogeosciences.net/9/5125/2012/>>.
- INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS (INPE). **Monitoramento da cobertura florestal da amazônia por satélites: sistemas PRODES, DETER, DEGRAD e queimadas 2007-2008**. Disponível em: <http://www.obt.inpe.br/prodes/Relatorio_Prodes2008.pdf>. Acesso em: 1 jan. 2018.
- INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS (INPE). **PRODES - Monitoramento da floresta amazônica brasileira por satélite**. Disponível em: <<http://www.obt.inpe.br/prodes/>>. Acesso em: 1 jan. 2018.
- JIMÉNEZ-MUÑOZ, J. C.; MATTAR, C.; BARICHIVICH, J.; SANTAMARÍA-ARTIGAS, A.; TAKAHASHI, K.; MALHI, Y.; SOBRINO, J. A.; SCHRIER, G. van der. Record-breaking warming and extreme drought in the Amazon rainforest during the course of El Niño 2015–2016. **Scientific Reports**, v. 6, p. 33130, 8 set. 2016. Disponível em: <<http://www.nature.com/articles/srep33130>>.
- KAPOS, V. Effects of isolation on the water status of forest patches in the brazilian amazon. **Journal of Tropical Ecology**, v. 5, n. 2, p. 173–185, 1989.
- KAPOS, V.; GANADE, G.; MATSUI, E.; VICTORIA, R. L. $\delta^{13}C$ as an indicator of edge effects in tropical rainforest reserves. **The Journal of**

Ecology, v. 81, n. 3, p. 425, set. 1993. Disponível em:
<<http://www.jstor.org/stable/2261521?origin=crossref>>.

KEENAN, R. J.; REAMS, G. A.; ACHARD, F.; DE FREITAS, J. V.; GRAINGER, A.; LINDQUIST, E. Dynamics of global forest area: results from the FAO global forest resources assessment 2015. **Forest Ecology and Management**, v. 352, p. 9–20, set. 2015. Disponível em:
<<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112715003400>>. Acesso em: 7 set. 2015.

KRAUS, K.; PFEIFER, N. Determination of terrain models in wooded areas with airborne laser scanner data. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, v. 53, n. 4, p. 193–203, ago. 1998. Disponível em:
<<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0924271698000094>>.

LARGE, A. R. G.; HERITAGE, G. L. Laser scanning: evolution of the discipline. In: HERITAGE, G. L.; LARGE, A. R. G. (Eds.). **Laser scanning for the environmental sciences**. Oxford, UK: Wiley-Blackwell, 2009. p. 1–20.

LAURANCE, W. F. Biomass collapse in amazonian forest fragments. **Science**, v. 278, n. 5340, p. 1117–1118, 7 nov. 1997. Disponível em:
<<http://www.sciencemag.org/cgi/doi/10.1126/science.278.5340.1117>>.

LAURANCE, W. F. Forest-climate interactions in fragmented tropical landscapes. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 359, n. 1443, p. 345–352, 29 mar. 2004. Disponível em:
<<http://rstb.royalsocietypublishing.org/cgi/doi/10.1098/rstb.2003.1430>>.

LAURANCE, W. F.; CAMARGO, J. L. C.; FEARNSIDE, P. M.; LOVEJOY, T. E.; WILLIAMSON, G. B.; MESQUITA, R. C. G.; MEYER, C. F. J.; BOBROWIEC, P. E. D.; LAURANCE, S. G. W. An Amazonian rainforest and its fragments as a laboratory of global change. **Biological Reviews**, 30 maio 2017. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1111/brv.12343>>.

LAURANCE, W. F.; CAMARGO, J. L. C.; LUIZ??O, R. C. C.; LAURANCE, S. G.; PIMM, S. L.; BRUNA, E. M.; STOUFFER, P. C.; BRUCE WILLIAMSON, G.; BEN??TEZ-MALVIDO, J.; VASCONCELOS, H. L.; VAN HOUTAN, K. S.; ZARTMAN, C. E.; BOYLE, S. A.; DIDHAM, R. K.; ANDRADE, A.; LOVEJOY, T. E. The fate of Amazonian forest fragments: a 32-year investigation. **Biological Conservation**, v. 144, n. 1, p. 56–67, 2011. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2010.09.021>>.

LAURANCE, W. F.; DELAMÔNICA, P.; LAURANCE, S. G.; VASCONCELOS, H. L.; LOVEJOY, T. E. Rainforest fragmentation kills big trees. **Nature**, v. 404, n. 6780, p. 836–836, 20 abr. 2000. Disponível em:
<<http://www.nature.com/articles/35009032>>.

LAURANCE, W. F.; FERREIRA, L. V.; MERONA, J. M. R.; LAURANCE, S.

- G. Rain forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities. **Ecology**, v. 79, n. 6, p. 2032, set. 1998. Disponível em: <<http://www.jstor.org/stable/176707?origin=crossref>>.
- LAURANCE, W. F.; LAURANCE, S. G.; DELAMONICA, P. Tropical forest fragmentation and greenhouse gas emissions. **Forest Ecology and Management**, v. 110, n. 1–3, p. 173–180, out. 1998. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0378112798002916>>.
- LAURANCE, W. F.; NASCIMENTO, H. E. M.; LAURANCE, S. G.; ANDRADE, A. C.; FEARNside, P. M.; RIBEIRO, J. E. L.; CAPRETZ, R. L. Rain forest fragmentation and the proliferation of successional trees. **Ecology**, v. 87, n. 2, p. 469–482, fev. 2006a. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1890/05-0064>>.
- LAURANCE, W. F.; NASCIMENTO, H. E. M.; LAURANCE, S. G.; ANDRADE, A.; RIBEIRO, J. E. L. S.; GIRALDO, J. P.; LOVEJOY, T. E.; CONDIT, R.; CHAVE, J.; HARMS, K. E.; D'ANGELO, S. Rapid decay of tree-community composition in Amazonian forest fragments. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 103, n. 50, p. 19010–19014, 12 dez. 2006b. Disponível em: <<http://www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.0609048103>>.
- LAURANCE, W. F.; PEREZ-SALICRUP, D.; DELAMONICA, P.; FEARNside, P. M.; D'ANGELO, S.; JEROZOLINSKI, A.; POHL, L.; LOVEJOY, T. E. Rain forest fragmentation and the structure of Amazonian liana communities. **Ecology**, v. 82, n. 1, p. 105, jan. 2001. Disponível em: <<http://www.jstor.org/stable/2680089?origin=crossref>>.
- LAURANCE, W. F.; VASCONCELOS, H. L. Consequências ecológicas da fragmentação florestal na amazônia. **Oecologia brasiliensis**, v. 13, n. 3, p. 434–451, set. 2009. Disponível em: <<http://www.ppgecologia.biologia.ufrj.br/oecologia/index.php/oecologiabrasiliensis/article/view/364/328>>.
- LAURANCE, W. F.; VASCONCELOS, H. L.; LOVEJOY, T. E. Forest loss and fragmentation in the Amazon. **Oryx**, v. 34, n. 1, p. 39–45, 2000.
- LE MAIRE, G.; MARSDEN, C.; NOUVELLON, Y.; GRINAND, C.; HAKAMADA, R.; STAPE, J.-L.; LACLAU, J.-P. MODIS NDVI time-series allow the monitoring of Eucalyptus plantation biomass. **Remote Sensing of Environment**, v. 115, n. 10, p. 2613–2625, out. 2011. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0034425711002008>>.
- LEITOLD, V.; KELLER, M.; MORTON, D. C.; COOK, B. D.; SHIMABUKURO, Y. E. Airborne lidar-based estimates of tropical forest structure in complex terrain: opportunities and trade-offs for REDD+. **Carbon Balance and Management**, v. 10, n. 1, p. 3, 3 dez. 2015. Disponível em: <<http://www.cbmjournal.com/content/10/1/3>>.
- LEWIS, S. L.; BRANDO, P. M.; PHILLIPS, O. L.; VAN DER HEIJDEN, G.

M. F.; NEPSTAD, D. The 2010 Amazon drought. **Science**, v. 331, n. 6017, p. 554–554, 4 fev. 2011. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/21292971>>.

LIMA, A.; SILVA, T. S. F.; ARAGÃO, L. E. O. E. C. De; FEITAS, R. M. De; ADAMI, M.; FORMAGGIO, A. R.; SHIMABUKURO, Y. E. Land use and land cover changes determine the spatial relationship between fire and deforestation in the Brazilian Amazon. **Applied Geography**, v. 34, p. 239–246, maio 2012. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0143622811001901>>. Acesso em: 12 ago. 2014.

LONGO, M.; KELLER, M.; DOS-SANTOS, M. N.; LEITOLD, V.; PINAGÉ, E. R.; BACCINI, A.; SAATCHI, S.; NOGUEIRA, E. M.; BATISTELLA, M.; MORTON, D. C. Aboveground biomass variability across intact and degraded forests in the Brazilian Amazon. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 30, n. 11, p. 1639–1660, nov. 2016. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1002/2016GB005465>>.

LÓPEZ, V. Amazonía contemporánea: fronteras y espacio global. **Íconos - Revista de Ciencias Sociales**, n. 26, p. 119, 29 ago. 2013. Disponível em: <<http://revistas.flacsoandes.edu.ec/iconos/article/view/175>>.

LÓPEZ ACEVEDO, V. Ecuador: rainforest under siege. In: UNGAR, M. (Ed.). **The 21st century fight for the Amazon**. Cham: Springer International Publishing, 2018. p. 93–113.

LOVEJOY, T. E.; BIERREGAARD, R. O.; RYLANDS, A. B.; MALCOM, J. R.; QUINTELA, C. E.; HARPER, L. H.; BROWN JR, K. S.; POWELL, A. H.; POWELL, G. V. N.; SCHUBART, H. O. R.; HAYS, M. B. Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. In: SOULÉ, M. E. (Ed.). **Conservation biology: the science of scarcity and diversity**. Massachusetts: Sinauer Press, 1986. p. 257–285.

MALHI, Y. The carbon balance of tropical forest regions, 1990–2005. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 2, n. 4, p. 237–244, out. 2010. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1877343510000746>>.

MALHI, Y.; ROBERTS, J. T.; BETTS, R. A.; KILLEEN, T. J.; LI, W.; NOBRE, C. A. Climate change, deforestation, and the fate of the Amazon. **Science**, v. 319, n. 5860, p. 169–172, 11 jan. 2008. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/18048654>>.

MARENGO, J. A.; ESPINOZA, J. C. Extreme seasonal droughts and floods in Amazonia: causes, trends and impacts. **International Journal of Climatology**, v. 36, n. 3, p. 1033–1050, mar. 2016. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1002/joc.4420>>.

MARGULIS, S. Causes of deforestation of the Brazilian Amazon. **World Bank Working Paper**, n. 22, p. 0–107, 2004. Disponível em:

<<https://openknowledge.worldbank.org/bitstream/handle/10986/15060/277150PAPER0wbwp0no1022.pdf>>.

MCGAUGHEY, R. J. **FUSION/LDV**: software for LIDAR data analysis and visualization. Disponível em:

<http://forsys.cfr.washington.edu/fusion/FUSION_manual.pdf>. Acesso em: 1 out. 2016.

MELLO, N. G. R. de; ARTAXO, P. Evolução do plano de ação para prevenção e controle do desmatamento na Amazônia Legal. **Revista do Instituto de Estudos Brasileiros**, n. 66, p. 108, 1 abr. 2017. Disponível em: <<http://revistas.usp.br/rieb/article/view/133109>>.

MENDIBURU, F. de. **Statistical procedures for agricultural research**.

Disponível em: <<https://cran.r-project.org/web/packages/agricolae/agricolae.pdf>>. Acesso em: 1 jan. 2017.

MIETTINEN, J.; SHIMABUKURO, Y. E.; BEUCHLE, R.; GRECCHI, R. C.; GOMEZ, M. V.; SIMONETTI, D.; ACHARD, F. On the extent of fire-induced forest degradation in Mato Grosso, Brazilian Amazon, in 2000, 2005 and 2010. **International Journal of Wildland Fire**, v. 25, n. 2, p. 129, 2016. Disponível em:

<<http://www.publish.csiro.au/?paper=WF15036>>.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). **Plano de ação para prevenção e controle do desmatamento na Amazônia Legal (PPCDAm): 3ª fase (2012-2015) pelo uso sustentável e conservação da Floresta**. Brasília: MMA, 2013.

MORTON, D. C.; LE PAGE, Y.; DEFRIES, R.; COLLATZ, G. J.; HURTT, G. C. Understorey fire frequency and the fate of burned forests in southern Amazonia. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 368, n. 1619, p. 20120163–20120163, 22 abr. 2013. Disponível em:

<<http://rstb.royalsocietypublishing.org/cgi/doi/10.1098/rstb.2012.0163>>.

MYERS, N. Tropical forests: present status and future outlook. **Climatic Change**, v. 19, n. 1–2, p. 3–32, set. 1991. Disponível em:

<<http://link.springer.com/10.1007/BF00142209>>.

NASA. **Active fire data**. Disponível em:

<<https://firms2.modaps.eosdis.nasa.gov/>>. Acesso em: 1 jan. 2018.

NASCIMENTO, H. E. M.; LAURANCE, W. F. Biomass dynamics in Amazonian forest fragments. **Ecological Applications**, v. 14, n. sp4, p. 127–138, ago. 2004. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1890/01-6003>>.

NEATH, A. A.; CAVANAUGH, J. E. The Bayesian information criterion: background, derivation, and applications. **Wiley Interdisciplinary Reviews: Computational Statistics**, v. 4, n. 2, p. 199–203, mar. 2012.

Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1002/wics.199>>.

NEPSTAD, D. ENVIRONMENT: Enhanced: frontier governance in Amazonia. **Science**, v. 295, n. 5555, p. 629–631, 25 jan. 2002. Disponível em: <<http://www.sciencemag.org/cgi/doi/10.1126/science.1067053>>.

NEPSTAD, D. C.; STICKLER, C. M.; ALMEIDA, O. T. Globalization of the Amazon soy and beef industries: opportunities for conservation. **Conservation Biology**, v. 20, n. 6, p. 1595–1603, dez. 2006. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1111/j.1523-1739.2006.00510.x>>.

NEPSTAD, D. C.; VERSSIMO, A.; ALENCAR, A.; NOBRE, C.; LIMA, E.; LEFEBVRE, P.; SCHLESINGER, P.; POTTER, C.; MOUTINHO, P.; MENDOZA, E.; COCHRANE, M.; BROOKS, V. Large-scale impoverishment of Amazonian forests by logging and fire. **Nature**, v. 398, n. 6727, p. 505–508, 8 abr. 1999. Disponível em: <<http://www.nature.com/doi/finder/10.1038/19066>>.

NEPSTAD, D.; MCGRATH, D.; STICKLER, C.; ALENCAR, A.; AZEVEDO, A.; SWETTE, B.; BEZERRA, T.; DIGIANO, M.; SHIMADA, J.; SEROA DA MOTTA, R.; ARMIJO, E.; CASTELLO, L.; BRANDO, P.; HANSEN, M. C.; MCGRATH-HORN, M.; CARVALHO, O.; HESS, L. Slowing Amazon deforestation through public policy and interventions in beef and soy supply chains. **Science**, v. 344, n. 6188, p. 1118–1123, 6 jun. 2014. Disponível em: <<http://www.sciencemag.org/cgi/doi/10.1126/science.1248525>>.

NOGUEIRA, E. M.; FEARNESIDE, P. M.; NELSON, B. W. Normalization of wood density in biomass estimates of Amazon forests. **Forest Ecology and Management**, v. 256, n. 5, p. 990–996, ago. 2008. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0378112708004830>>.

NOGUEIRA, E. M.; FEARNESIDE, P. M.; NELSON, B. W.; FRANÇA, M. B. Wood density in forests of Brazil's "arc of deforestation": Implications for biomass and flux of carbon from land-use change in Amazonia. **Forest Ecology and Management**, v. 248, n. 3, p. 119–135, set. 2007. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0378112707003672>>.

NOGUEIRA, E. M.; NELSON, B. W.; FEARNESIDE, P. M. Wood density in dense forest in central Amazonia, Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 208, n. 1–3, p. 261–286, abr. 2005. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0378112704008606>>.

NOGUEIRA, E. M.; YANAI, A. M.; FONSECA, F. O. R.; FEARNESIDE, P. M. Carbon stock loss from deforestation through 2013 in Brazilian Amazonia. **Global Change Biology**, v. 21, n. 3, p. 1271–1292, 2015.

NUMATA, I.; COCHRANE, M. A.; ROBERTS, D. A.; SOARES, J. V. Determining dynamics of spatial and temporal structures of forest edges in South Western Amazonia. **Forest Ecology and Management**, v. 258, n.

11, p. 2547–2555, nov. 2009. Disponível em:
<<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0378112709006434>>.

NUMATA, I.; COCHRANE, M. A.; ROBERTS, D. A.; SOARES, J. V.; SOUZA, C. M.; SALES, M. H. Biomass collapse and carbon emissions from forest fragmentation in the Brazilian Amazon. **Journal of Geophysical Research**, v. 115, n. G3, p. G03027, 25 set. 2010. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1029/2009JG001198>>.

NUMATA, I.; COCHRANE, M. A.; SOUZA JR, C. M.; SALES, M. H. Carbon emissions from deforestation and forest fragmentation in the Brazilian Amazon. **Environmental Research Letters**, v. 6, n. 4, p. 44003, 1 out. 2011. Disponível em: <<http://stacks.iop.org/1748-9326/6/i=4/a=044003?key=crossref.6da3bf19c18509e97b0b728c97791b82>>.

NUMATA, I.; SILVA, S. S.; COCHRANE, M. A.; D'OLIVEIRA, M. V. Fire and edge effects in a fragmented tropical forest landscape in the southwestern Amazon. **Forest Ecology and Management**, v. 401, p. 135–146, out. 2017. Disponível em:
<<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0378112717305790>>.

OLIVEIRA, P. J. C.; ASNER, G. P.; KNAPP, D. E.; ALMEYDA, A.; GALVÁN-GILDEMEISTER, R.; KEENE, S.; RAYBIN, R. F.; SMITH, R. C. Land-use allocation protects the Peruvian Amazon. **Science**, v. 317, n. 5842, p. 1233–1236, 2007.

PAN, Y.; BIRDSEY, R. A.; FANG, J.; HOUGHTON, R.; KAUPPI, P. E.; KURZ, W. A.; PHILLIPS, O. L.; SHVIDENKO, A.; LEWIS, S. L.; CANADELL, J. G.; CIAIS, P.; JACKSON, R. B.; PACALA, S. W.; MCGUIRE, A. D.; PIAO, S.; RAUTIAINEN, A.; SITCH, S.; HAYES, D. A. Large and persistent carbon sink in the world's forests. **Science**, v. 333, n. 6045, p. 988–993, 19 ago. 2011. Disponível em:
<<http://www.sciencemag.org/cgi/doi/10.1126/science.1201609>>.

PEKEL, J.-F.; COTTAM, A.; GORELICK, N.; BELWARD, A. S. High-resolution mapping of global surface water and its long-term changes. **Nature**, v. 540, n. 7633, p. 418–422, 7 dez. 2016. Disponível em:
<<http://www.nature.com/doi/10.1038/nature20584>>.

PONZONI, F. J.; SHIMABUKURO, Y. E.; KUPLICH, T. M. **Sensoriamento remoto no estudo da vegetação**. 2. ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2015.

POPESCU, S. C.; ZHAO, K.; NEUENSCHWANDER, A.; LIN, C. Satellite lidar vs. small footprint airborne lidar: Comparing the accuracy of aboveground biomass estimates and forest structure metrics at footprint level. **Remote Sensing of Environment**, v. 115, n. 11, p. 2786–2797, nov. 2011. Disponível em:
<<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0034425711001325>>.

POTAPOV, P.; YAROSHENKO, A.; TURUBANOVA, S.; DUBININ, M.; LAESTADIUS, L.; THIES, C.; AKSENOV, D.; EGOROV, A.; YESIPOVA, Y.; GLUSHKOV, I.; KARPACHEVSKIY, M.; KOSTIKOVA, A.; MANISHA, A.; TSYBIKOVA, E.; ZHURAVLEVA, I. Mapping the world's intact forest landscapes by remote sensing. **Ecology and Society**, v. 13, n. 2, 2008.

POTAPOV, P. V.; TURUBANOVA, S. A.; HANSEN, M. C.; ADUSEI, B.; BROICH, M.; ALTSTATT, A.; MANE, L.; JUSTICE, C. O. Quantifying forest cover loss in Democratic Republic of the Congo, 2000–2010, with Landsat ETM+ data. **Remote Sensing of Environment**, v. 122, p. 106–116, jul. 2012. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0034425712000430>>.

PÜTZ, S.; GROENEVELD, J.; HENLE, K.; KNOGGE, C.; MARTENSEN, A. C.; METZ, M.; METZGER, J. P.; RIBEIRO, M. C.; DE PAULA, M. D.; HUTH, A. Long-term carbon loss in fragmented Neotropical forests. **Nature Communications**, v. 5, p. 5037, 7 out. 2014. Disponível em: <<http://www.nature.com/doi/10.1038/ncomms6037>>.

QUESADA, C. A.; PHILLIPS, O. L.; SCHWARZ, M.; CZIMCZIK, C. I.; BAKER, T. R.; PATIÑO, S.; FYLLAS, N. M.; HODNETT, M. G.; HERRERA, R.; ALMEIDA, S.; ALVAREZ DÁVILA, E.; ARNETH, A.; ARROYO, L.; CHAO, K. J.; DEZZEO, N.; ERWIN, T.; DI FIORE, A.; HIGUCHI, N.; HONORIO CORONADO, E.; JIMENEZ, E. M.; KILLEEN, T.; LEZAMA, A. T.; LLOYD, G.; LÓPEZ-GONZÁLEZ, G.; LUIZÃO, F. J.; MALHI, Y.; MONTEAGUDO, A.; NEILL, D. A.; NÚÑEZ VARGAS, P.; PAIVA, R.; PEACOCK, J.; PEÑUELA, M. C.; PEÑA CRUZ, A.; PITMAN, N.; PRIANTE FILHO, N.; PRIETO, A.; RAMÍREZ, H.; RUDAS, A.; SALOMÃO, R.; SANTOS, A. J. B.; SCHMERLER, J.; SILVA, N.; SILVEIRA, M.; VÁSQUEZ, R.; VIEIRA, I.; TERBORGH, J.; LLOYD, J. Basin-wide variations in Amazon forest structure and function are mediated by both soils and climate. **Biogeosciences**, v. 9, n. 6, p. 2203–2246, 22 jun. 2012. Disponível em: <<http://www.biogeosciences.net/9/2203/2012/>>.

RAAIJMAKERS, J. G. W. Statistical analysis of the Michaelis-Menten equation. **Biometrics**, v. 43, n. 4, p. 793, dez. 1987. Disponível em: <<http://www.jstor.org/stable/2531533?origin=crossref>>.

R CORE TEAM. **R**: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponível em: <<https://www.r-project.org/>>. Acesso em: 1 jan. 2018.

RAISG - REDE AMAZÔNICA DE INFORMAÇÃO SOCIOAMBIENTAL GEORREFERENCIADA. **Desmatamento na Amazônia (1970-2013)**. São Paulo: Instituto Socioambiental, 2015.

REUTEBUCH, S. E.; ANDERSEN, H.-E.; MCGAUGHEY, R. J. Light Detection and Ranging (LIDAR): an emerging tool for multiple resource inventory. **Journal of Forestry**, v. 103, n. 6, p. 286–292(7), 2005.

ROSAN, T. M. **Estimativa de emissões de CO2 por desmatamento e degradação florestal utilizada como subsídio para definição de municípios prioritários para monitoramento e controle**. 2017. 95 p. IBI: <8JMKD3MGP3W34P/3NPJNMB>. (sid.inpe.br/mtc-m21b/2017/04.25.12.42-TDI). Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE, São José dos Campos, 2017. Disponível em: <<http://urlib.net/8JMKD3MGP3W34P/3NPJNMB>>.

SAATCHI, S. S.; HARRIS, N. L.; BROWN, S.; LEFSKY, M.; MITCHARD, E. T. a; SALAS, W.; ZUTTA, B. R.; BUERMANN, W.; LEWIS, S. L.; HAGEN, S.; PETROVA, S.; WHITE, L.; SILMAN, M.; MOREL, A. Benchmark map of forest carbon stocks in tropical regions across three continents. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 108, n. 24, p. 9899–9904, 14 jun. 2011. Disponível em: <<http://www.pubmedcentral.nih.gov/articlerender.fcgi?artid=3116381&tool=pmcentrez&rendertype=abstract>>. Acesso em: 10 jul. 2014.

SANKARAN, M.; HANAN, N. P.; SCHOLLES, R. J.; RATNAM, J.; AUGUSTINE, D. J.; CADE, B. S.; GIGNOUX, J.; HIGGINS, S. I.; LE ROUX, X.; LUDWIG, F.; ARDO, J.; BANYIKWA, F.; BRONN, A.; BUCINI, G.; CAYLOR, K. K.; COUGHENOUR, M. B.; DIOUF, A.; EKAYA, W.; FERAL, C. J.; FEBRUARY, E. C.; FROST, P. G. H.; HIERNAUX, P.; HRABAR, H.; METZGER, K. L.; PRINS, H. H. T.; RINGROSE, S.; SEA, W.; TEWS, J.; WORDEN, J.; ZAMBATIS, N. Determinants of woody cover in African savannas. **Nature**, v. 438, n. 7069, p. 846–849, 8 dez. 2005. Disponível em: <<http://www.nature.com/articles/nature04070>>.

SANQUETTA, C. R. Métodos de determinação de biomassa florestal. In: SANQUETTA, C. R.; WATZLAWICK, L. F.; BALBINOT, R.; ZILIOOTTO, M. A. B.; GOMES, F. S. (Eds.). **As florestas e o carbono**. Curitiba: FUPEF/Imprensa da UFPR, 2002. p. 119–140.

SATO, L.; GOMES, V.; SHIMABUKURO, Y.; KELLER, M.; ARAI, E.; DOS-SANTOS, M.; BROWN, I.; ARAGÃO, L. Post-fire changes in forest biomass retrieved by airborne LiDAR in Amazonia. **Remote Sensing**, v. 8, n. 10, p. 839, 20 out. 2016. Disponível em: <<http://www.mdpi.com/2072-4292/8/10/839>>.

SATO, L. Y. **Tecnologia LiDAR para quantificação dos impactos de incêndios na estrutura florestal no sudoeste da Amazônia**. 2016. 98 p. IBI: <8JMKD3MGP3W34P/3M8GSQ2>. (sid.inpe.br/mtc-m21b/2016/08.09.18.27). Tese (Doutorado em Sensoriamento Remoto) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE, São José dos Campos, 2016. Disponível em: <<http://urlib.net/8JMKD3MGP3W34P/3M8GSQ2>>.

SCHWARZ, G. Estimating the dimension of a model. **The Annals of Statistics**, v. 6, n. 2, p. 461–464, mar. 1978. Disponível em: <<http://projecteuclid.org/euclid.aos/1176344136>>.

SEXTON, J. O.; SONG, X.-P.; FENG, M.; NOOJIPADY, P.; ANAND, A.;

HUANG, C.; KIM, D.-H.; COLLINS, K. M.; CHANNAN, S.; DIMICELI, C.; TOWNSHEND, J. R. Global, 30-m resolution continuous fields of tree cover: Landsat-based rescaling of MODIS vegetation continuous fields with lidar-based estimates of error. **International Journal of Digital Earth**, v. 6, n. 5, p. 427–448, set. 2013. Disponível em: <<http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/17538947.2013.786146>>.

SHIMABUKURO, Y. E.; MIETTINEN, J.; BEUCHLE, R.; GRECCHI, R. C.; SIMONETTI, D.; ACHARD, F. Estimating burned area in Mato Grosso, Brazil, using an object-based classification method on a systematic sample of medium resolution satellite images. **IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing**, v. 8, n. 9, p. 4502–4508, set. 2015. Disponível em: <<http://ieeexplore.ieee.org/document/7219374/>>.

SILVA, F. B.; SANTOS, J. R. N.; FEITOSA, F. E. C. S.; SILVA, I. D. C.; ARAÚJO, M. L. S. de; GUTERRES, C. E.; SANTOS, J. S. dos; RIBEIRO, C. V.; BEZERRA, D. da S.; NERES, R. L. Evidências de mudanças climáticas na região de transição Amazônia-Cerrado no Estado do Maranhão. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 31, n. 3, p. 330–336, set. 2016. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0102-77862016000700330&lng=pt&nrm=iso&tlng=en>.

SILVA JUNIOR, C. H. L.; ALMEIDA, C. T. de; ARAGÃO, L. E. O. e C. de; ANDERSON, L. O. Tendências espaço-temporais das chuvas na Amazônia brasileira. In: FILHO, A. P.; AMORIM, R. R. (Eds.). **Os desafios da geografia física na fronteira do conhecimento**. Campinas: INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS - UNICAMP, 2017. p. 2073–2083.

SILVA JUNIOR, C. H. L.; ARAGÃO, L. E. O. e C. de; FONSECA, M. G.; ALMEIDA, C. T. de; VEDOVATO, L. B.; ANDERSON, L. O. Deforestation-induced fragmentation increases forest fire occurrence in Central Brazilian Amazonia. **Forests**, Submetido, 2018.

SINHA, S.; JEGANATHAN, C.; SHARMA, L. K.; NATHAWAT, M. S. A review of radar remote sensing for biomass estimation. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 12, n. 5, p. 1779–1792, 20 maio 2015. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s13762-015-0750-0>>.

SIZER, N.; TANNER, E. V. J. Responses of woody plant seedlings to edge formation in a lowland tropical rainforest, Amazonia. **Biological Conservation**, v. 91, n. 2–3, p. 135–142, dez. 1999. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0006320799000762>>.

SOARES-FILHO, B. S.; NEPSTAD, D. C.; CURRAN, L. M.; CERQUEIRA, G. C.; GARCIA, R. A.; RAMOS, C. A.; VOLL, E.; MCDONALD, A.; LEFEBVRE, P.; SCHLESINGER, P. Modelling conservation in the Amazon basin. **Nature**, v. 440, n. 7083, p. 520–523, 23 mar. 2006. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/16554817>>.

SOMOGYI, Z.; CIENCIALA, E.; MÄKIPÄÄ, R.; MUUKKONEN, P.; LEHTONEN, A.; WEISS, P. Indirect methods of large-scale forest biomass estimation. **European Journal of Forest Research**, v. 126, n. 2, p. 197–207, 5 abr. 2007. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s10342-006-0125-7>>.

STEININGER, M. K.; TUCKER, C. J.; TOWNSHEND, J. R. G.; KILLEEN, T. J.; DESCH, A.; BELL, V.; ERSTS, P. Tropical deforestation in the Bolivian Amazon. **Environmental Conservation**, v. 28, n. 2, p. 127–134, 10 jun. 2001. Disponível em: <http://www.journals.cambridge.org/abstract_S0376892901000133%5Cnc:%5Clibrary%5CEnvironmentalConservation%5CSteininger_etal_2001.pdf>.

SULLIVAN, M. J. P.; TALBOT, J.; LEWIS, S. L.; PHILLIPS, O. L.; QIE, L.; BEGNE, S. K.; CHAVE, J.; CUNI-SANCHEZ, A.; HUBAU, W.; LOPEZ-GONZALEZ, G.; MILES, L.; MONTEAGUDO-MENDOZA, A.; SONKÉ, B.; SUNDERLAND, T.; TER STEEGE, H.; WHITE, L. J. T.; AFFUM-BAFFOE, K.; AIBA, S.; DE ALMEIDA, E. C.; DE OLIVEIRA, E. A.; ALVAREZ-LOAYZA, P.; DÁVILA, E. Á.; ANDRADE, A.; ARAGÃO, L. E. O. C.; ASHTON, P.; AYMARD C., G. A.; BAKER, T. R.; BALINGA, M.; BANIN, L. F.; BARALOTO, C.; BASTIN, J.-F.; BERRY, N.; BOGAERT, J.; BONAL, D.; BONGERS, F.; BRIENEN, R.; CAMARGO, J. L. C.; CERÓN, C.; MOSCOSO, V. C.; CHEZEAUX, E.; CLARK, C. J.; PACHECO, Á. C.; COMISKEY, J. A.; VALVERDE, F. C.; CORONADO, E. N. H.; DARGIE, G.; DAVIES, S. J.; DE CANNIERE, C.; DJUIKOUO K., M. N.; DOUCET, J.-L.; ERWIN, T. L.; ESPEJO, J. S.; EWANGO, C. E. N.; FAUSET, S.; FELDPAUSCH, T. R.; HERRERA, R.; GILPIN, M.; GLOOR, E.; HALL, J. S.; HARRIS, D. J.; HART, T. B.; KARTAWINATA, K.; KHO, L. K.; KITAYAMA, K.; LAURANCE, S. G. W.; LAURANCE, W. F.; LEAL, M. E.; LOVEJOY, T.; LOVETT, J. C.; LUKASU, F. M.; MAKANA, J.-R.; MALHI, Y.; MARACAHIPES, L.; MARIMON, B. S.; JUNIOR, B. H. M.; MARSHALL, A. R.; MORANDI, P. S.; MUKENDI, J. T.; MUKINZI, J.; NILUS, R.; VARGAS, P. N.; CAMACHO, N. C. P.; PARDO, G.; PEÑA-CLAROS, M.; PÉTRONELLI, P.; PICKAVANCE, G. C.; POULSEN, A. D.; POULSEN, J. R.; PRIMACK, R. B.; PRIYADI, H.; QUESADA, C. A.; REITSMA, J.; RÉJOU-MÉCHAIN, M.; RESTREPO, Z.; RUTISHAUSER, E.; SALIM, K. A.; SALOMÃO, R. P.; SAMSOEDIN, I.; SHEIL, D.; SIERRA, R.; SILVEIRA, M.; SLIK, J. W. F.; STEEL, L.; TAEDOUMG, H.; TAN, S.; TERBORGH, J. W.; THOMAS, S. C.; TOLEDO, M.; UMUNAY, P. M.; GAMARRA, L. V.; VIEIRA, I. C. G.; VOS, V. A.; WANG, O.; WILLCOCK, S.; ZEMAGHO, L. Diversity and carbon storage across the tropical forest biome. **Scientific Reports**, v. 7, p. 39102, 17 jan. 2017. Disponível em: <<http://www.nature.com/articles/srep39102>>.

TAUBERT, F.; FISCHER, R.; GROENEVELD, J.; LEHMANN, S.; MÜLLER, M. S.; RÖDIG, E.; WIEGAND, T.; HUTH, A. Global patterns of tropical forest fragmentation. **Nature**, v. 554, n. 7693, p. 519–522, 14 fev. 2018. Disponível em: <<http://www.nature.com/doifinder/10.1038/nature25508>>.

TIMOTHY, D.; ONISIMO, M.; CLETAH, S.; ADELABU, S.; TSITSI, B. Remote sensing of aboveground forest biomass: A review. **Tropical Ecology**, v. 57, n. 2, p. 125–132, 2016.

TRANCOSO, R. **Hydrological impacts of deforestation in small catchments in Brazilian Amazonia**. 2008. Dissertação (Mestrado em Ciências de Florestas Tropicais) - National Institute for Amazonian Research - INPA, Manaus, 2008.

TROPEK, R.; SEDLA EK, O.; BECK, J.; KEIL, P.; MUSILOVA, Z.; IMOVA, I.; STORCH, D. Comment on “High-resolution global maps of 21st-century forest cover change”. **Science**, v. 344, n. 6187, p. 981–981, 30 maio 2014. Disponível em: <<http://www.sciencemag.org/cgi/doi/10.1126/science.1248753>>.

UHL, C.; KAUFFMAN, J. B. Deforestation, fire susceptibility, and potential tree responses to fire in the eastern Amazon. **Ecology**, v. 71, n. 2, p. 437–449, abr. 1990. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.2307/1940299>>.

VEDOVATO, L. B. **Análise espaço-temporal do desacoplamento dos padrões de fogo e desmatamento na Amazônia**. 2016. 97 p. (sid.inpe.br/mtc-m21b/2016/03.22.23.21-TDI). Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE, São José dos Campos, 2016. Disponível em: <<http://urlib.net/8JMKD3MGP3W34P/3LCQ9DB>>.

VEDOVATO, L. B.; FONSECA, M. G.; ARAI, E.; ANDERSON, L. O.; ARAGÃO, L. E. O. C. The extent of 2014 forest fragmentation in the Brazilian Amazon. **Regional Environmental Change**, v. 16, n. 8, p. 2485–2490, 25 dez. 2016. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s10113-016-1067-3>>.

VILLARD, M.-A.; METZGER, J. P. Beyond the fragmentation debate: a conceptual model to predict when habitat configuration really matters. **Journal of Applied Ecology**, v. 51, n. 2, p. 309–318, abr. 2014. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1111/1365-2664.12190>>.

WATZLAWICK, L. F.; KIRCHNER, F. F.; SANQUETTA, C. R. Estimativa de biomassa e carbono em floresta com araucaria utilizando imagens do satélite Ikonos II. **Ciência Florestal**, v. 19, n. 2, 30 jun. 2009. Disponível em: <<http://cascavel.ufsm.br/revistas/ojs-2.2.2/index.php/cienciaflorestal/article/view/408>>.

WEHR, A.; LOHR, U. Airborne laser scanning: an introduction and overview. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, v. 54, n. 2–3, p. 68–82, jul. 1999. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0924271699000118>>.

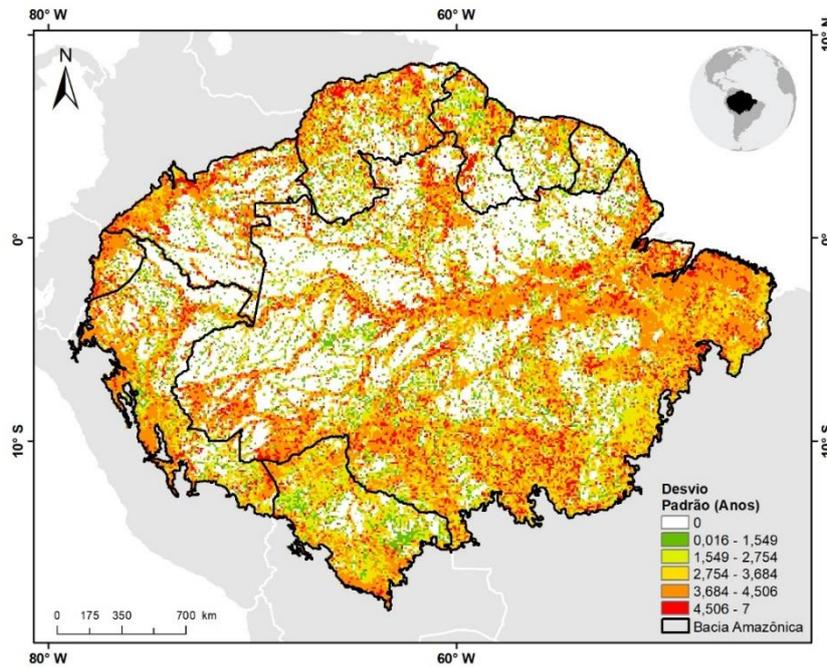
WEISSE, M. J.; NAUGHTON-TREVES, L. C. Conservation beyond park boundaries: the impact of buffer zones on deforestation and mining concessions in the Peruvian Amazon. **Environmental Management**, v.

58, n. 2, p. 297–311, 14 ago. 2016. Disponível em:
<<http://link.springer.com/10.1007/s00267-016-0709-z>>.

XU, L.; SAATCHI, S. S.; SHAPIRO, A.; MEYER, V.; FERRAZ, A.; YANG, Y.; BASTIN, J.-F.; BANKS, N.; BOECKX, P.; VERBEECK, H.; LEWIS, S. L.; MUANZA, E. T.; BONGWELE, E.; KAYEMBE, F.; MBENZA, D.; KALAU, L.; MUKENDI, F.; ILUNGA, F.; EBUTA, D. Spatial distribution of carbon stored in forests of the Democratic Republic of Congo. **Scientific Reports**, v. 7, n. 1, p. 15030, 8 dez. 2017. Disponível em:
<<http://www.nature.com/articles/s41598-017-15050-z>>.

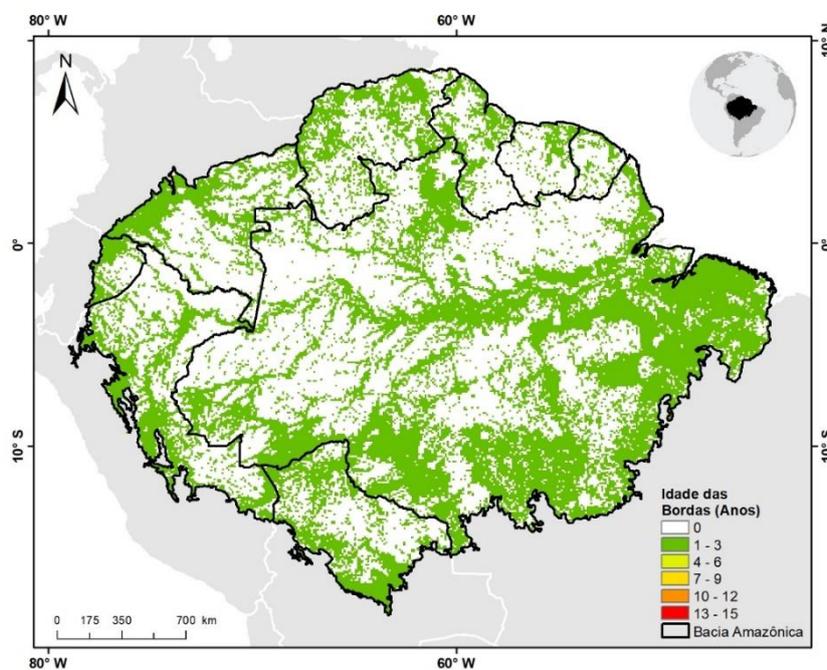
APÊNDICE A – FIGURAS SUPLEMENTARES

Figura A.1 – Distribuição espacial dos desvios padrões para cada pixel do mapa da idade das bordas florestais referente ao ano de 2015.



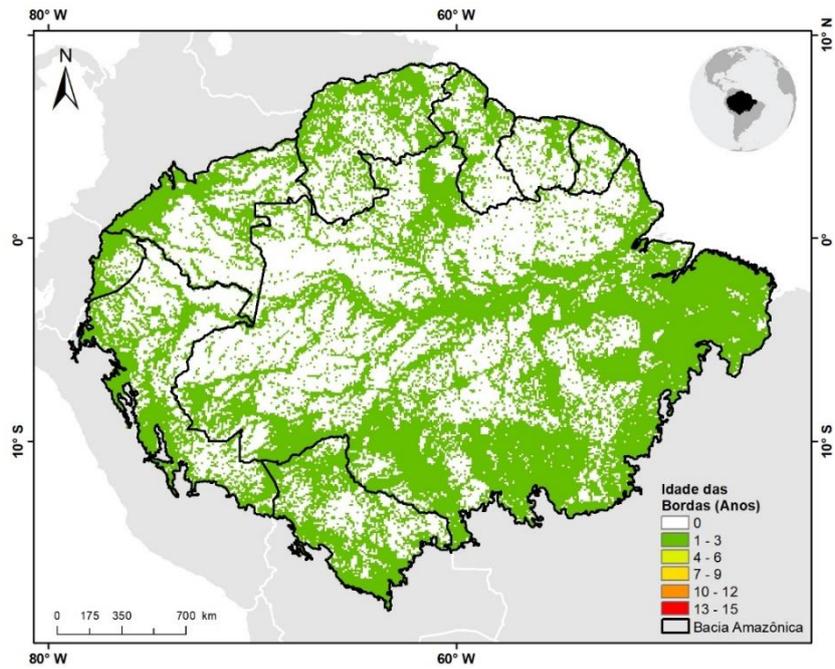
Fonte: Produção do autor.

Figura A.2 – Distribuição espacial das idades das bordas para o ano de 2001.



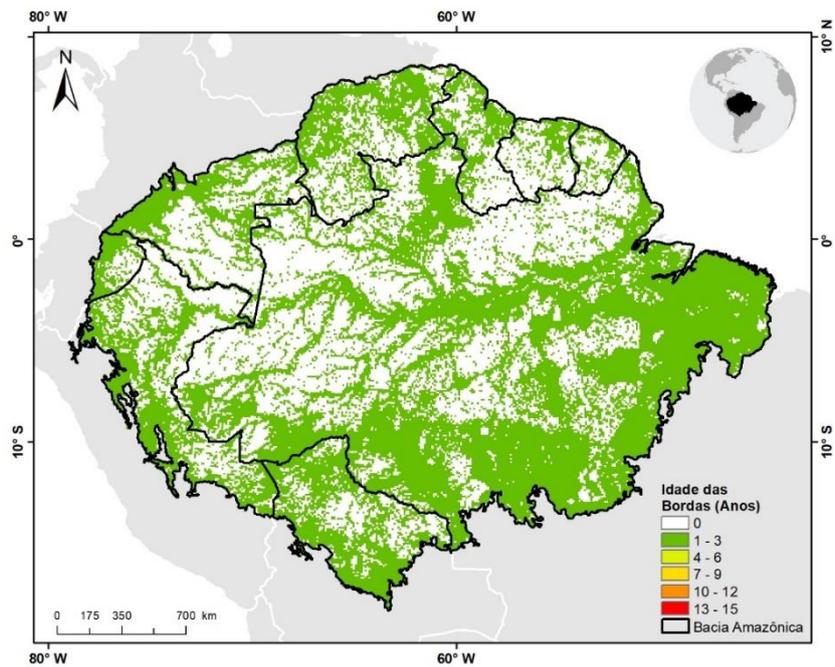
Fonte: Produção do autor.

Figura A.3 – Distribuição espacial das idades das bordas para o ano de 2002.



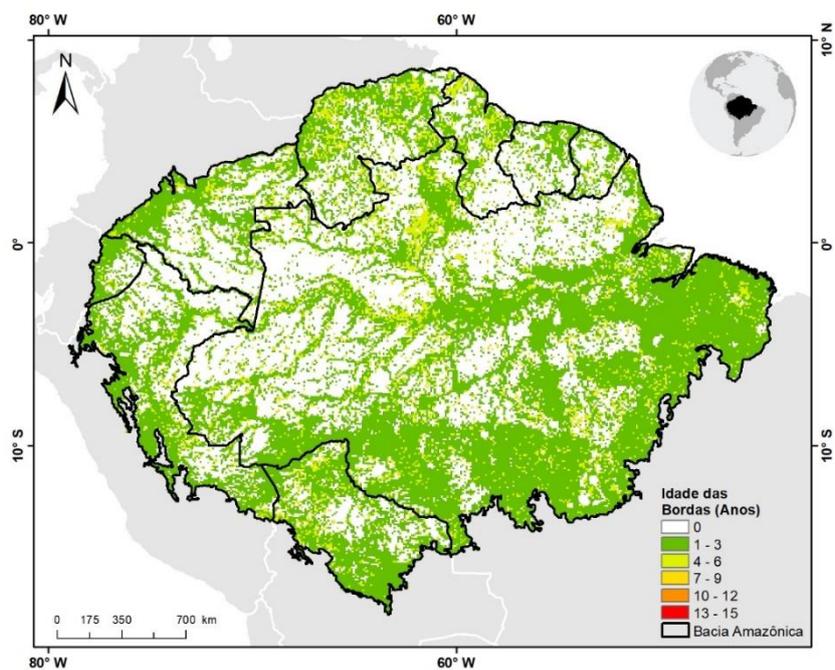
Fonte: Produção do autor.

Figura A.4 – Distribuição espacial das idades das bordas para o ano de 2003.



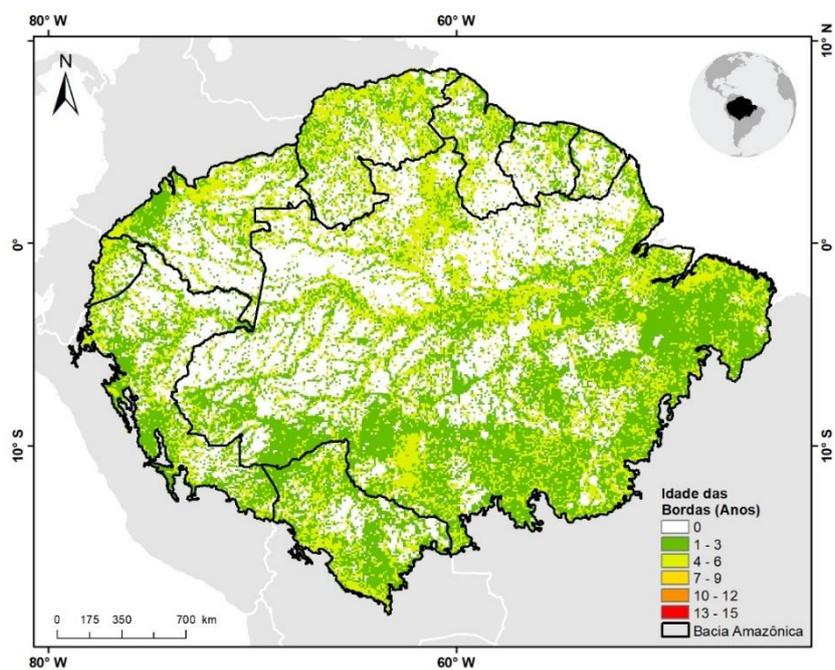
Fonte: Produção do autor.

Figura A.5 – Distribuição espacial das idades das bordas para o ano de 2004.



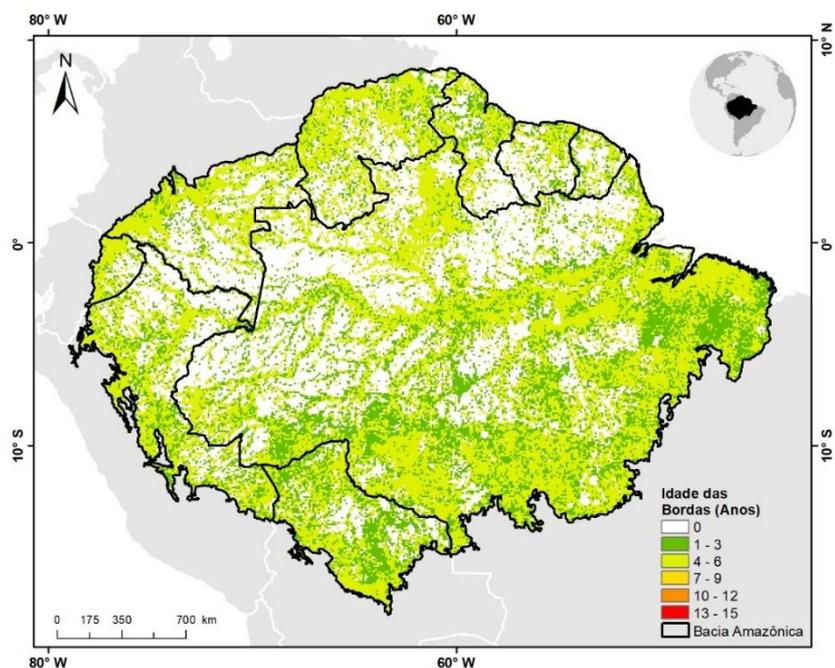
Fonte: Produção do autor.

Figura A.6 – Distribuição espacial das idades das bordas para o ano de 2005.



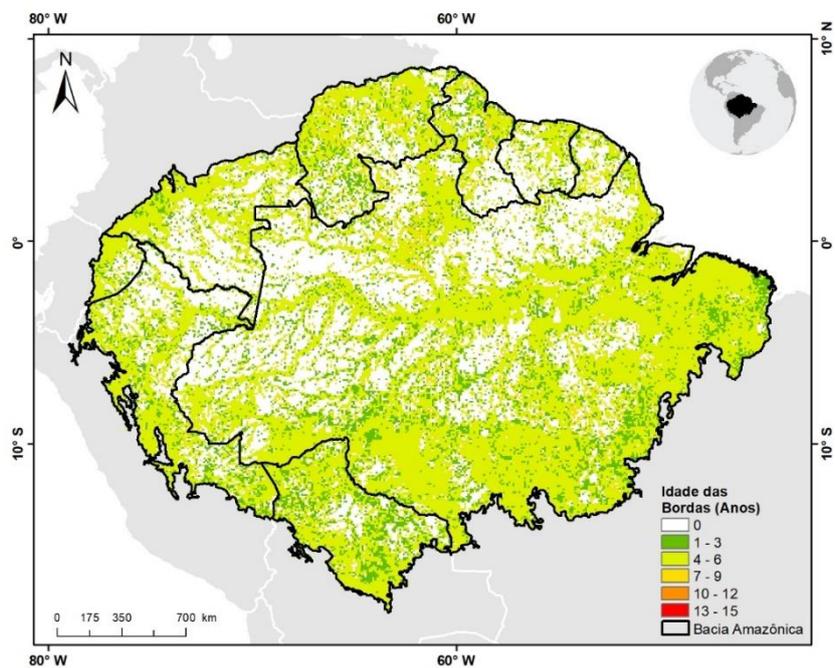
Fonte: Produção do autor.

Figura A.7 – Distribuição espacial das idades das bordas para o ano de 2006.



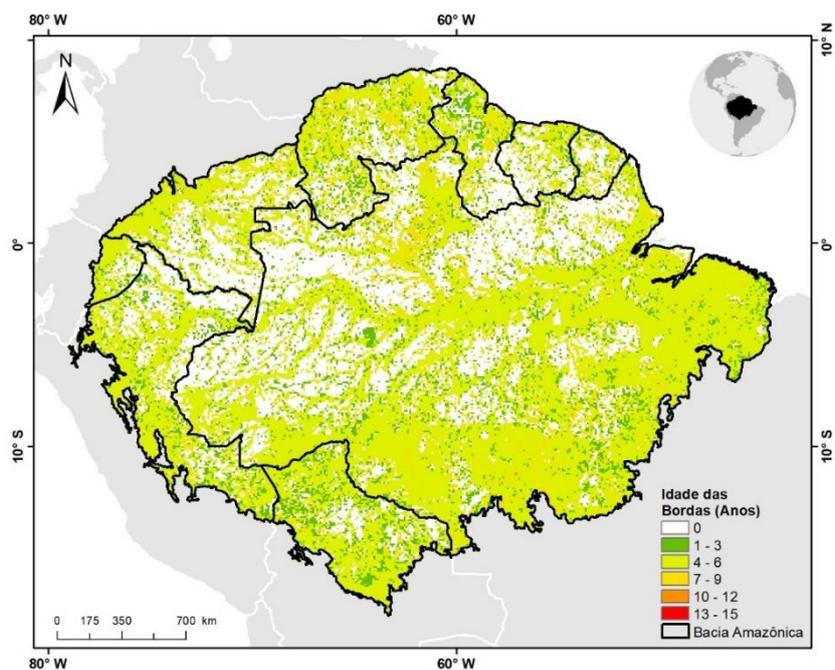
Fonte: Produção do autor.

Figura A.8 – Distribuição espacial das idades das bordas para o ano de 2007.



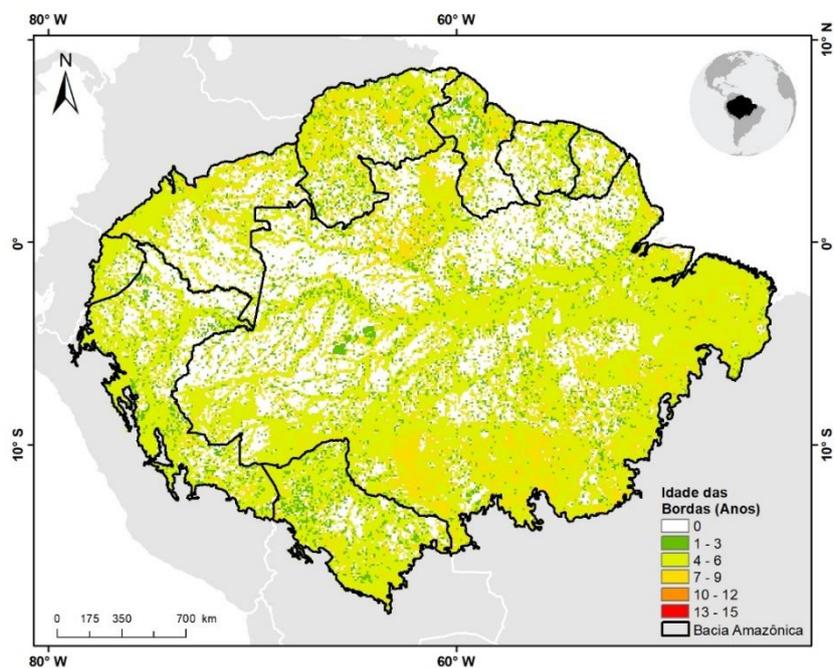
Fonte: Produção do autor.

Figura A.9 – Distribuição espacial das idades das bordas para o ano de 2008.



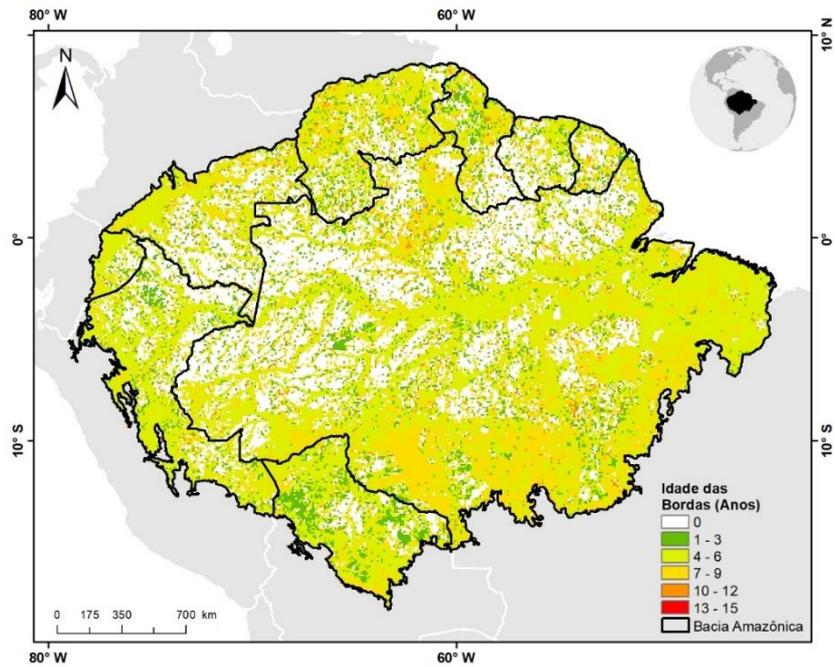
Fonte: Produção do autor.

Figura A.10 – Distribuição espacial das idades das bordas para o ano de 2009.



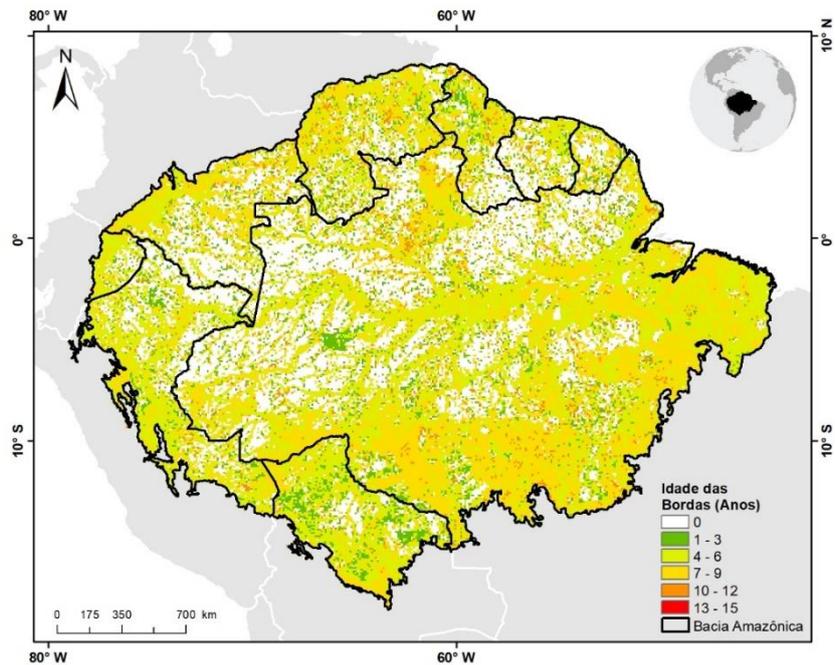
Fonte: Produção do autor.

Figura A.11 – Distribuição espacial das idades das bordas para o ano de 2010.



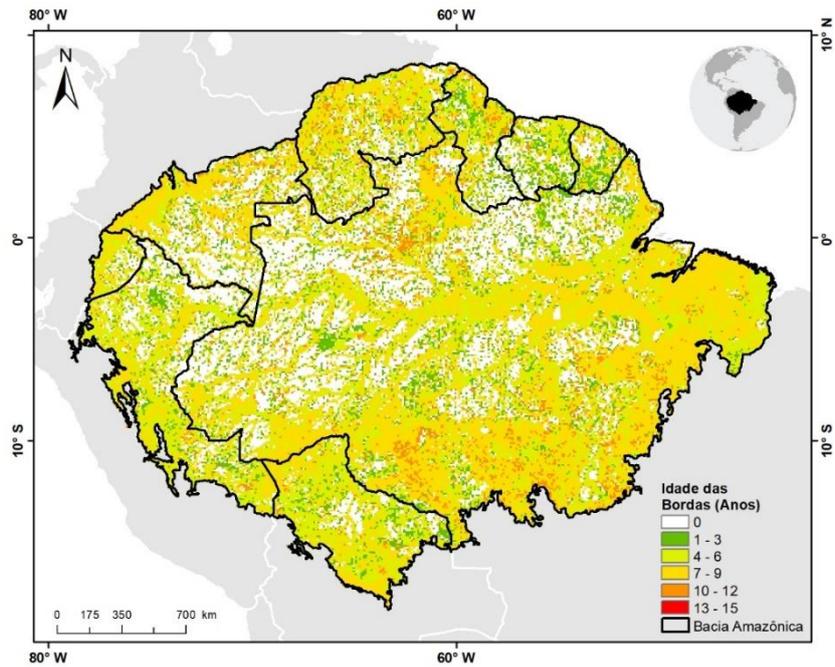
Fonte: Produção do autor.

Figura A.12 – Distribuição espacial das idades das bordas para o ano de 2011.



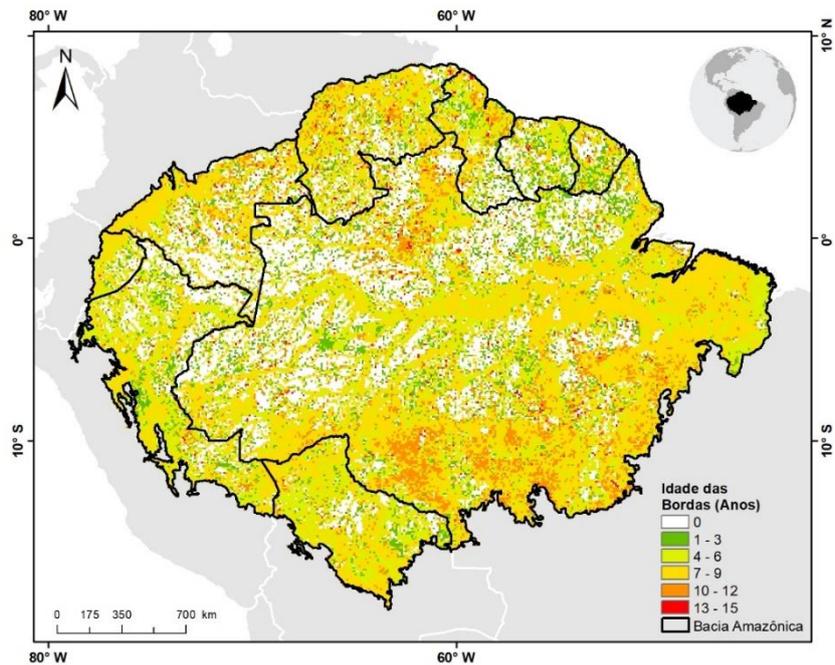
Fonte: Produção do autor.

Figura A.13 – Distribuição espacial das idades das bordas para o ano de 2012.



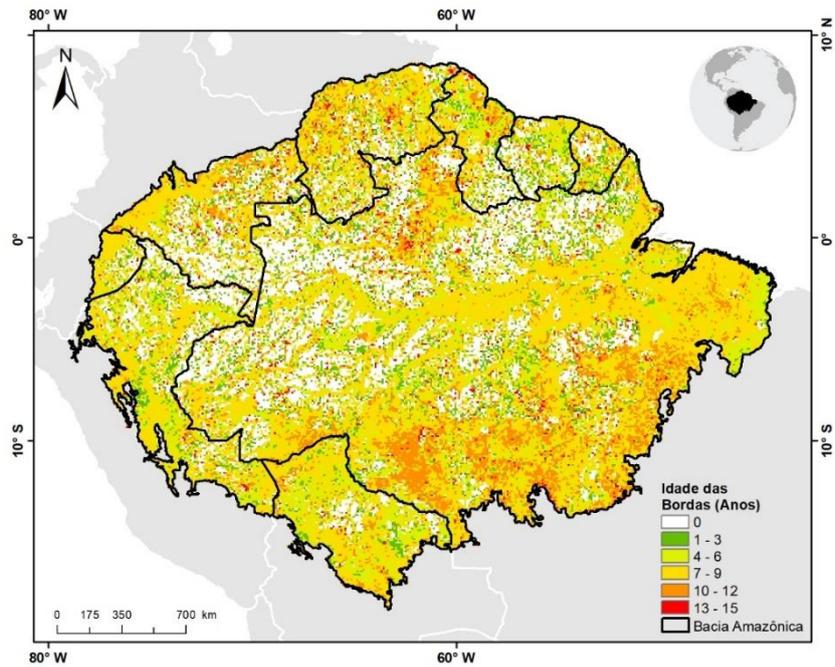
Fonte: Produção do autor.

Figura A.14 – Distribuição espacial das idades das bordas para o ano de 2013.



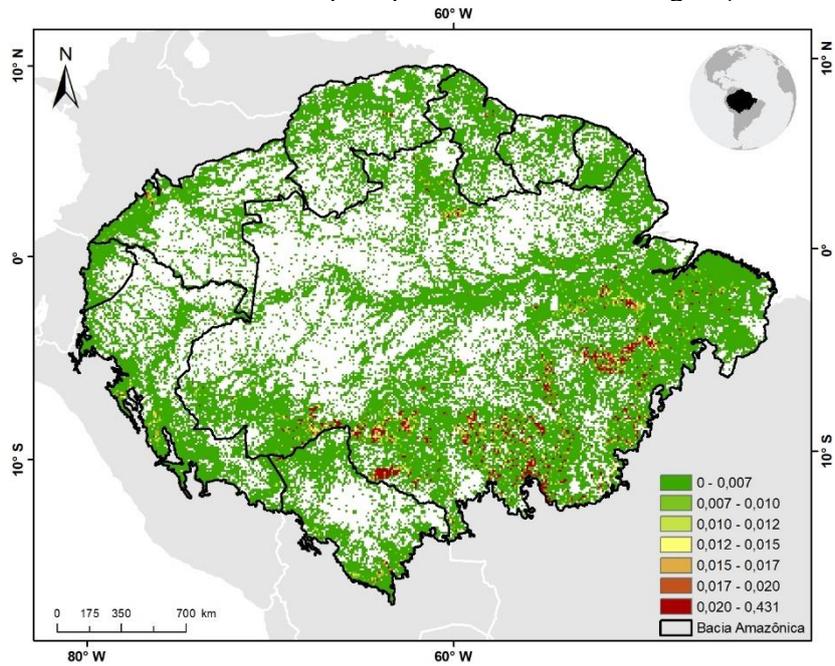
Fonte: Produção do autor.

Figura A.15 – Distribuição espacial das idades das bordas para o ano de 2014.



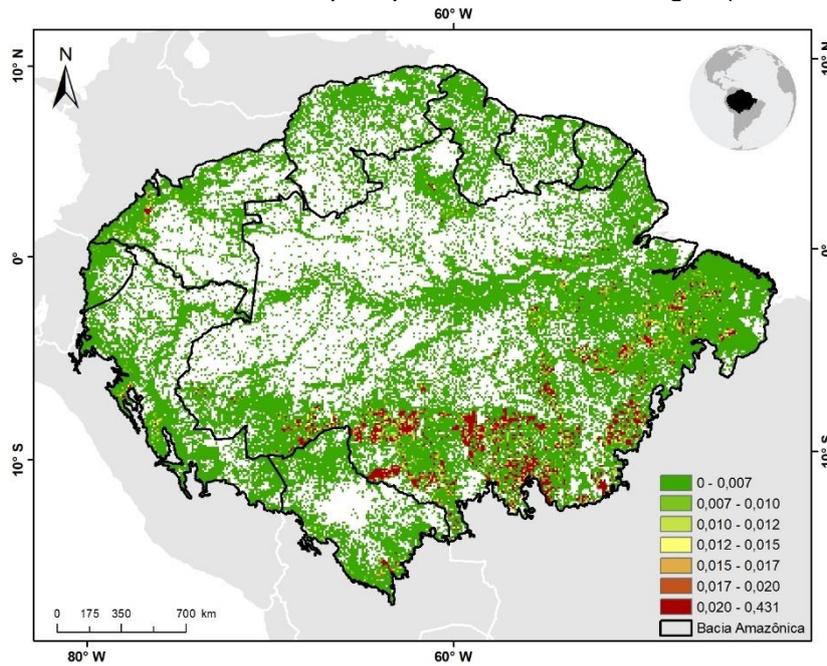
Fonte: Produção do autor.

Figura A.16 – Distribuição espacial de todos os estoques de carbono perdidos devido ao desmatamento nas áreas do interior da floresta entre no ano de 2001. Estoques perdidos dados em Tg C (em cada pixel).



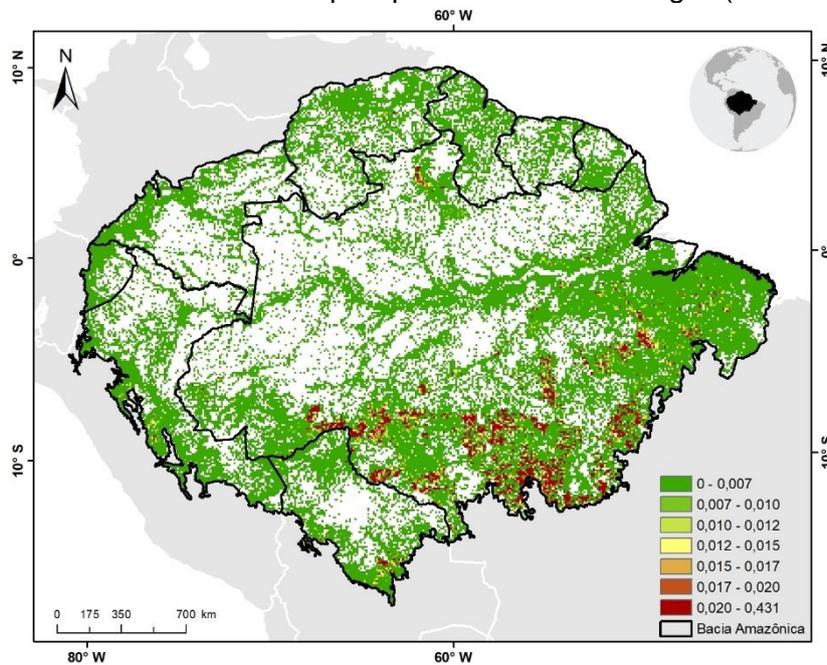
Fonte: Produção do autor.

Figura A.17 – Distribuição espacial de todos os estoques de carbono perdidos devido ao desmatamento nas áreas do interior da floresta entre no ano de 2002. Estoques perdidos dados em Tg C (em cada pixel).



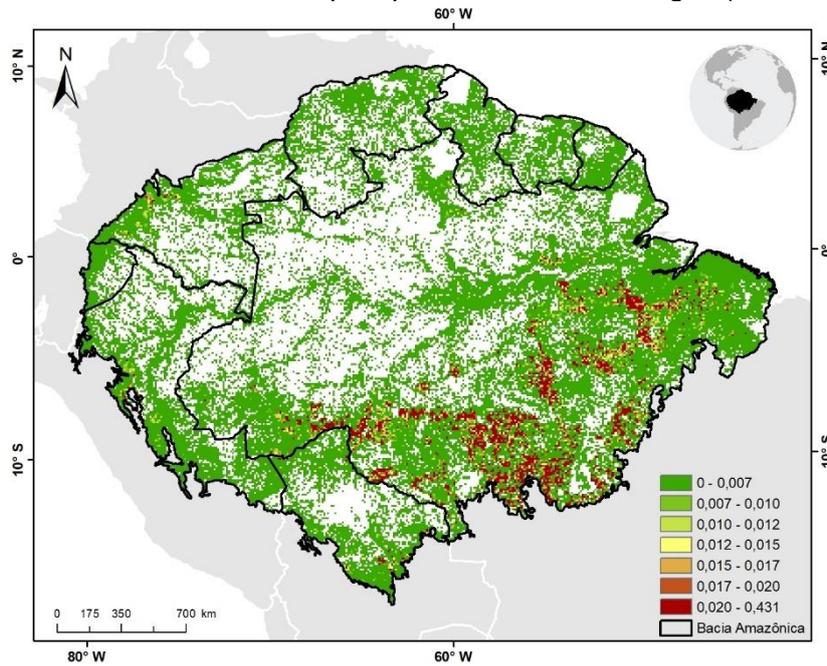
Fonte: Produção do autor.

Figura A.18 – Distribuição espacial de todos os estoques de carbono perdidos devido ao desmatamento nas áreas do interior da floresta entre no ano de 2003. Estoques perdidos dados em Tg C (em cada pixel).



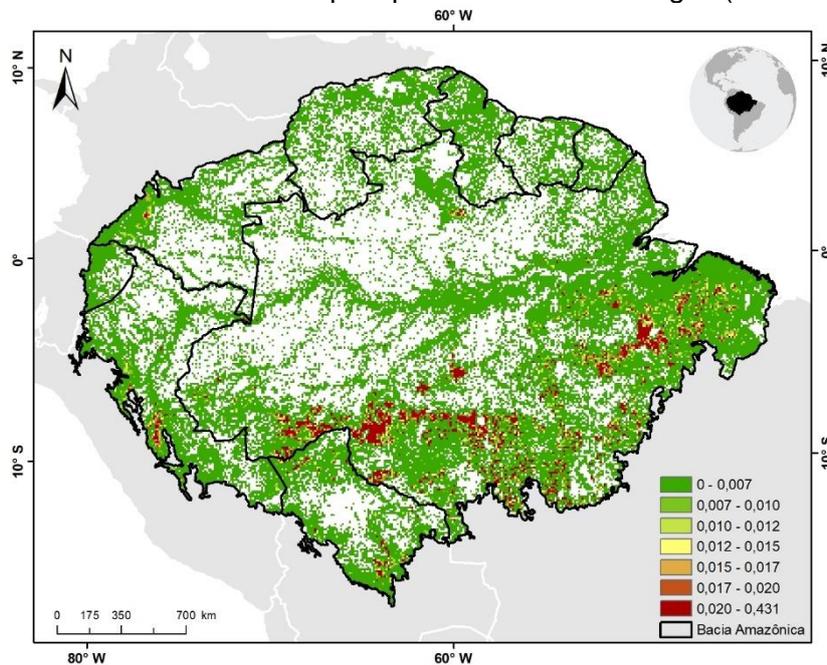
Fonte: Produção do autor.

Figura A.19 – Distribuição espacial de todos os estoques de carbono perdidos devido ao desmatamento nas áreas do interior da floresta entre no ano de 2004. Estoques perdidos dados em Tg C (em cada pixel).



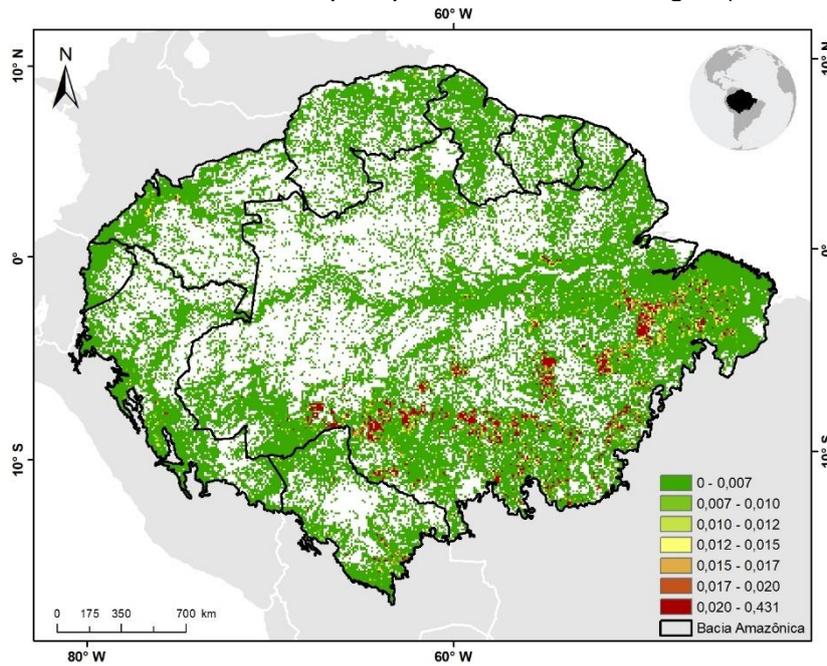
Fonte: Produção do autor.

Figura A.20 – Distribuição espacial de todos os estoques de carbono perdidos devido ao desmatamento nas áreas do interior da floresta entre no ano de 2005. Estoques perdidos dados em Tg C (em cada pixel).



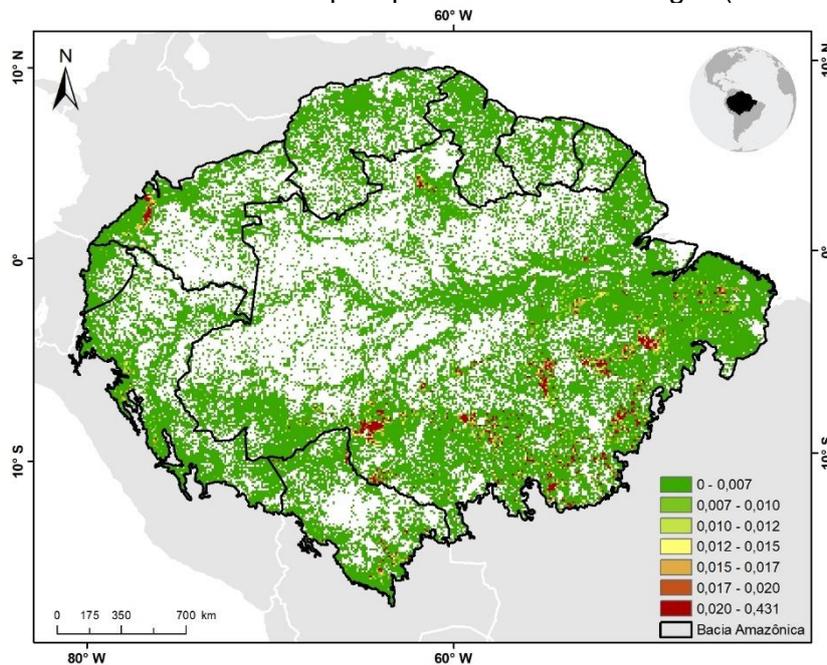
Fonte: Produção do autor.

Figura A.21 – Distribuição espacial de todos os estoques de carbono perdidos devido ao desmatamento nas áreas do interior da floresta entre no ano de 2006. Estoques perdidos dados em Tg C (em cada pixel).



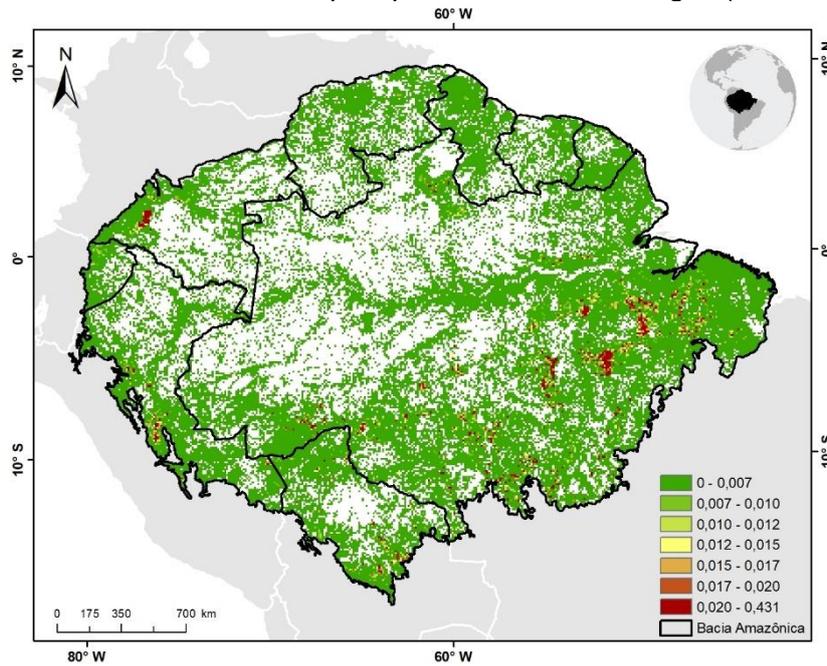
Fonte: Produção do autor.

Figura A.22 – Distribuição espacial de todos os estoques de carbono perdidos devido ao desmatamento nas áreas do interior da floresta entre no ano de 2007. Estoques perdidos dados em Tg C (em cada pixel).



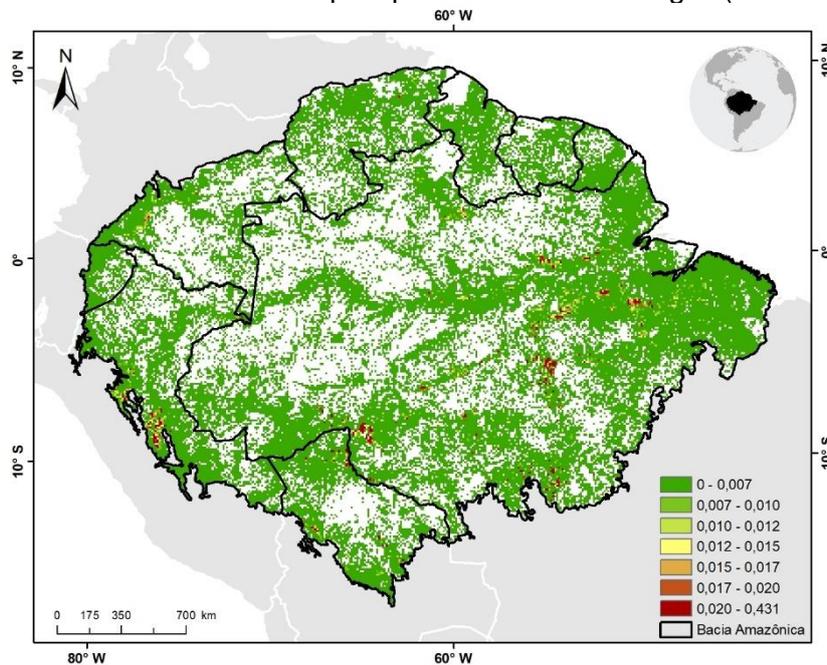
Fonte: Produção do autor.

Figura A.23 – Distribuição espacial de todos os estoques de carbono perdidos devido ao desmatamento nas áreas do interior da floresta entre no ano de 2008. Estoques perdidos dados em Tg C (em cada pixel).



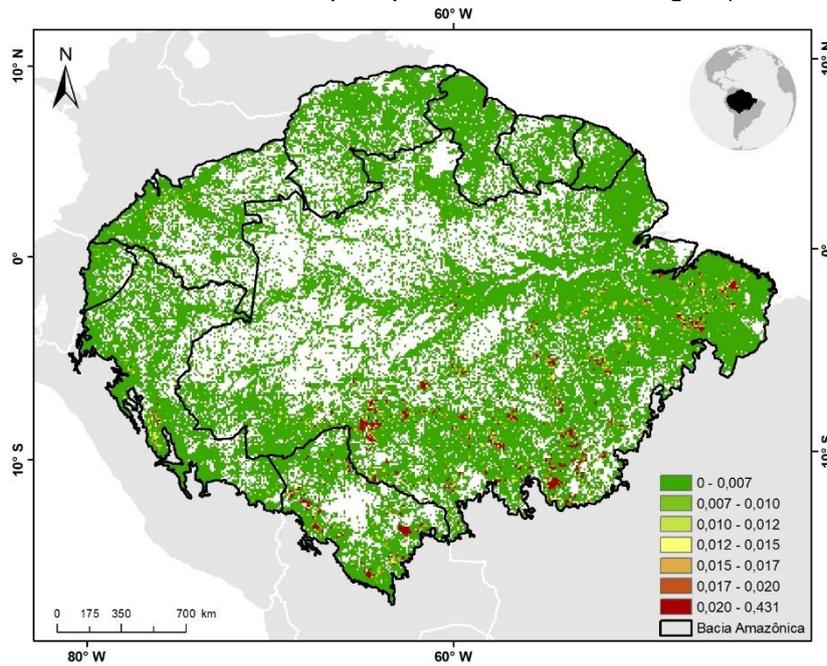
Fonte: Produção do autor.

Figura A.24 – Distribuição espacial de todos os estoques de carbono perdidos devido ao desmatamento nas áreas do interior da floresta entre no ano de 2009. Estoques perdidos dados em Tg C (em cada pixel).



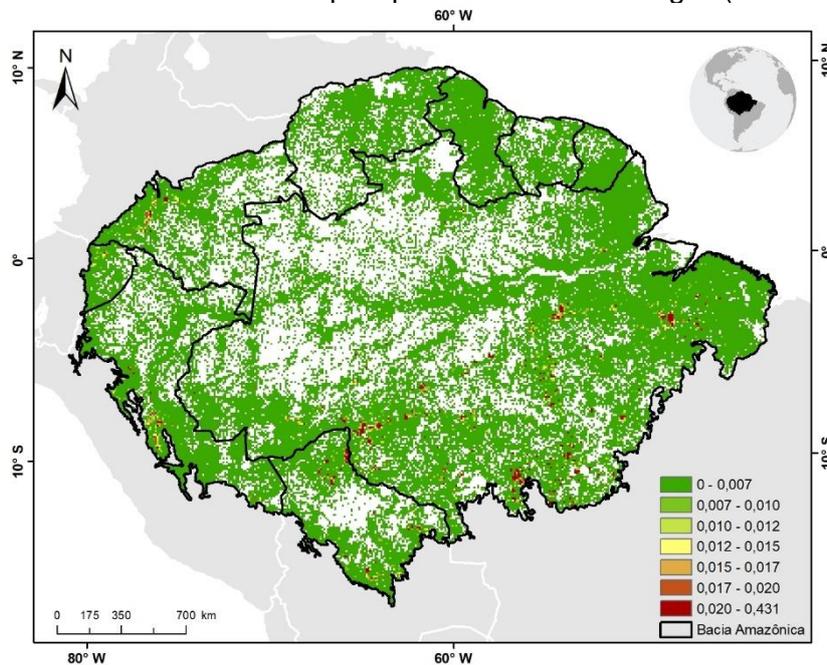
Fonte: Produção do autor.

Figura A.25 – Distribuição espacial de todos os estoques de carbono perdidos devido ao desmatamento nas áreas do interior da floresta entre no ano de 2010. Estoques perdidos dados em Tg C (em cada pixel).



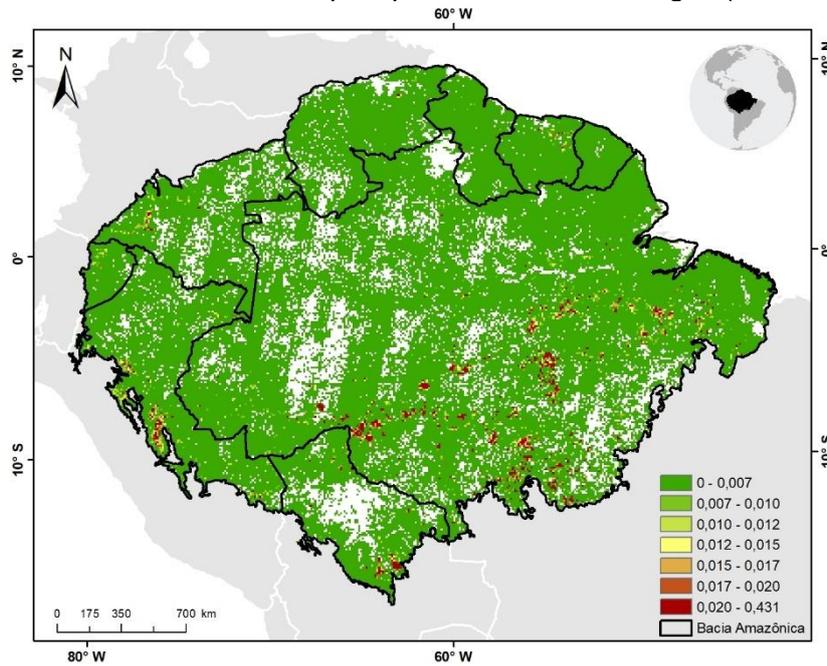
Fonte: Produção do autor.

Figura A.26 – Distribuição espacial de todos os estoques de carbono perdidos devido ao desmatamento nas áreas do interior da floresta entre no ano de 2011. Estoques perdidos dados em Tg C (em cada pixel).



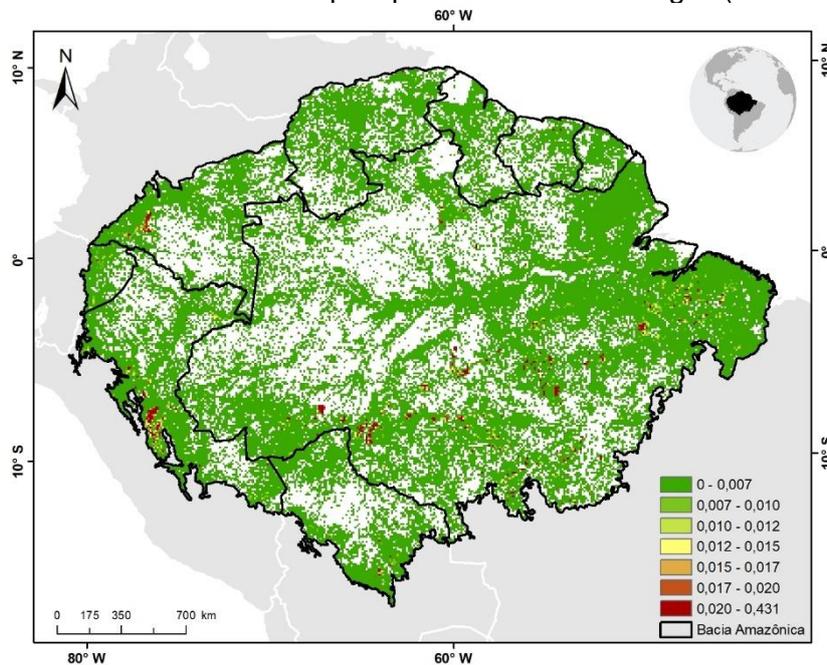
Fonte: Produção do autor.

Figura A.27 – Distribuição espacial de todos os estoques de carbono perdidos devido ao desmatamento nas áreas do interior da floresta entre no ano de 2012. Estoques perdidos dados em Tg C (em cada pixel).



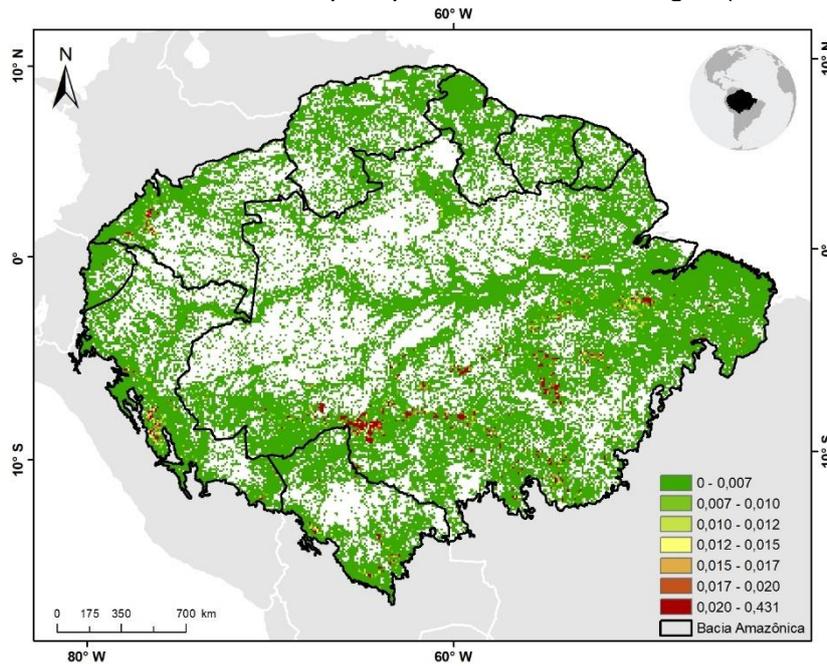
Fonte: Produção do autor.

Figura A.28 – Distribuição espacial de todos os estoques de carbono perdidos devido ao desmatamento nas áreas do interior da floresta entre no ano de 2013. Estoques perdidos dados em Tg C (em cada pixel).



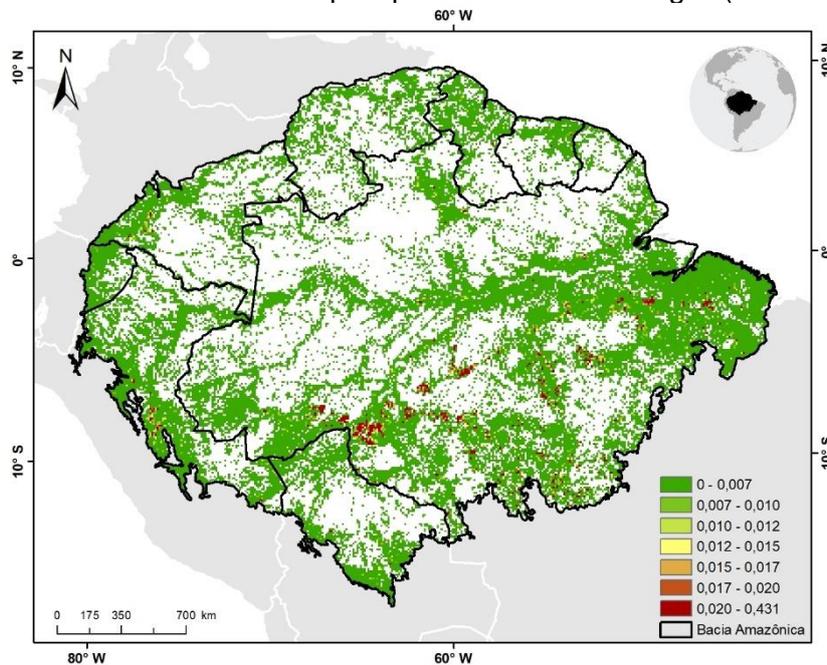
Fonte: Produção do autor.

Figura A.29 – Distribuição espacial de todos os estoques de carbono perdidos devido ao desmatamento nas áreas do interior da floresta entre no ano de 2014. Estoques perdidos dados em Tg C (em cada pixel).



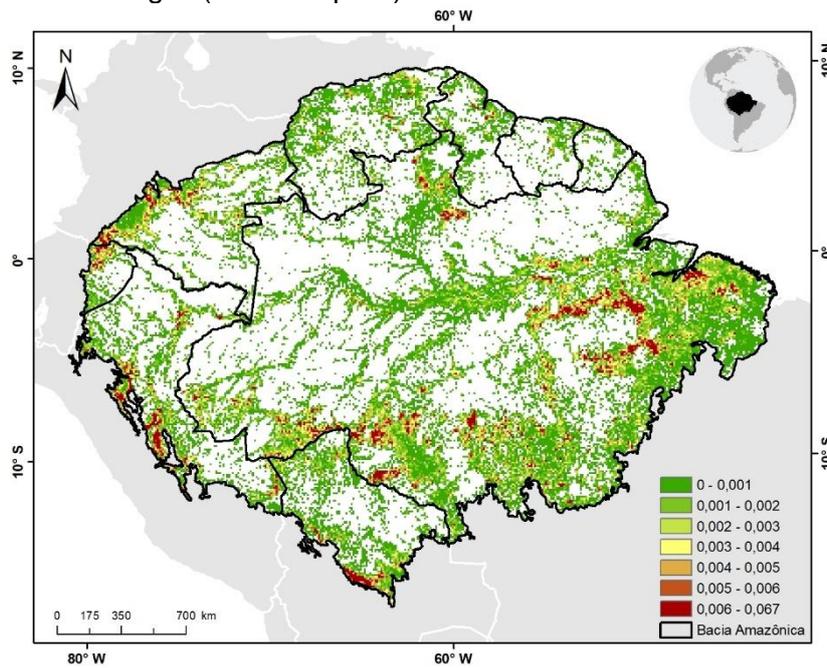
Fonte: Produção do autor.

Figura A.30 – Distribuição espacial de todos os estoques de carbono perdidos devido ao desmatamento nas áreas do interior da floresta entre no ano de 2015. Estoques perdidos dados em Tg C (em cada pixel).



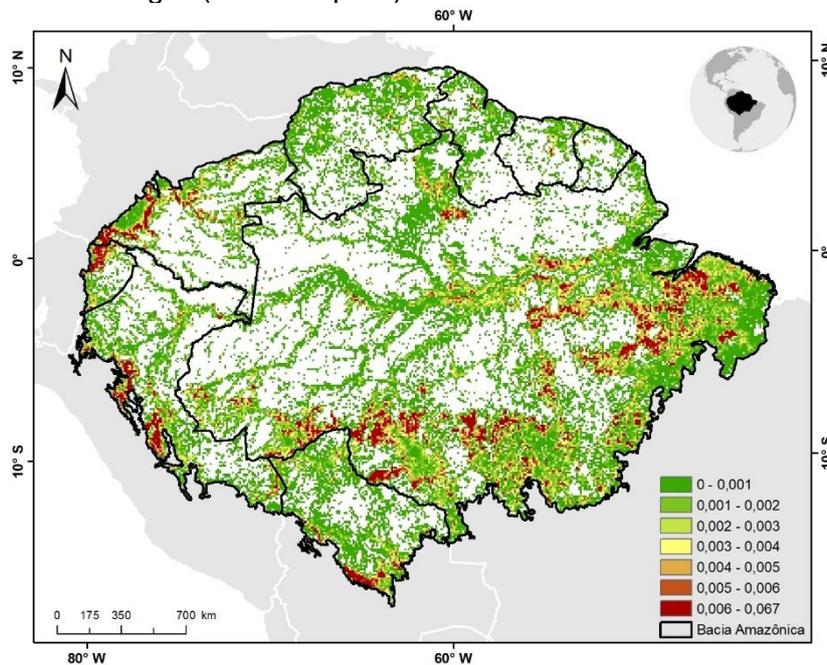
Fonte: Produção do autor.

Figura A.31 – Distribuição espacial de todos os estoques de carbono perdidos devido ao efeito de borda no ano de 2001. Estoques perdidos dados em Tg C (em cada pixel).



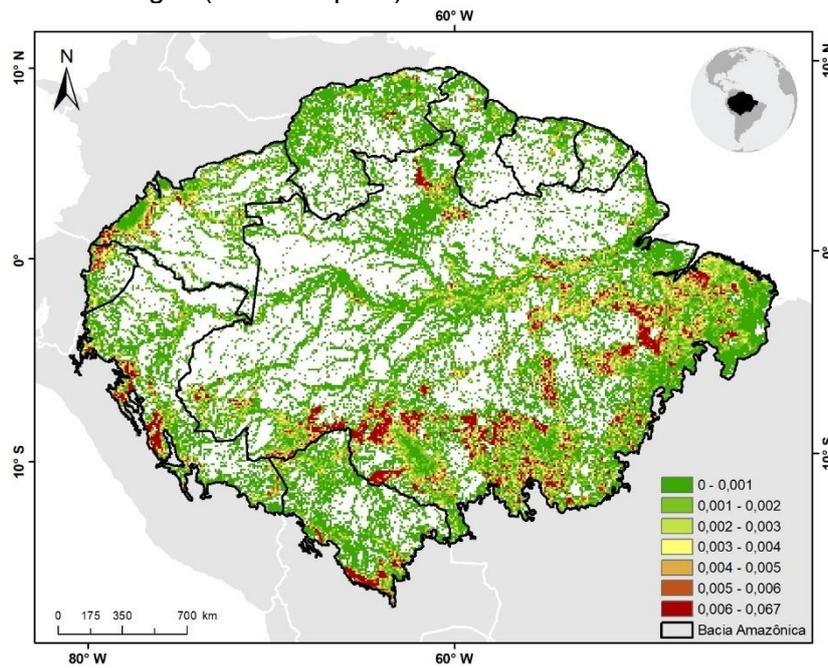
Fonte: Produção do autor.

Figura A.32 – Distribuição espacial de todos os estoques de carbono perdidos devido ao efeito de borda no ano de 2002. Estoques perdidos dados em Tg C (em cada pixel).



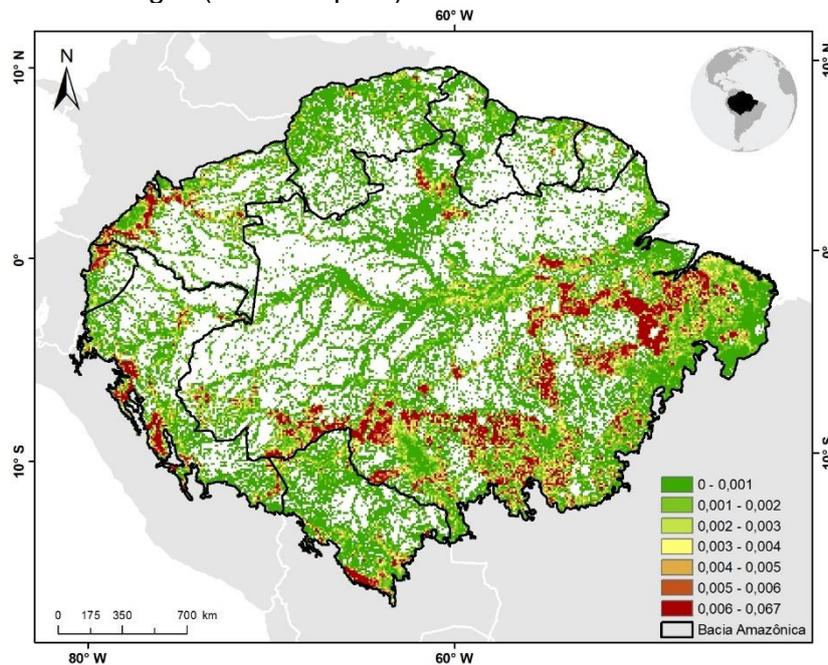
Fonte: Produção do autor.

Figura A.33 – Distribuição espacial de todos os estoques de carbono perdidos devido ao efeito de borda no ano de 2003. Estoques perdidos dados em Tg C (em cada pixel).



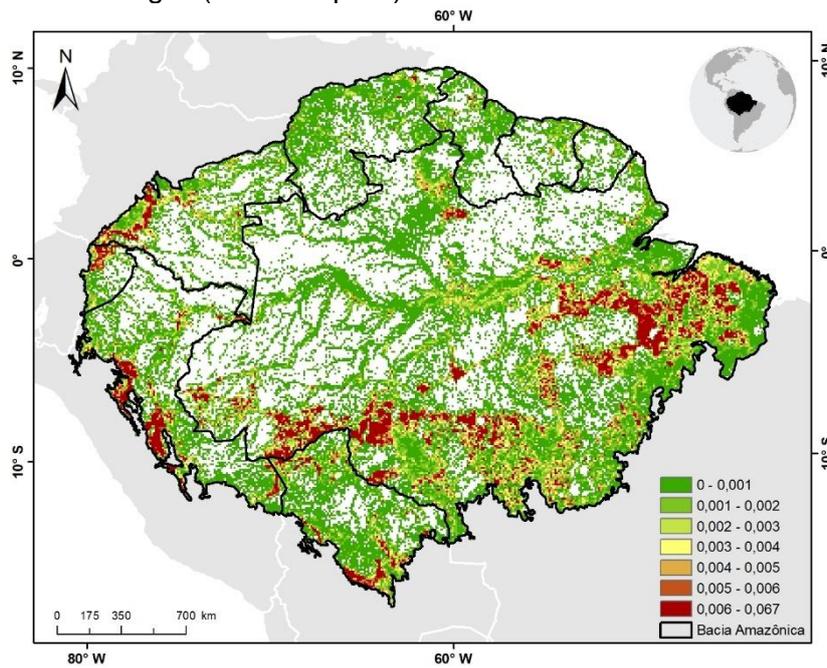
Fonte: Produção do autor.

Figura A.34 – Distribuição espacial de todos os estoques de carbono perdidos devido ao efeito de borda no ano de 2004. Estoques perdidos dados em Tg C (em cada pixel).



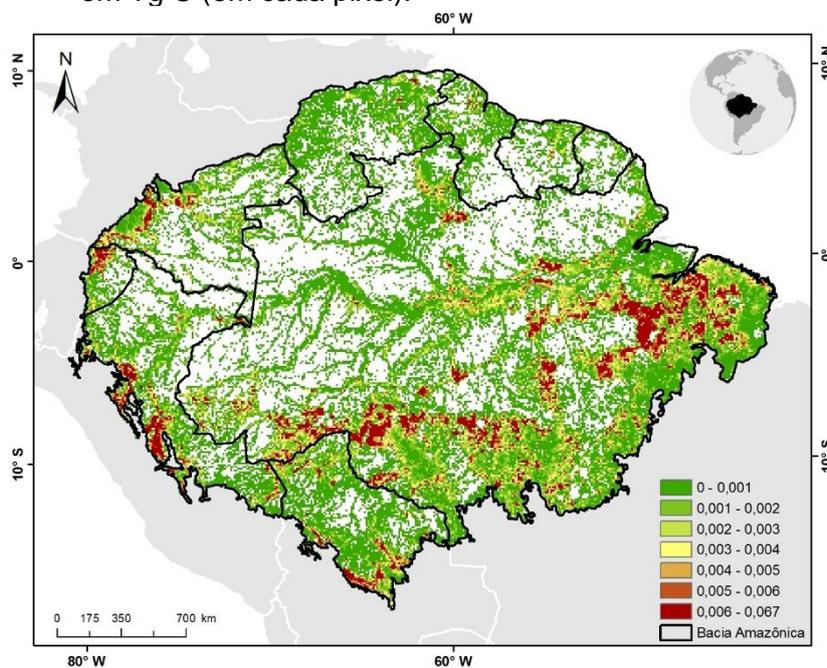
Fonte: Produção do autor.

Figura A.35 – Distribuição espacial de todos os estoques de carbono perdidos devido ao efeito de borda no ano de 2005. Estoques perdidos dados em Tg C (em cada pixel).



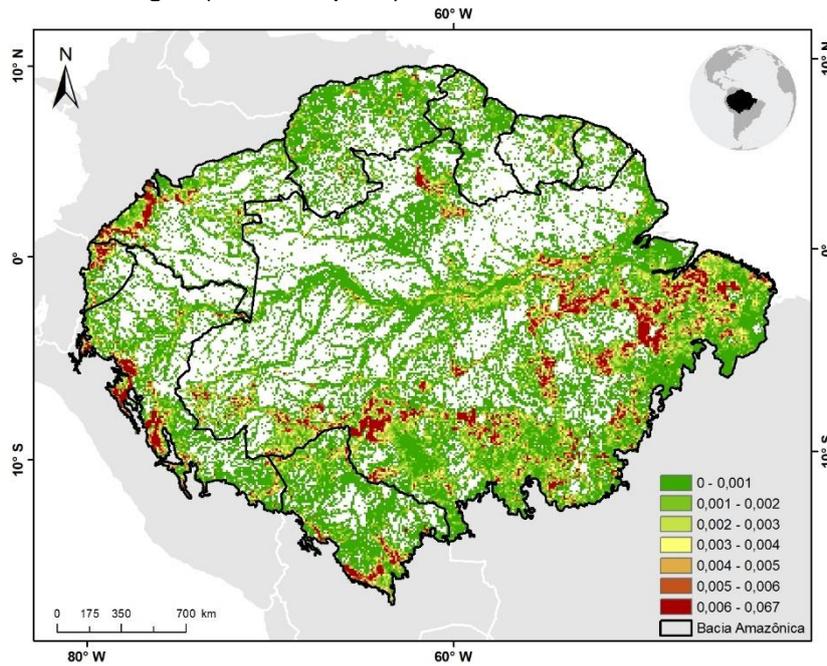
Fonte: Produção do autor.

Figura A.36 – Distribuição espacial de todos os estoques de carbono perdidos devido ao efeito de borda no ano de 2006. Estoques perdidos dados em Tg C (em cada pixel).



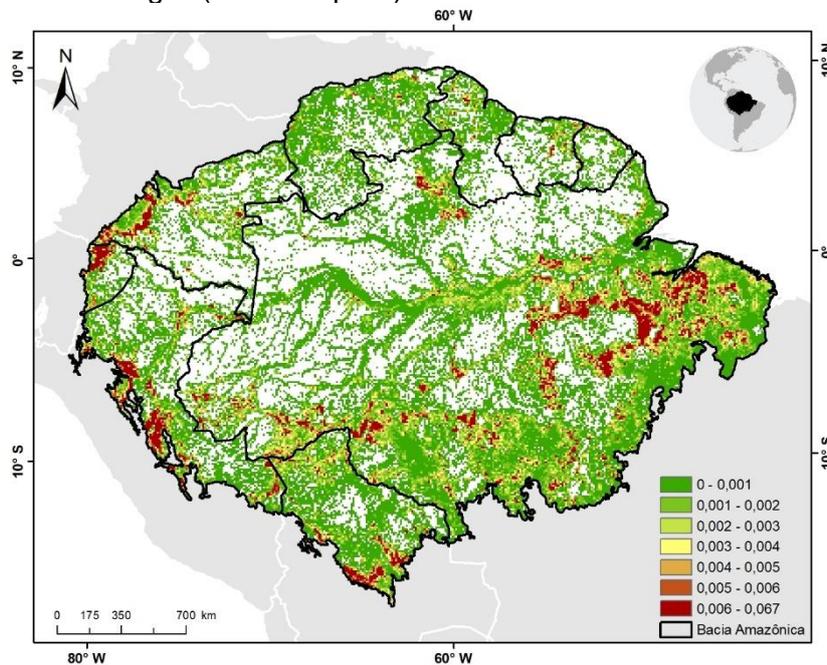
Fonte: Produção do autor.

Figura A.37 - – Distribuição espacial de todos os estoques de carbono perdidos devido ao efeito de borda no ano de 2007. Estoques perdidos dados em Tg C (em cada pixel).



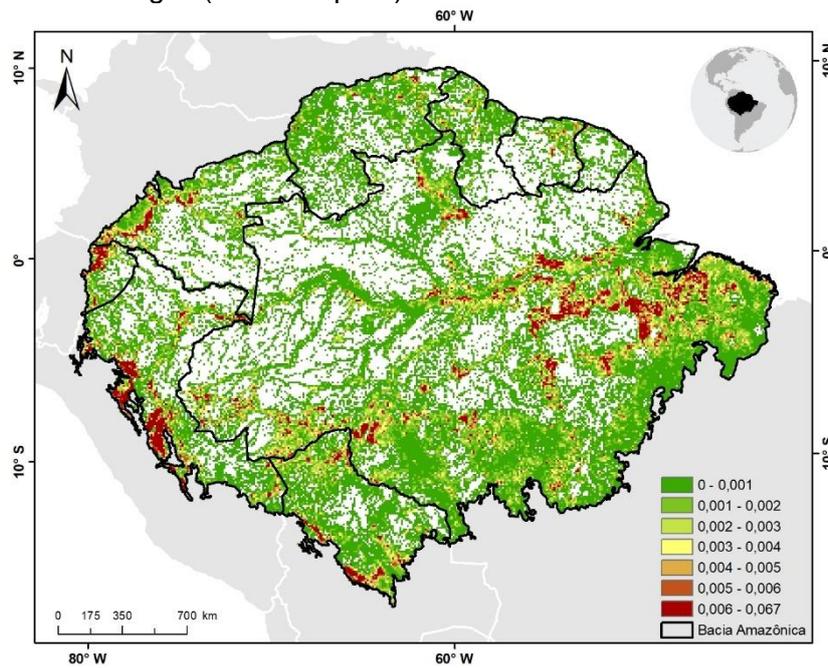
Fonte: Produção do autor.

Figura A.38 – Distribuição espacial de todos os estoques de carbono perdidos devido ao efeito de borda no ano de 2008. Estoques perdidos dados em Tg C (em cada pixel).



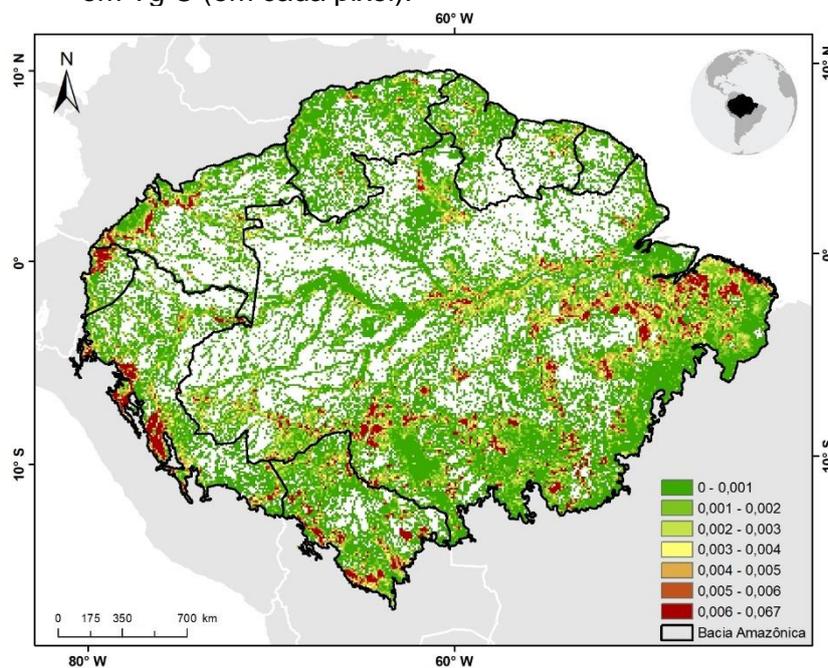
Fonte: Produção do autor.

Figura A.39 – Distribuição espacial de todos os estoques de carbono perdidos devido ao efeito de borda no ano de 2009. Estoques perdidos dados em Tg C (em cada pixel).



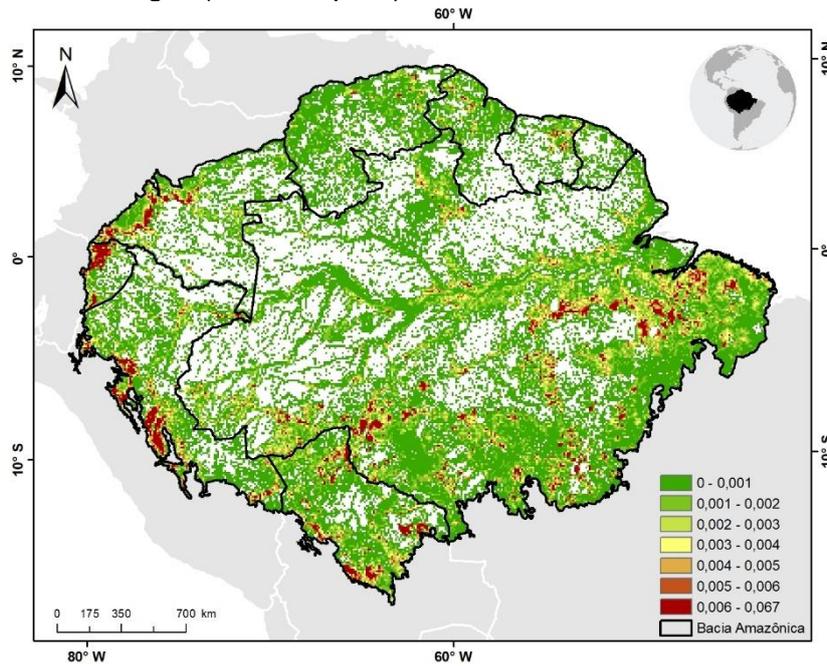
Fonte: Produção do autor.

Figura A.40 – Distribuição espacial de todos os estoques de carbono perdidos devido ao efeito de borda no ano de 2010. Estoques perdidos dados em Tg C (em cada pixel).



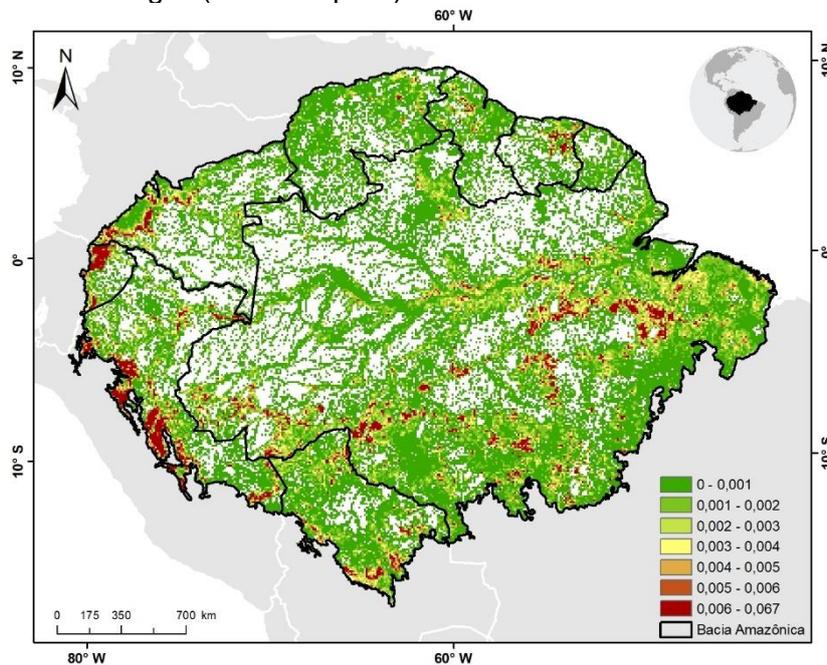
Fonte: Produção do autor.

Figura A.41 – Distribuição espacial de todos os estoques de carbono perdidos devido ao efeito de borda no ano de 2011. Estoques perdidos dados em Tg C (em cada pixel).



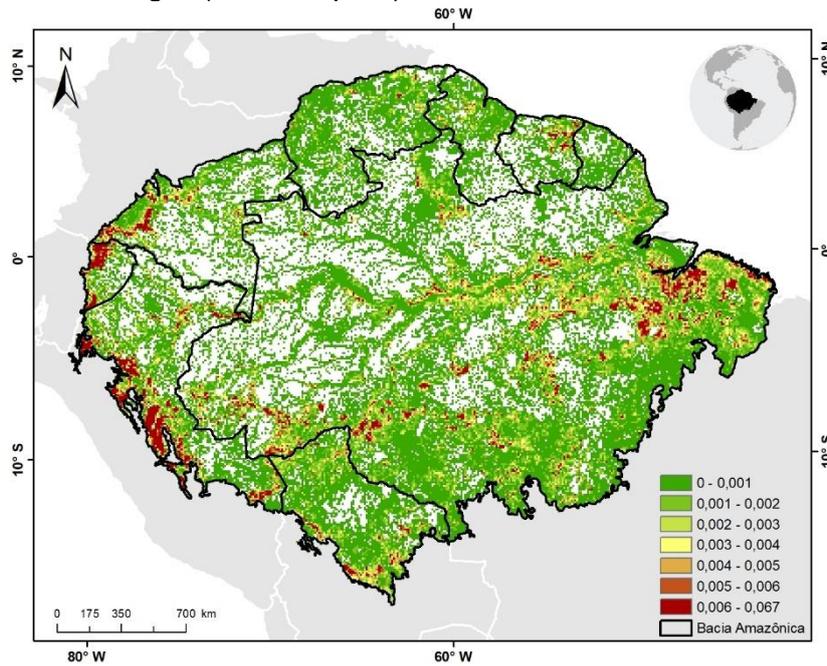
Fonte: Produção do autor.

Figura A.42 – Distribuição espacial de todos os estoques de carbono perdidos devido ao efeito de borda no ano de 2012. Estoques perdidos dados em Tg C (em cada pixel).



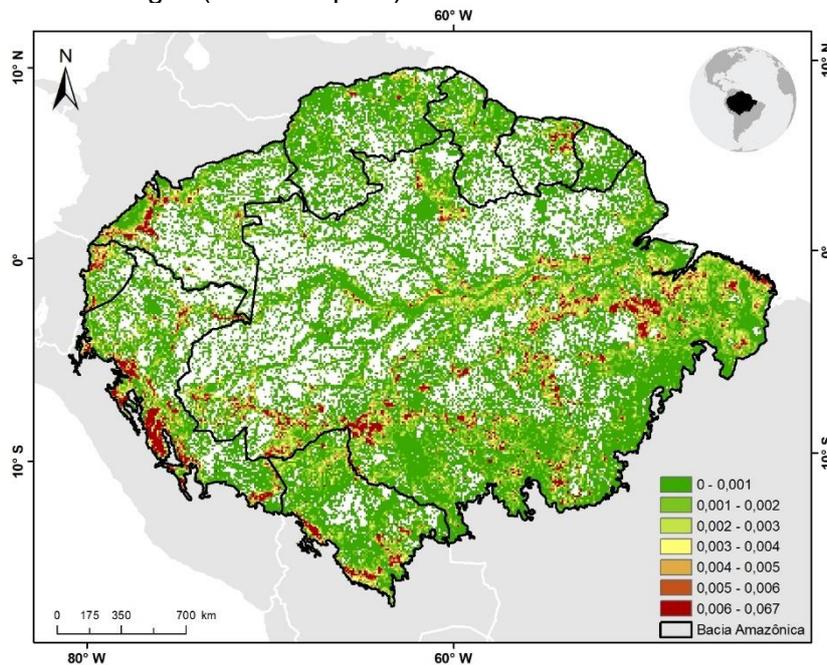
Fonte: Produção do autor.

Figura A.43 – Distribuição espacial de todos os estoques de carbono perdidos devido ao efeito de borda no ano de 2013. Estoques perdidos dados em Tg C (em cada pixel).



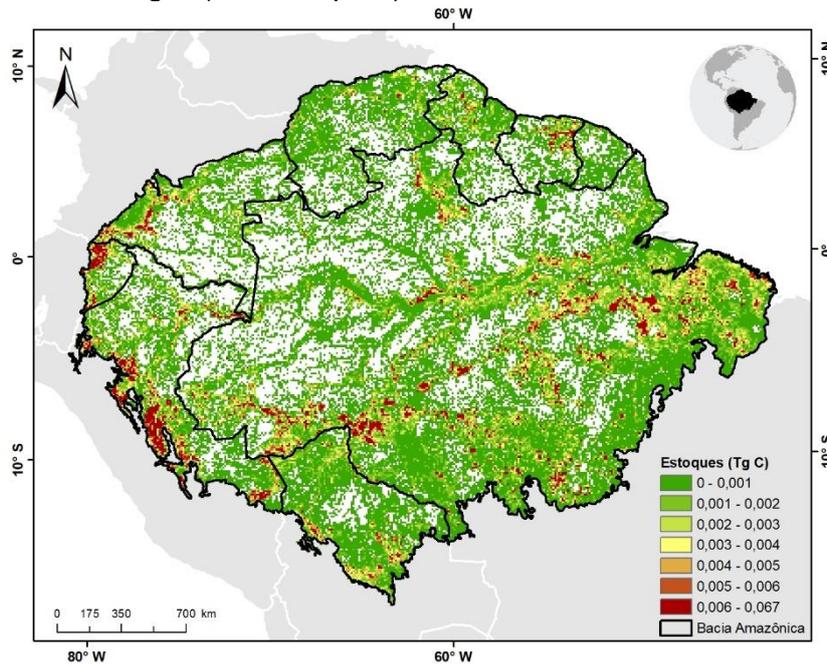
Fonte: Produção do autor.

Figura A.44 – Distribuição espacial de todos os estoques de carbono perdidos devido ao efeito de borda no ano de 2014. Estoques perdidos dados em Tg C (em cada pixel).



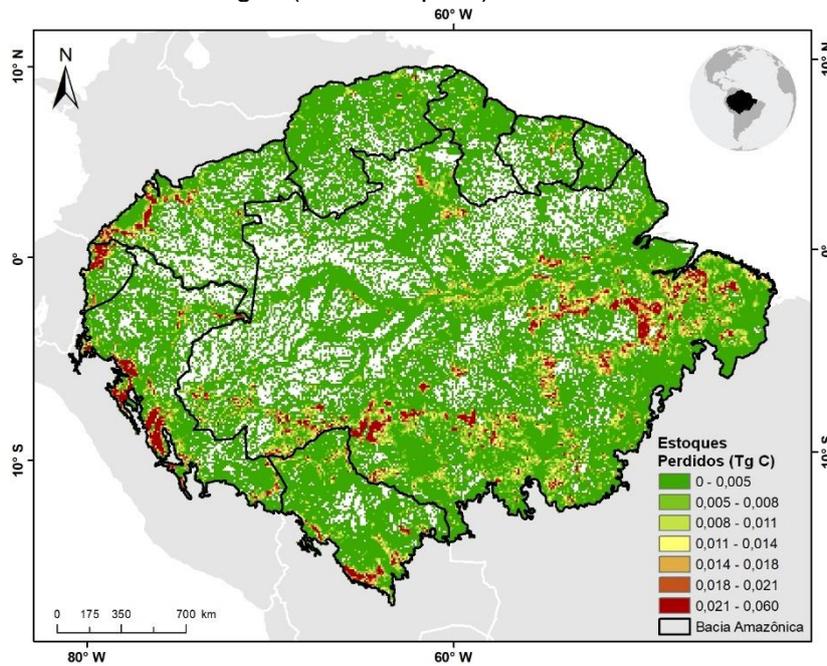
Fonte: Produção do autor.

Figura A.45 – Distribuição espacial de todos os estoques de carbono perdidos devido ao efeito de borda no ano de 2015. Estoques perdidos dados em Tg C (em cada pixel).



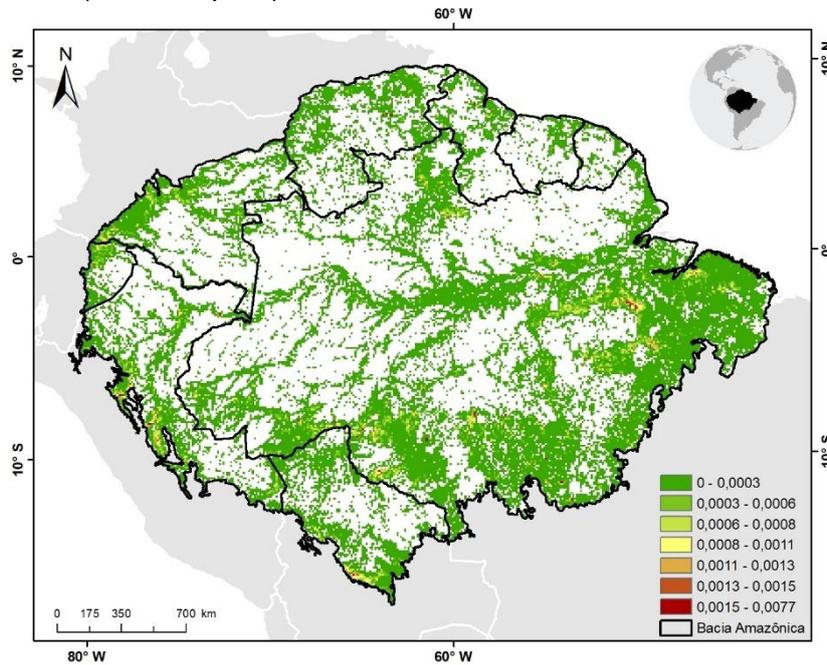
Fonte: Produção do autor.

Figura A.46 – Distribuição espacial de todos os estoques de carbono perdidos devido ao efeito de borda (mudança do microclima e turbulência dos ventos) entre os anos de 2001 e 2015. Estoques perdidos dados em Tg C (em cada pixel).



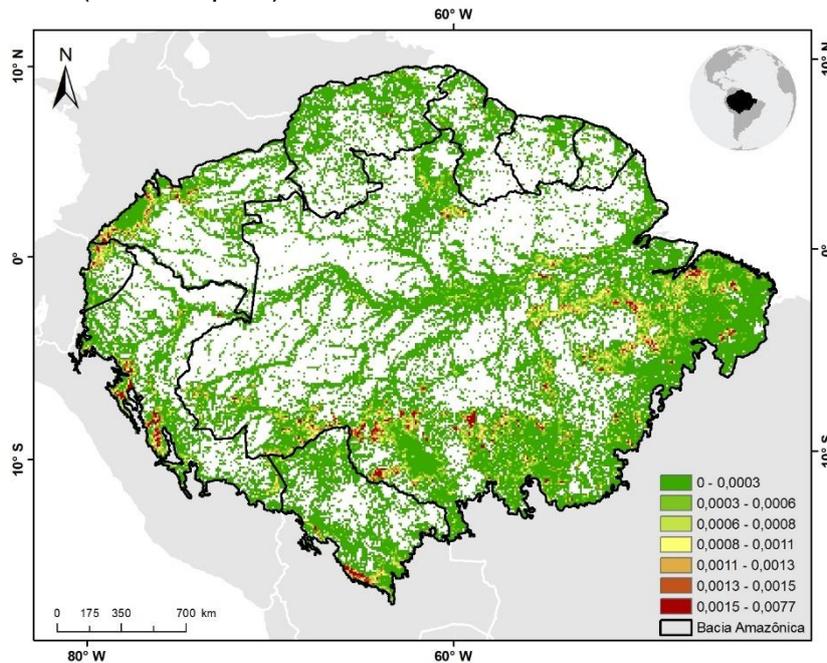
Fonte: Produção do autor.

Figura A.47 – Distribuição espacial de todos os estoques de carbono perdidos devido ao efeito de borda (mudança do microclima e turbulência dos ventos) no ano de 2001. Estoques perdidos dados em Tg C (em cada pixel).



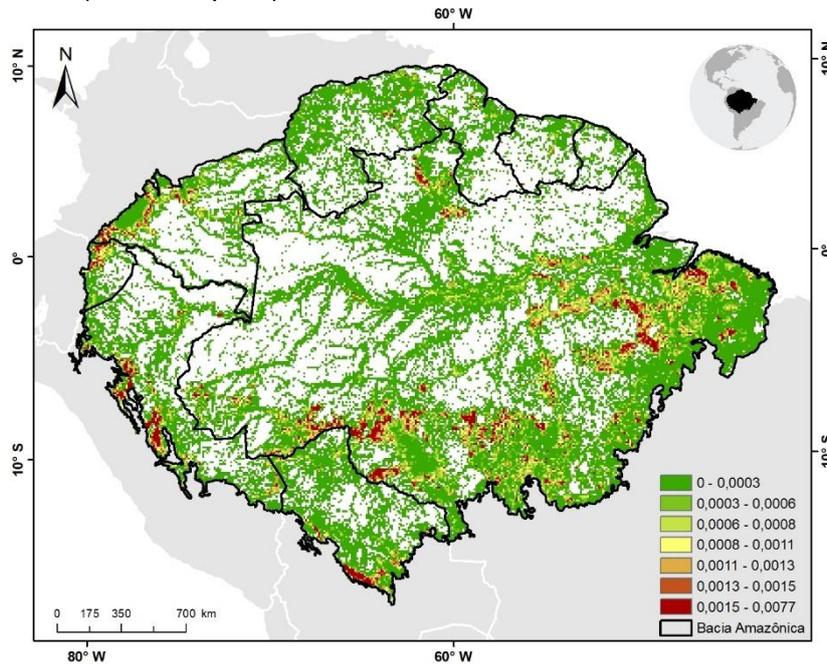
Fonte: Produção do autor.

Figura A.48 – Distribuição espacial de todos os estoques de carbono perdidos devido ao efeito de borda (mudança do microclima e turbulência dos ventos) no ano de 2002. Estoques perdidos dados em Tg C (em cada pixel).



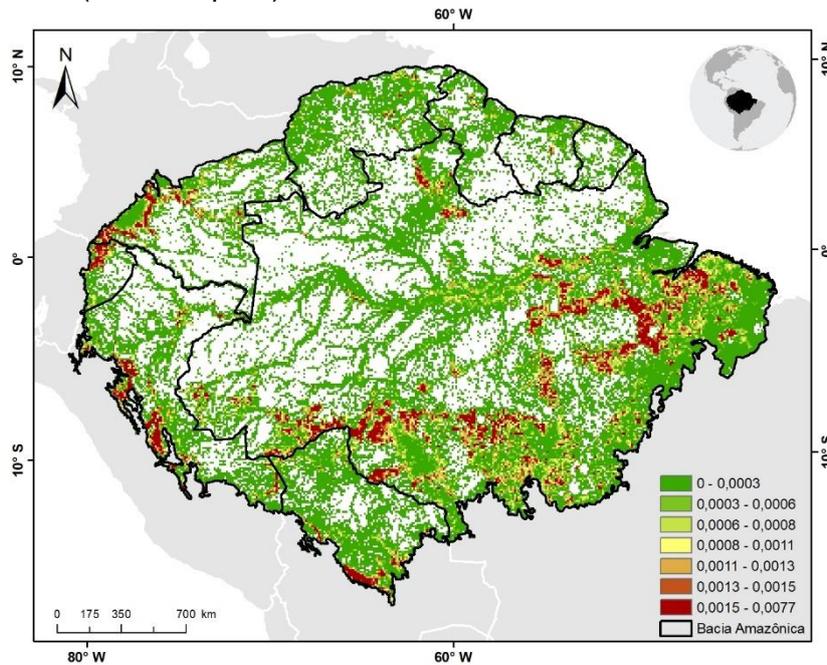
Fonte: Produção do autor.

Figura A.49 – Distribuição espacial de todos os estoques de carbono perdidos devido ao efeito de borda (mudança do microclima e turbulência dos ventos) no ano de 2003. Estoques perdidos dados em Tg C (em cada pixel).



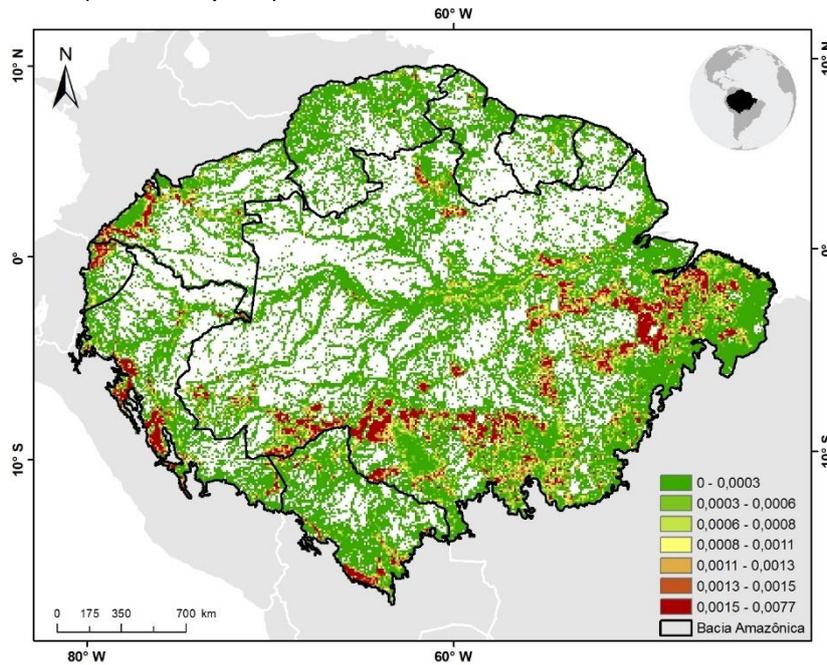
Fonte: Produção do autor.

Figura A.50 – Distribuição espacial de todos os estoques de carbono perdidos devido ao efeito de borda (mudança do microclima e turbulência dos ventos) no ano de 2004. Estoques perdidos dados em Tg C (em cada pixel).



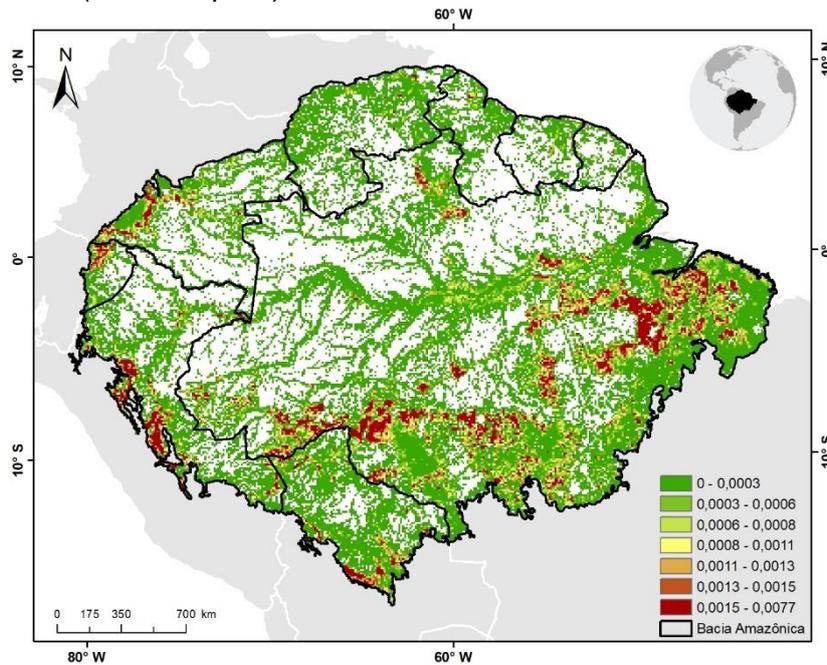
Fonte: Produção do autor.

Figura A.51 – Distribuição espacial de todos os estoques de carbono perdidos devido ao efeito de borda (mudança do microclima e turbulência dos ventos) no ano de 2005. Estoques perdidos dados em Tg C (em cada pixel).



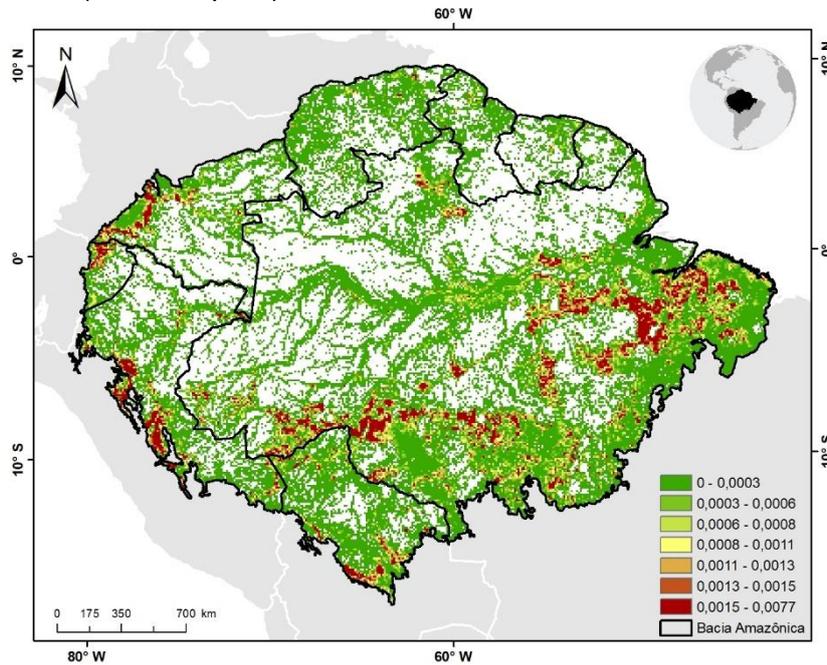
Fonte: Produção do autor.

Figura A.52 – Distribuição espacial de todos os estoques de carbono perdidos devido ao efeito de borda (mudança do microclima e turbulência dos ventos) no ano de 2006. Estoques perdidos dados em Tg C (em cada pixel).



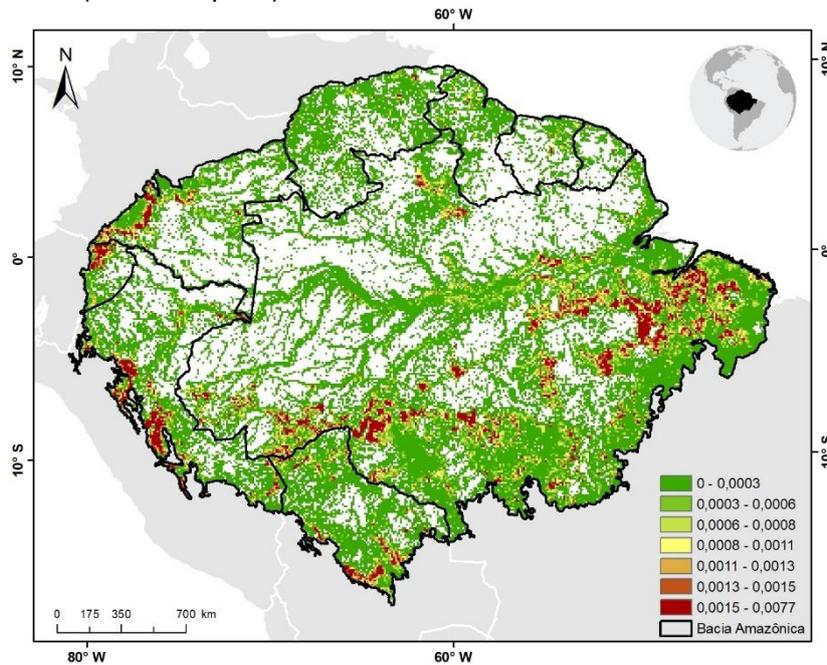
Fonte: Produção do autor.

Figura A.53 – Distribuição espacial de todos os estoques de carbono perdidos devido ao efeito de borda (mudança do microclima e turbulência dos ventos) no ano de 2007. Estoques perdidos dados em Tg C (em cada pixel).



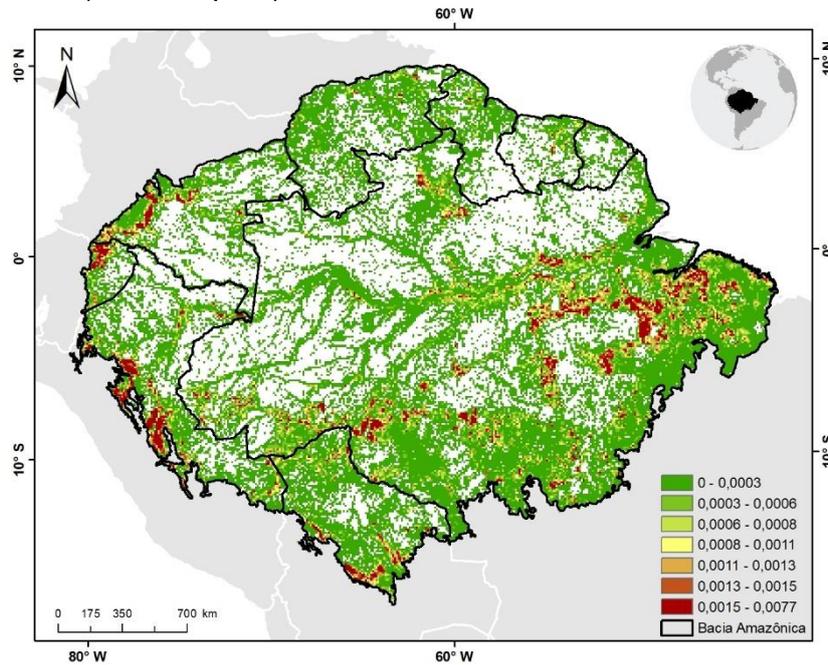
Fonte: Produção do autor.

Figura A.54 – Distribuição espacial de todos os estoques de carbono perdidos devido ao efeito de borda (mudança do microclima e turbulência dos ventos) no ano de 2008. Estoques perdidos dados em Tg C (em cada pixel).



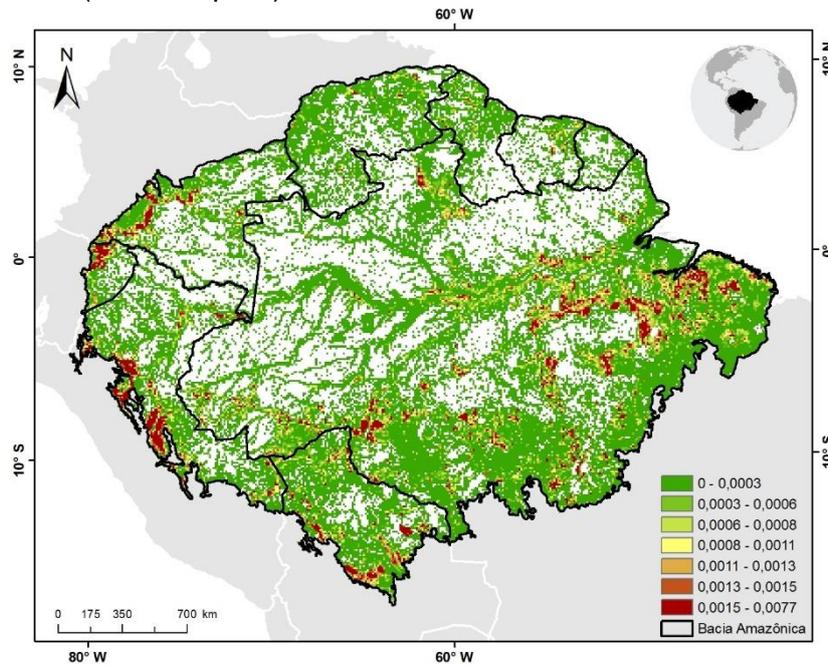
Fonte: Produção do autor.

Figura A.55 – Distribuição espacial de todos os estoques de carbono perdidos devido ao efeito de borda (mudança do microclima e turbulência dos ventos) no ano de 2009. Estoques perdidos dados em Tg C (em cada pixel).



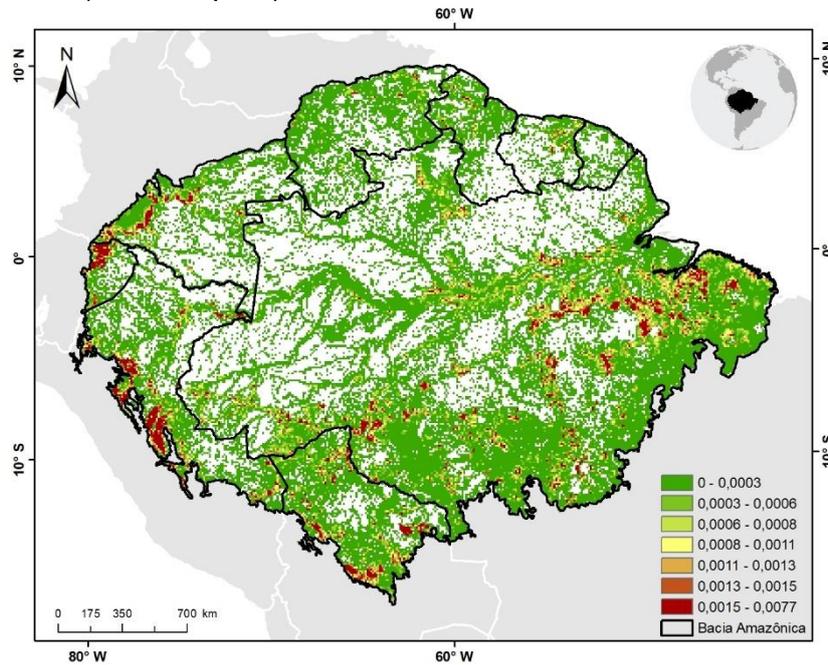
Fonte: Produção do autor.

Figura A.56 – Distribuição espacial de todos os estoques de carbono perdidos devido ao efeito de borda (mudança do microclima e turbulência dos ventos) no ano de 2010. Estoques perdidos dados em Tg C (em cada pixel).



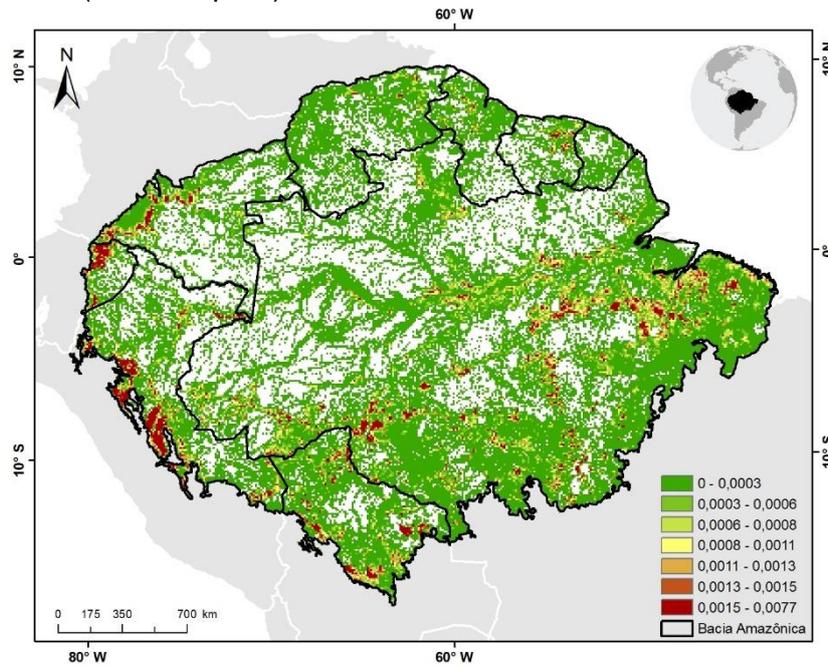
Fonte: Produção do autor.

Figura A.57 – Distribuição espacial de todos os estoques de carbono perdidos devido ao efeito de borda (mudança do microclima e turbulência dos ventos) no ano de 2011. Estoques perdidos dados em Tg C (em cada pixel).



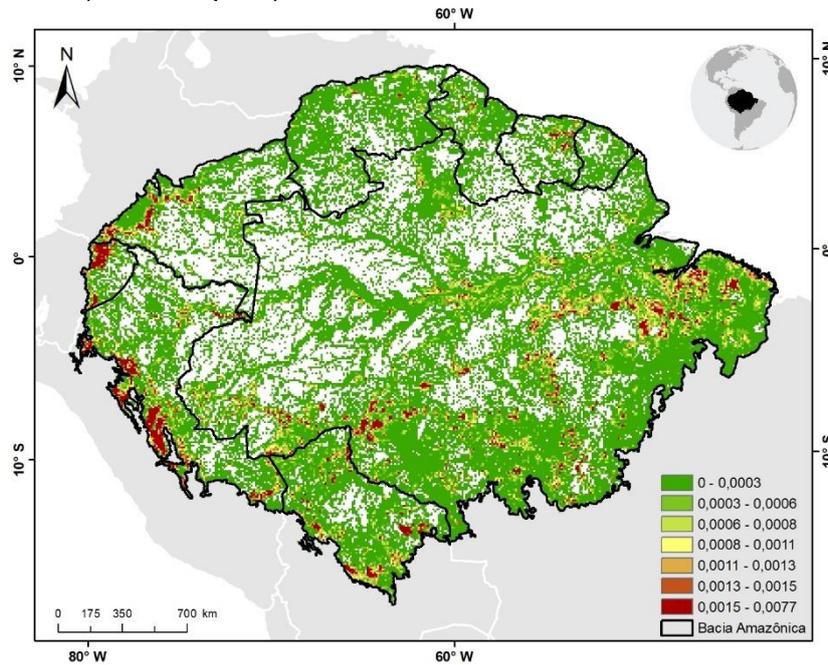
Fonte: Produção do autor.

Figura A.58 – Distribuição espacial de todos os estoques de carbono perdidos devido ao efeito de borda (mudança do microclima e turbulência dos ventos) no ano de 2012. Estoques perdidos dados em Tg C (em cada pixel).



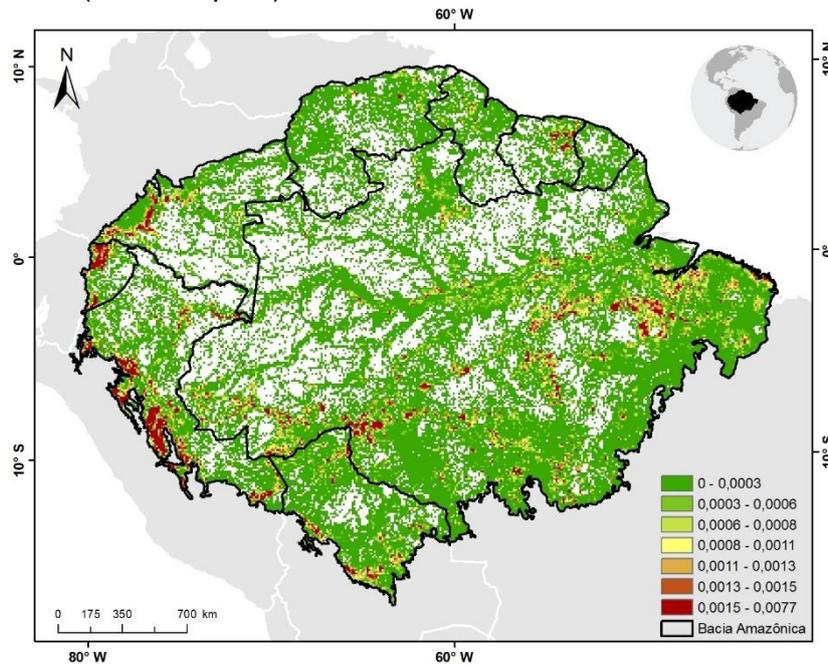
Fonte: Produção do autor.

Figura A.59 – Distribuição espacial de todos os estoques de carbono perdidos devido ao efeito de borda (mudança do microclima e turbulência dos ventos) no ano de 2013. Estoques perdidos dados em Tg C (em cada pixel).



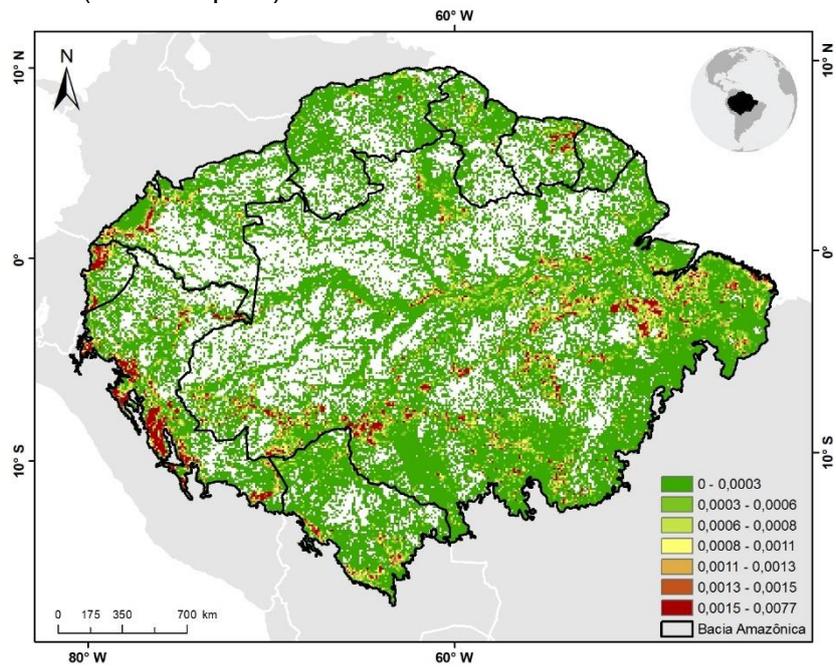
Fonte: Produção do autor.

Figura A.60 – Distribuição espacial de todos os estoques de carbono perdidos devido ao efeito de borda (mudança do microclima e turbulência dos ventos) no ano de 2014. Estoques perdidos dados em Tg C (em cada pixel).



Fonte: Produção do autor.

Figura A.61 – Distribuição espacial de todos os estoques de carbono perdidos devido ao efeito de borda (mudança do microclima e turbulência dos ventos) no ano de 2015. Estoques perdidos dados em Tg C (em cada pixel).



Fonte: Produção do autor.