



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

DINÂMICA DO FOGO EM BORDAS FLORESTAIS NO SUL DA BACIA AMAZÔNICA

Celso Henrique Leite Silva Junior (Registro: 135208)

Monografia final da disciplina SER 300
– Introdução ao Geoprocessamento em
formato de artigo, a ser apresentada no
em 11 de junho de 2018 para os
professores Dr. Antônio Miguel Vieira
Monteiro e Dr. Claudio Clemente Faria
Barbosa.

RESUMO

As florestas tropicais se destacam como reservatório de biodiversidade e carbono. A Amazônia, por exemplo, abriga mais da metade das áreas de florestas tropicais remanescentes do mundo. Entretanto, mudanças no uso e cobertura da terra na região têm modificado a estrutura e as funções ecológicas desses ecossistemas. A remoção contínua da floresta causa a fragmentação, que é observada pelo aumento das áreas de bordas e número de fragmentos. Assim, o presente trabalho apresentou como principal objetivo investigar a dinâmica do fogo em bordas florestais na região Sul da Bacia Amazônica (estado do Mato Grosso) entre os anos de 2007 e 2013. Para isso foi utilizado um conjunto de dados composto por: cobertura florestal, uso e cobertura da terra e cicatrizes de fogo. O processamento dos dados contou de reamostragem, cálculo de distância euclidiana, álgebra de mapas e sobreposição entre os diferentes mapas. Os resultados mostraram que em anos normais e de seca a maior proporção dos incêndios florestais concentrou-se principalmente até 120m das bordas florestais. Entretanto, em anos de seca, grandes áreas de incêndios florestais foram encontradas em distâncias superiores à 600m. Em relação à recorrência de fogo, existiu um predomínio de uma única queima em áreas de borda e do interior da floresta. Recorrências superiores à duas vezes foram dominantes nas áreas de borda. Uma proporção entre 2 e 14% das bordas florestais criadas em um determinado ano foram queimadas em anos normais, no entanto, no ano de seca esse número subiu para 34%. Os resultados mostraram evidências que em bordas florestais com recorrência superior a uma vez estão podem ser resultado do escape de fogo das áreas de pasto. Por fim, a ocorrência de fogo pode explicar a acentuada perda de estoques de carbono em bordas florestais observada por Silva Junior (2018) em relação às perdas notadas por Laurance et al. (1998).

Palavras-chave: Fragmentação Florestal. Estoques de Carbono. TerraClass.

SUMÁRIO

	<u>Pág.</u>
1 INTRODUÇÃO	1
1.1 Definições Conceituais	2
2 MATERIAIS E MÉTODOS	4
2.1 Área de Estudo	4
2.2 Conjunto de Dados	5
2.2.1 Mapa de Cobertura Florestal.....	5
2.2.2 Mapa de Uso e Cobertura da Terra.....	5
2.2.3 Mapa de Cicatrizes de Fogo.....	6
2.3 Métodos	7
2.3.1 Pergunta (a): qual a penetrabilidade do fogo na floresta em anos normais e de seca?	8
2.3.2 Pergunta (b): qual a recorrência do fogo nas bordas florestais?	9
2.3.3 Pergunta (c): novas bordas são queimadas em sua totalidade no mesmo ano de sua criação?	9
2.3.4 Pergunta (d): as bordas florestais com maior recorrência de fogo fazem fronteira com áreas de agricultura ou pecuária?	11
3 RESULTADOS e DISCUSSÃO	13
3.1 Variação Espaço-temporal do Incêndios Florestais	13
3.2 Dinâmica da Formação das Bordas Florestais	16
3.3 Penetrabilidade do Fogo na Floresta em Anos Normais e de Seca	19
3.4 Recorrência do Fogo nas Bordas Florestais.....	21
3.5 Criação das Bordas Florestais e sua Relação com o Fogo	23
3.6 Recorrência de Fogo nas Bordas Florestais e Sua Relação com as Áreas Agrícolas e Pecuárias.....	24
4 INCERTEZAS	26
5 CONCLUSÕES	26
5.1 Trabalhos Futuros.....	27
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	29

1 INTRODUÇÃO

As florestas tropicais se destacam como reservatório de biodiversidade e carbono (C) (MYERS, 1991; BONAN, 2008; BACCINI et al., 2012; SULLIVAN et al., 2017). No entanto, durante os últimos 25 anos observou-se uma redução drástica das florestas em nível global (KEENAN et al., 2015).

A área global 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). Essas mudanças afetam 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). Entretanto, as mudanças no uso e cobertura da terra na região têm modificado a estrutura e as funções ecológicas desses ecossistemas. O desmatamento é a principal ferramenta utilizada para a conversão da floresta em áreas agrícolas e pecuárias, devido principalmente à rentabilidade dessas atividades (SOARES-FILHO et al., 2006).

A remoção contínua da floresta causa a perda de habitat, alterando a disposição espacial e tamanho dos remanescentes florestais através da fragmentação (VILLARD; METZGER, 2014). Essa fragmentação é observada principalmente pelo aumento das áreas de bordas e número de fragmentos (HADDAD et al., 2015; VEDOVATO et al., 2016; SILVA JUNIOR et al., 2018). Segundo Vedovato et al. (2016) no ano de 2014 164.595 km² das áreas de florestas da Amazônia Brasileira estavam em áreas sujeitas ao efeito de borda. Tudo isso resultando em efeitos negativos como o aumento da suscetibilidade da floresta ao fogo e redução da biomassa florestal, além da redução da biodiversidade (BERENGUER et al., 2014).

O colapso do carbono devido ao efeito de borda nas florestas tropicais pode ser considerada uma importante fonte de C atmosférico (NUMATA et al., 2010).

Em um estudo pioneiro na Amazônia Central, Laurance et al. (1998) encontraram uma perda significativa dos estoques de C de aproximadamente 10,6% nas bordas florestais (100m) até 4 anos após a sua criação. Por outro lado, em um estudo recente, Silva Junior (2018) estimou uma perda média de até 37% em bordas florestais de 120 metros até 5 anos após a sua criação. O autor anterior atribui à essa diferença nas magnitude das perdas, a contribuição do fogo, pois no estudo de Laurance et al. (1998) as coletas de campo foram realizadas em áreas com condições controladas e sem histórico de fogo.

Tendo em vista a hipótese da contribuição do fogo para o aumento da perda dos estoques C em bordas florestais e as emissões associadas (NUMATA et al., 2010, 2011; HISSA et al., 2016), o presente trabalho apresenta como principal objetivo investigar a dinâmica do fogo em bordas florestais na região Sul da Bacia Amazônica (estado do Mato Grosso) entre os anos de 2007 e 2013. A partir desse objetivo pretende-se responder às seguintes perguntas: (a) qual a penetrabilidade do fogo na floresta em anos normais e de seca? (b) qual a recorrência do fogo nas bordas florestais? (c) novas bordas são queimadas em sua totalidade no mesmo ano de sua criação? (d) as bordas florestais com maior recorrência de fogo fazem fronteira com áreas de agricultura ou pecuária?

1.1 Definições Conceituais

Cobertura Florestal (Floresta): todo pixel com valor de cobertura de árvore igual ou superior à 80% (HANSEN et al., 2013). Essas áreas podem incluir as florestas maduras, secundárias (anteriores ao ano 2000) e plantadas. As florestas periodicamente alagadas e secundárias (entre 2000 e 2012) não são consideradas na definição adotada (SILVA JUNIOR, 2018).

Desmatamento: perda de cobertura florestal resultante do “corte raso”, mortalidade de árvores por incêndios florestais ou doenças, podendo incluir ainda áreas de colheita de florestas plantadas (HANSEN et al., 2013).

Bordas Florestais: áreas de contato entre a cobertura florestal e outro tipo de uso ou cobertura da terra resultante do desmatamento (HARPER et al., 2005). No presente trabalho adotou-se a profundidade de borda de 120m, relacionada

à perda significativa de estoques de carbono (LAURANCE et al., 1998; SILVA JUNIOR, 2018).

Incêndios Florestais: toda ocorrência de fogo em áreas de cobertura florestal (áreas de bordas ou interior). Para a ocorrência de fogo nas demais coberturas, o termo “queimada” foi considerado.

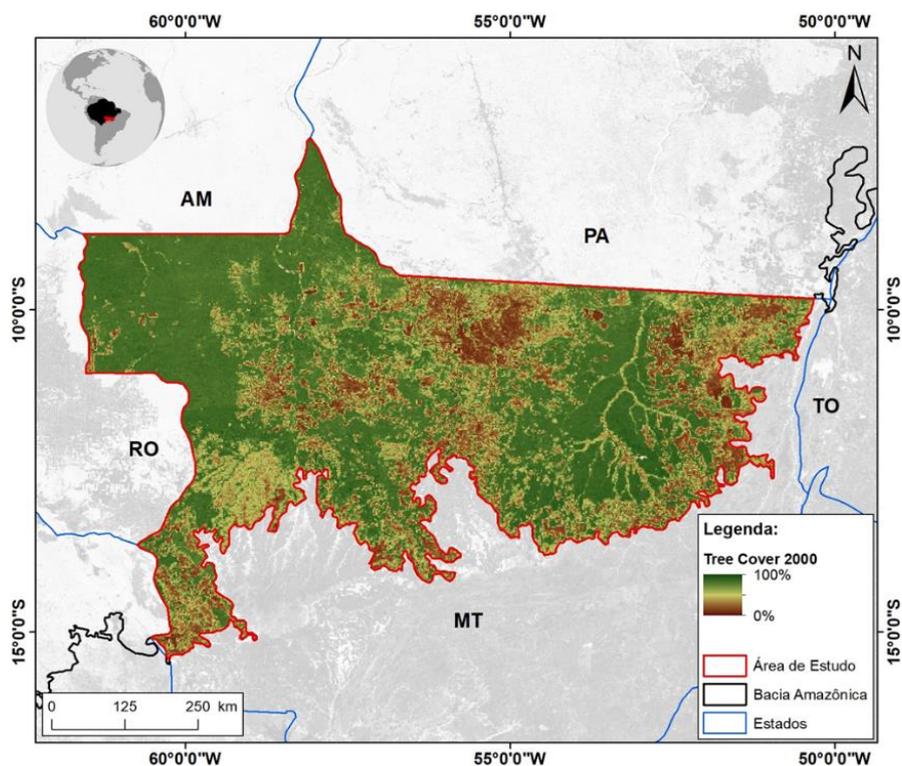
Secas: deficiência na precipitação de chuva (ocorrência de chuva abaixo do esperado para o período resultando em déficit hídrico) por um extenso período de tempo, resultando em impactos negativos e significativos aos ecossistemas e atividades socioeconômicas (MARENGO; ESPINOZA, 2016; EMBRAPA, 2018).

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Área de Estudo

A área de estudo (Figura 2.1) contempla a porção Sul da Bacia Amazônica que intersecta o Norte do estado de Mato Grosso, perfazendo uma área total de 491.226 km² (54% da área total do estado).

Figura 2.1 – Localização da área de estudo (polígono vermelho). O dado *Tree Cover 2000* representa a porcentagem de cobertura de floresta em um pixel de 500 metros de resolução espacial (HANSEN et al., 2003).



Devido à variabilidade climática e de relevo, essa região possui uma biodiversidade complexa, compreendendo dois biomas brasileiros, a Amazônia e o Cerrado (SHIMABUKURO et al., 2015). A vegetação nessa região varia entre áreas de savanas e campos naturais no Cerrado até densas florestas perenes e decíduas na Amazônia (MIETTINEN et al., 2016). Essa região compreende o “Arco do Desmatamento”, área de intensa atividade de desmatamento que faz fronteira com o Cerrado (INPE, 2008).

2.2 Conjunto de Dados

O conjunto de dados utilizado (Tabela 1) constou de: (1) cobertura florestal, (2) uso e cobertura da terra, e (3) cicatrizes de fogo. Os dados foram centrados na seca ocorrida no ano de 2010 na Amazônia (MARENGO; ESPINOZA, 2016).

Tabela 1 - Modelo de modo paisagem.

Dado	Resolução Espacial	Tipo	Tempo	Fonte
Mapa de Cobertura Florestal	30 metros	Raster	2000 a 2015	Elaborado por Silva Junior (2018) a partir de Hansen et al. (2013)
Mapa de Uso e Cobertura da Terra	30 metros	Raster	2008, 2010 e 2012	Almeida et al. (2016)
Mapa de Cicatrizes de Fogo	250 metros	Raster	2007 a 2013	TREES/INPE

Todos os dados estão em Projeção Cônica de Igual Área de Albers e Datum SAD69. Nos tópicos abaixo todos os dados serão detalhados.

2.2.1 Mapa de Cobertura Florestal

Os mapas de cobertura florestal foram elaborados por Silva Junior (2018) a partir dos dados de porcentagem de cobertura de árvores referente ao ano 2000 (HANSEN et al., 2013) e à perda de cobertura florestal entre os anos de 2001 e 2015 (HANSEN et al., 2013). Os mapas são anuais e disponíveis entre 2000 e 2015 e possuem resolução espacial de 30 metros. Foram considerados no presente trabalho somente os dados entre 2000 e 2013.

2.2.2 Mapa de Uso e Cobertura da Terra

O dado de uso e cobertura da terra foram obtidos do Projeto TerraClass/INPE, referente aos anos de 2008, 2010 e 2012. As classes mapeadas pelo projeto constam basicamente das seguintes classes: agricultura, pasto, vegetação secundária, floresta, desmatamento do ano, áreas urbanas e áreas não-observadas (ALMEIDA et al., 2016). Os dados são distribuídos em resolução espacial de 30m.

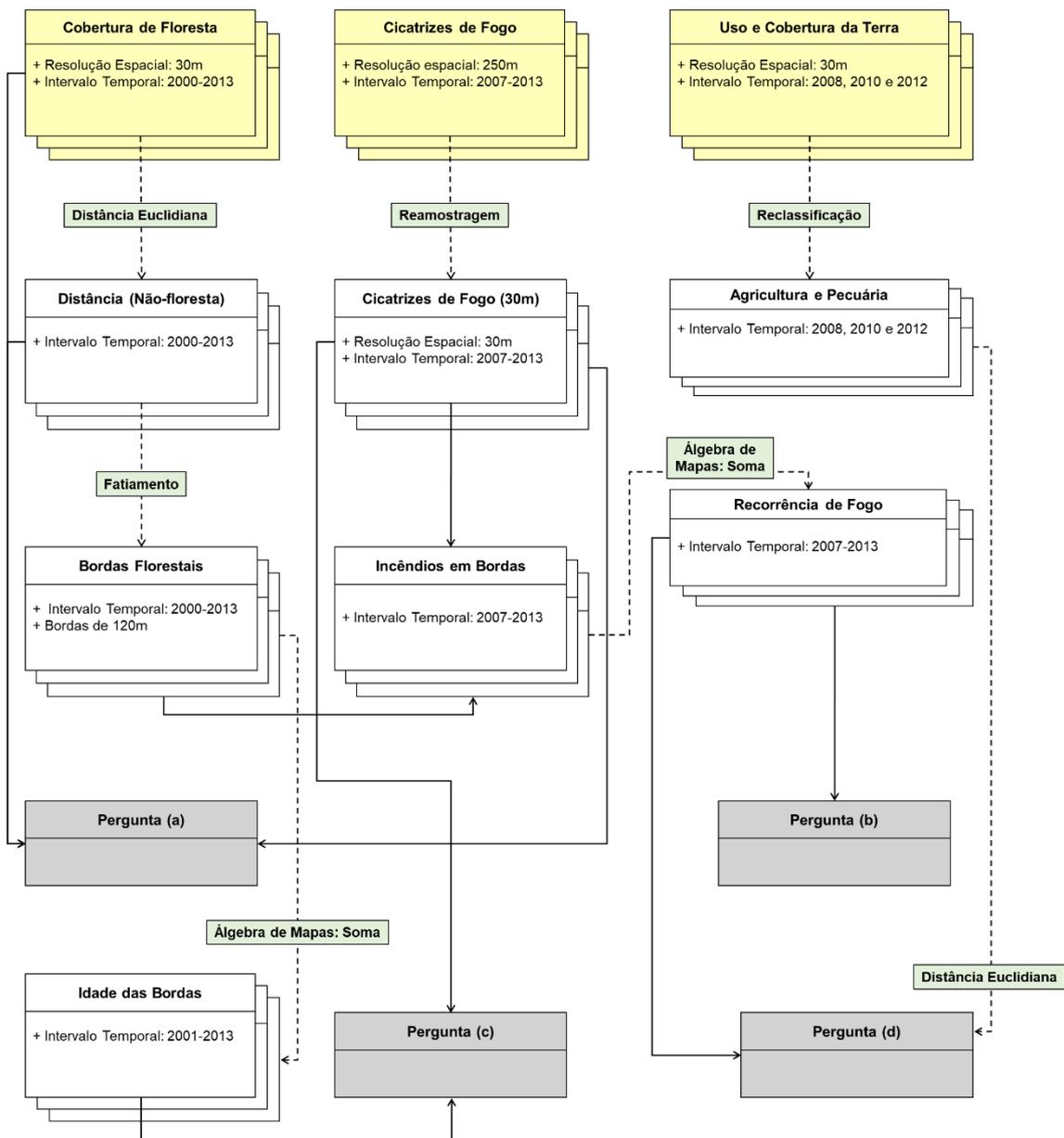
2.2.3 Mapa de Cicatrizes de Fogo

Os mapas de cicatrizes de fogo (ou áreas queimadas) foram elaborados pelo grupo TREES/INPE. O mapeamento segue a metodologia descrita por Anderson et al. (2015) e é baseada na aplicação do modelo linear de mistura espectral (SHIMABUKURO; SMITH, 1991) em imagens de superfície de reflectância do sensor MODIS (*Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer*), segmentação da fração sobre, e classificação não-supervisionada seguida de edição manual. Os dados estão disponíveis para os anos de 2007 a 2013 em resolução espacial de 250 metros. Todos os dados contam de uma imagem binária, onde as queimadas possuem valores iguais a “1” e as não queimadas valor “0”.

2.3 Métodos

A Figura 2.2 mostra o fluxograma do método utilizado. O fluxograma está organizado e é descrito de forma detalhada em função das perguntas propostas anteriormente.

Figura 2.2 – Fluxograma do método adotado durante o trabalho. Caixas amarelas são os dados de entrada, caixas verdes as operações realizadas, as caixas brancas os resultados das operações e caixas cinzas as perguntas propostas.

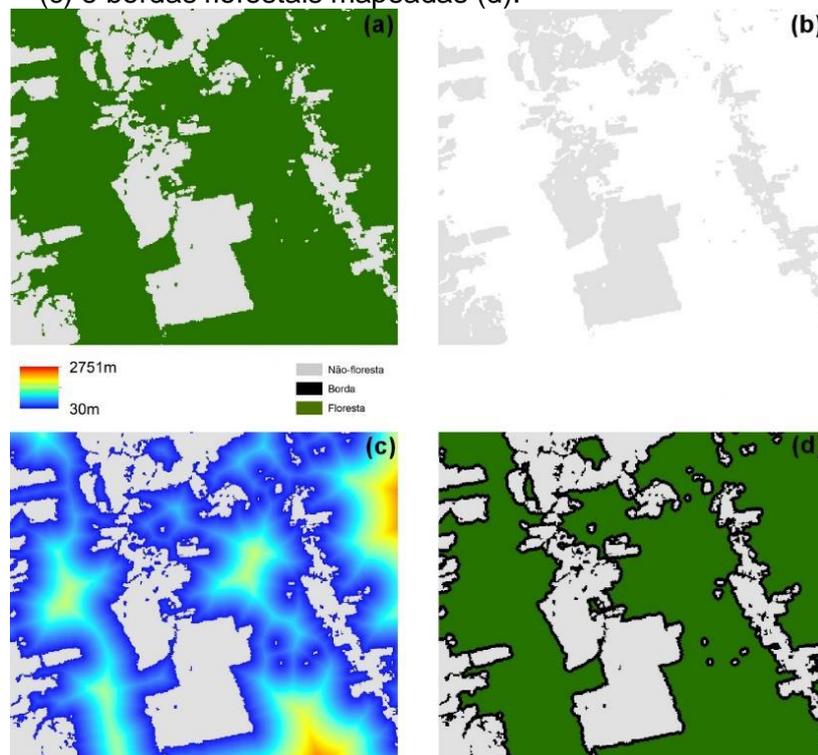


2.3.1 Pergunta (a): qual a penetrabilidade do fogo na floresta em anos normais e de seca?

Inicialmente foi realizado a reamostragem dos dados de cicatrizes de fogo (entre 2007 e 2013; resolução espacial original em 250m) para a resolução espacial de 30m por meio do método “Vizinho Mais Próximo”, compatibilizando este dado com os demais.

Em uma segunda etapa, a partir dos dados de cobertura de floresta (Figura 2.3a), entre os anos de 2000 e 2013, foi realizada uma reclassificação, atribuindo o valor “1” para os pixels correspondentes à classe não-floresta e “sem-dado” para a classe floresta (Figura 2.3b). A partir do dado gerado na etapa anterior foi calculada a distância euclidiana (Figura 2.3c) que posteriormente foi fatiada e agrupadas em três classes (Figura 2.3d): Não-floresta, distância igual a 0m; Bordas, distância entre 30m e 120m; e Floresta, distância maior que 120m. A profundidade de borda de 120m é relacionada à hipótese da contribuição do fogo para o aumento da perda dos estoques C em bordas florestais (LAURANCE, 1997; SILVA JUNIOR, 2018).

Figura 2.3 – Etapas para a identificação as bordas florestais. Classes de floresta e não-floresta (a), Classe de não-floresta isolada (b), distância euclidiana (c) e bordas florestais mapeadas (d).

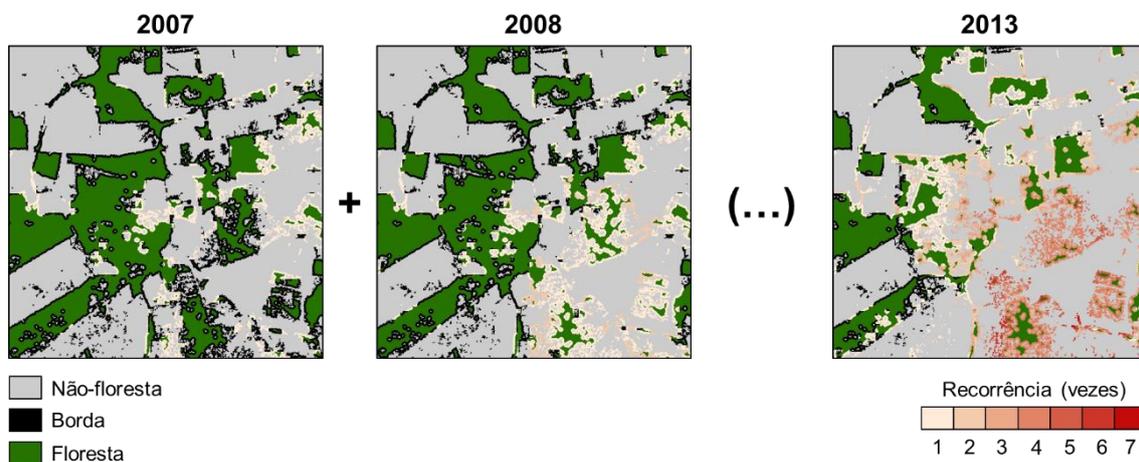


Os valores das distâncias euclidianas foram extraídos ano a ano através da sobreposição dos dados das cicatrizes de fogo (resolução espacial de 30m), distância euclidiana e cobertura florestal. Posteriormente, essas distâncias foram agrupadas em seis classes de distância: 30-120m, 120-240m, 240-360m, 360-480m, 480-600m e >600m.

2.3.2 Pergunta (b): qual a recorrência do fogo nas bordas florestais?

Para essa etapa, primeiramente os dados de cicatrizes de fogo (resolução espacial de 30 metros) foram separados em áreas de borda e interior da floresta, utilizando os dados obtidos na etapa 2.3.1 (a estrutura binária foi mantida para os dados de cicatrizes de fogo). Posteriormente, utilizando álgebra de mapas (BARBOSA, 1999), esses dados foram somados ano a ano entre 2007 e 2013 até ser obtido o mapa de recorrência referente ao ano de 2013 (Figura 2.4). Dessa maneira o resultado da soma foi equivalente à quantidade de vezes em que o fogo atingiu as áreas de borda e interior da floresta. O procedimento foi realizado para as bordas e interior da floresta.

Figura 2.4 – Esquema de cálculo da recorrência de fogo para as áreas das bordas florestais. As bordas na cor preto representam as criadas antes do ano.



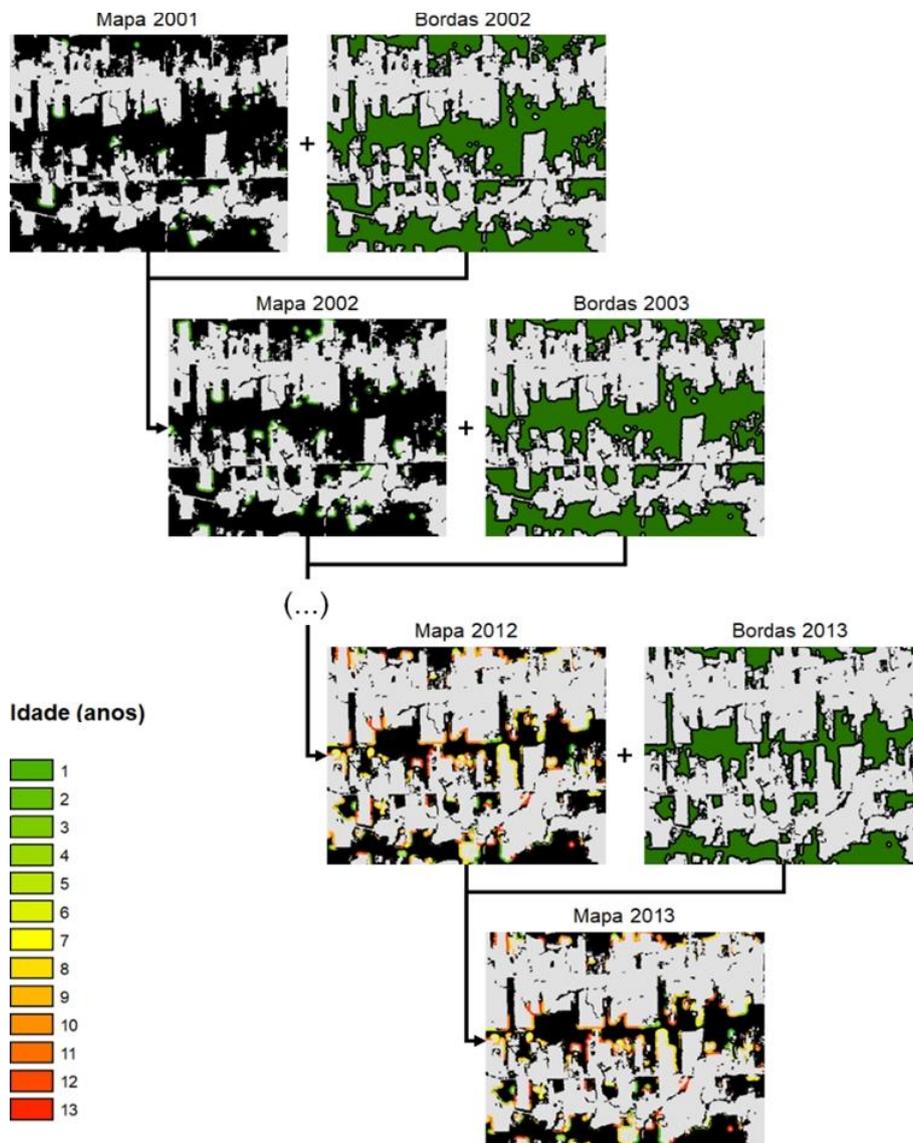
2.3.3 Pergunta (c): novas bordas são queimadas em sua totalidade no mesmo ano de sua criação?

Nessa etapa, foram consideradas somente as bordas criadas entre 2001 e 2013. Assim, foi atribuído como “sem-dados” às bordas correspondentes ao ano de 2000 que se mantiveram nos demais anos, pois não seria possível

identificar a idades dessas bordas, conforme sugere Numata et al. (2010). Dessa maneira, bordas naturais formadas em fronteiras com corpos hídricos ou com Cerrado, por exemplo, não foram incluídas nas análises.

Para a estimativa das idades das bordas florestais, foi necessário converter os mapas originais em mapas binários, onde foi atribuído o valor “1” para a classe borda e “0” para as classes de floresta e não-floresta. Em seguida, utilizando a álgebra de mapas, cada mapa binário a partir do ano de 2001, foi somado ao mapa do ano seguinte até que o ultimo mapa de idade foi obtido (ano de 2013), conforme descrito na Figura 2.5. Assim, a somatória final de cada mapa corresponde à idade das bordas florestais naquele ano.

Figura 2.5 – Metodologia para o cálculo das idades nas bordas florestais.

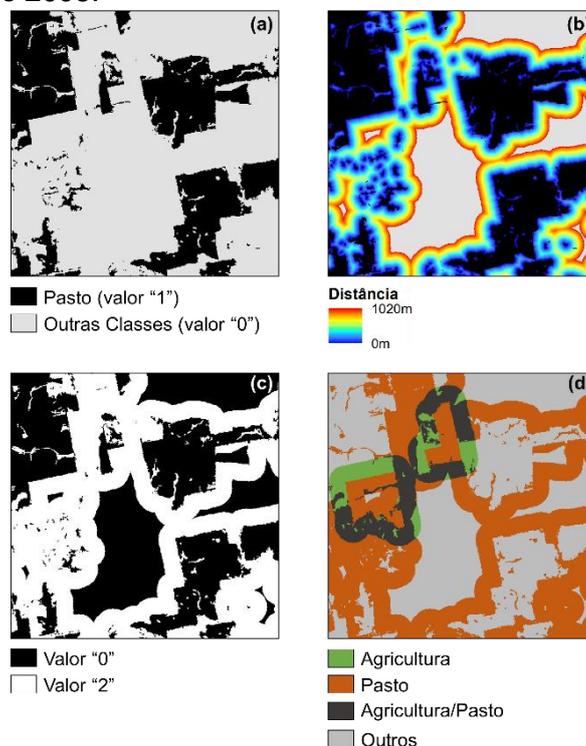


Posteriormente, foi feita a sobreposição ano a ano da dos mapas de idade das bordas florestais com os dados de cicatrizes de fogo na resolução de 30m. A área total das bordas queimadas foi quantificada para cada idade de borda. Para as bordas de um ano de idade, além da quantificação da porção queimada, também foi quantificada a respectiva área de borda não queimada.

2.3.4 Pergunta (d): as bordas florestais com maior recorrência de fogo fazem fronteira com áreas de agricultura ou pecuária?

Nessa etapa foi realizada inicialmente a reclassificação das classes originais dos mapas do Projeto TerraClass/INPE (anos de 2008, 2010 e 2012) (Figura 2.6a). Para as áreas agrícolas foi atribuído “1” para a classe “Agricultura Anual” e “sem-dado” para as demais classes. Para as áreas de pasto foi atribuído “1” para as classes “Pasto Limpo”, “Pasto Sujo”, “Regeneração com Pasto” e “Pasto com Solo Exposto”, e para as demais classes “sem-dado”.

Figura 2.6 – Etapas para identificação das áreas de influência das áreas agrícolas e de pasto. O exemplo refere-se ao processamento do dado de pasto para o ano de 2008.



A partir dos mapas obtidos na primeira etapa, foi calculada a distância euclidiana (Figura 2.6b) utilizando o limite de 1020m (34 pixels), sendo essa

distância baseada no trabalho de Cano-Crespo et al. (2015). Os mapas das distâncias euclidianas foram transformados em binários (Figura 2.6c), onde foi atribuído o valor “1” (“2” para as áreas de pasto) para as distâncias entre 30m e 1020m, e “0” para as distâncias iguais a zero ou as áreas correspondentes a “sem-dado”. Por fim, para cada mapa binário foi feita a soma entre o mapa relativo às distâncias das áreas agrícolas e das áreas de pecuária, resultando assim em mapas anuais com os valores “1” (distância das áreas agrícolas), “2” (distância das áreas de pasto), “3” (áreas distante até 1020m das áreas de agricultura e pecuária simultaneamente) e “0” (áreas não associadas a nenhuma das classes analisadas).

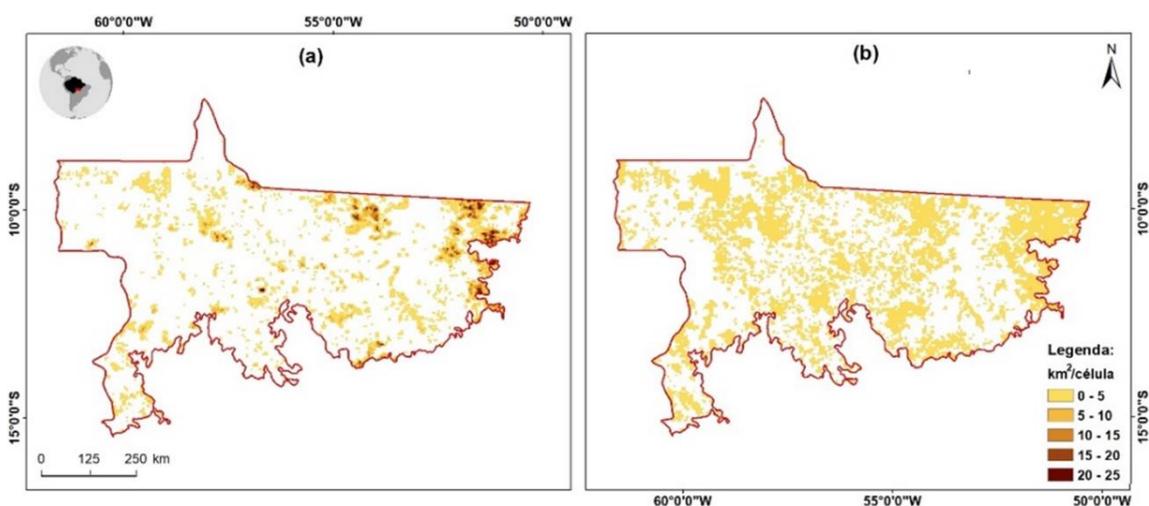
Por fim, os mapas criados na etapa anteriores foram sobrepostos aos mapas de recorrência de fogo nas bordas florestais para o ano de 2008, 2010 e 2012. Dessa forma foi possível quantificar as áreas com recorrência de fogo maior que duas vezes em função da distância das áreas de agricultura e pecuária.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Variação Espaço-temporal do Incêndios Florestais

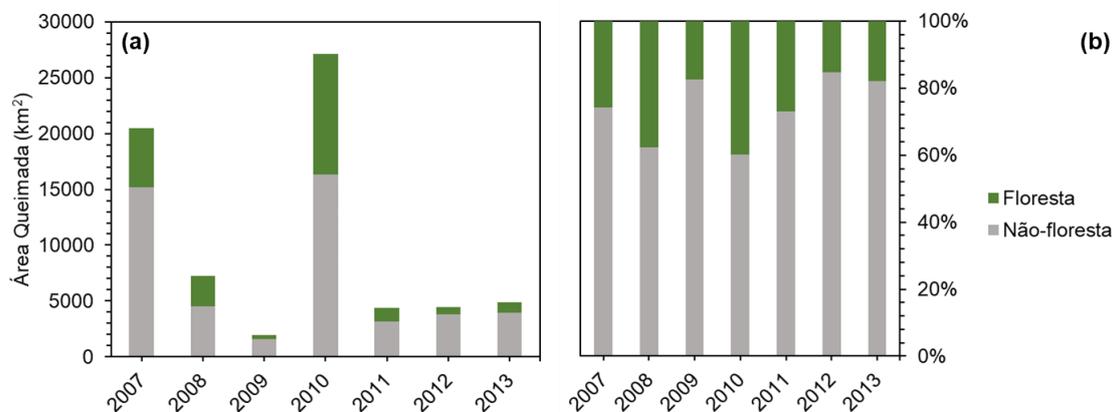
Os incêndios florestais no ano de 2010 (ano de seca; Figura 3.1a) concentraram-se principalmente na região Leste da área de estudo, no entorno do Parque Indígena do Xingu, atingindo até 24,8 km² de floresta queimada por célula. Por outro lado, a média dos incêndios florestais nos anos normais ocorreram de forma mais heterogênea ao longo de toda área de estudo (Figura 3.1b), com células de até 6,7 km² de floresta queimada (máximo 17,9 km² em 2008). Esse padrão espacial é similar ao observado em anos de seca para a escala da Bacia Amazônica (ARAGÃO et al., 2007).

Figura 3.1 – (a) Distribuição espacial dos incêndios florestais em 2010 (ano de seca). (b) Distribuição espacial da média dos incêndios florestais em anos normais. Dados adregados em células de 10 por 10km.



Na Figura 3.2a é apresenta a distribuição temporal das áreas queimadas divididas por classes de cobertura da terra. As áreas queimadas variaram de 1771 km² no ano de 2009 a 27.122 km² em 2010 (ano de seca) com uma média de 6943 ± 5635 km² ano⁻¹. Proporcionalmente as maiores áreas queimadas foram observadas na cobertura não florestal, variando de 60,1% (16.310 km²) em 2010 a 84,7% (3786 km²) em 2012 (Figura 3.2b).

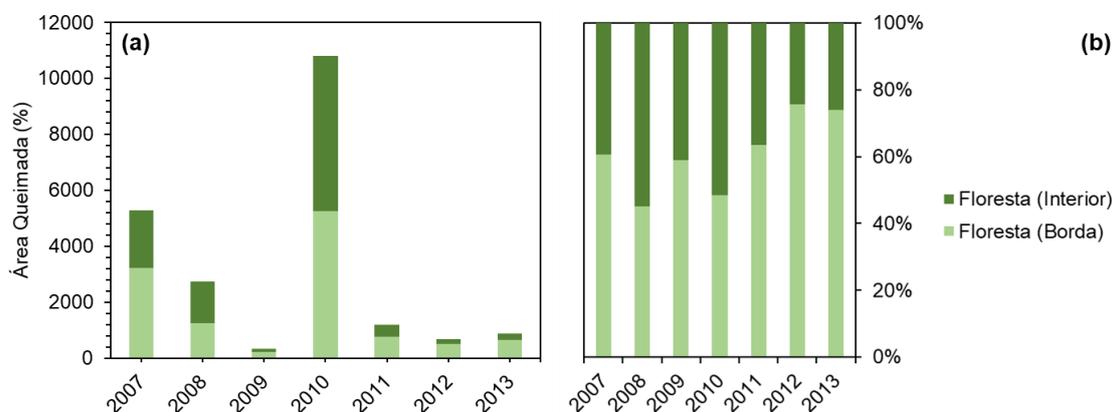
Figura 3.2 – (a) Distribuição temporal das áreas queimadas em cobertura de floresta e não-floresta entre os anos de 2007 e 2013. (b) Proporção das áreas queimadas nas coberturas de floresta e não-floresta entre os anos de 2007 e 2013.



Na cobertura de floresta, a proporção de áreas queimadas variou de 15,3% (682 km²) no ano de 2012 a 39,9% (10.812 km²) em 2010 (ano de seca) (Figura 3.2b). O padrão observado para o ano de 2012, considerado normal, corrobora o resultado de Lima et al. (2012) que identificaram apenas 11% de cicatrizes de fogo em cobertura de floresta em uma região de fronteira entre os estados de Rondônia e Mato Grosso. Por outro lado, no ano de 2010 o aumento das áreas de florestas queimadas é semelhante ao encontrado por Aragão et al. (ARAGÃO et al., 2018) para a escala da Amazônia Brasileira, ocorrendo devido ao aumento da suscetibilidade da vegetação ao fogo, causado pelo déficit hídrico (ANDERSON, 2012; ARAGÃO et al., 2014).

A Figura 3.3a mostra a variação temporal dos incêndios florestais separados por regiões de borda e interior da floresta. Na região das bordas, as áreas de floresta queimadas variaram de 203 km² no ano de 2009 a 5248 km² em 2010 (ano de seca) com uma média de 1686±1722 km² ano⁻¹. Na região do interior da floresta as áreas queimadas variaram de 141 km² em 2009 para 5564 km² em 2010 com uma média de 1444±1821 km² ano⁻¹.

Figura 3.3 – (a) Distribuição temporal dos incêndios florestais nas bordas e interior da floresta entre os anos de 2007 e 2013. (b) Proporção dos incêndios florestais nas bordas e interior da floresta entre os anos de 2007 e 2013.



De forma geral, a maior proporção dos incêndios florestais foi observada nas bordas florestais em anos normais (salvo 2008 com 45%), variando entre 59 e 76%. Em 2010 (ano de seca) as áreas de floresta queimadas foram proporcionalmente mais equilibradas com 49% observadas em bordas florestais e outros 51% no interior da floresta. Considerando o total de bordas no ano de 2013 (51.257 km²; incluindo as bordas do ano de 2000), uma proporção de 15,7% (8056 km²) foi queimada entre os anos de 2007 e 2013.

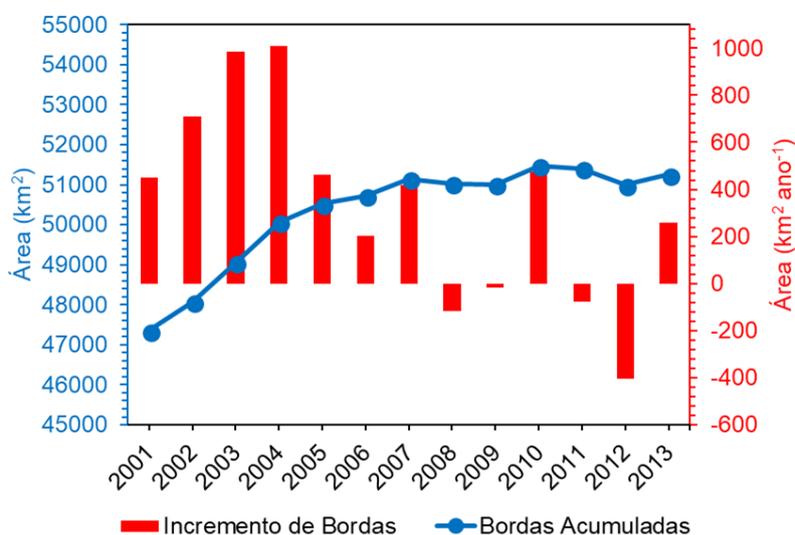
A maior proporção de incêndios florestais nas bordas florestais (120 metros de profundidade) para os anos normais se contrapõe a estudos anteriores que atribuem às profundidades de 1000m como sendo a de ocorrência significativa de fogo (COCHRANE, 2001; COCHRANE; LAURANCE, 2002; ARMENTERAS; GONZÁLEZ; RETANA, 2013; ARMENTERAS et al., 2017; SILVA JUNIOR et al., 2018). Essa diferença pode ser relacionada à resolução dos dados utilizados por esses autores, focos de calor na resolução de 1km.

Os incêndios em bordas florestais são mais frequentes devido à maior mortalidade de árvores (aumento de combustível disponível) e alteração do microclima (mais quente e menos úmido) que facilitam a propagação do fogo nessas áreas em relação ao interior da floresta (LAURANCE et al., 2017).

3.2 Dinâmica da Formação das Bordas Florestais

No ano de 2000 as bordas florestais acumuladas na área de estudo totalizaram 46.911 km². Entre 2001 e 2007 foi observado um acentuado crescimento dessas áreas, passando de 47.360 km² em 2001 para 51.142 km² em 2007, com uma média de 49.562±1329 km² ano⁻¹ (Figura 3.4). No entanto, entre 2008 e 2013 foi observada uma estabilização nas bodas acumuladas, passando de 51.027 km² em 2007 para 51.257 km² em 2013, com uma média de 51.197±196 km² ano⁻¹ (Figura 3.4).

Figura 3.4 – Evolução das bordas acumuladas entre os anos de 2001 e 2013 (incluídas as bordas do ano 2000; linha azul). As barras vermelhas são os incrementos ou remoção de bordas entre os anos de 2001 e 2013.



Em relação aos incrementos anuais de bordas entre 2001 e 2013, um valor máximo de 1009 km² foi observado em 2010 e um mínimo de -405 km² em 2012, com uma média de 334±406 km² ano⁻¹ (Figura 3.4). Os maiores valores de incrementos foram observados entre 2001 e 2007 (604±283 km² ano⁻¹) e os menores valores entre os anos de 2008 a 2013 (19±280 km² ano⁻¹). No período entre 2008 e 2013 foram observados decréscimos de bordas florestais nos anos de 2008, 2009, 2011 e 2012, indicando a remoção de bordas florestais criadas em anos anteriores.

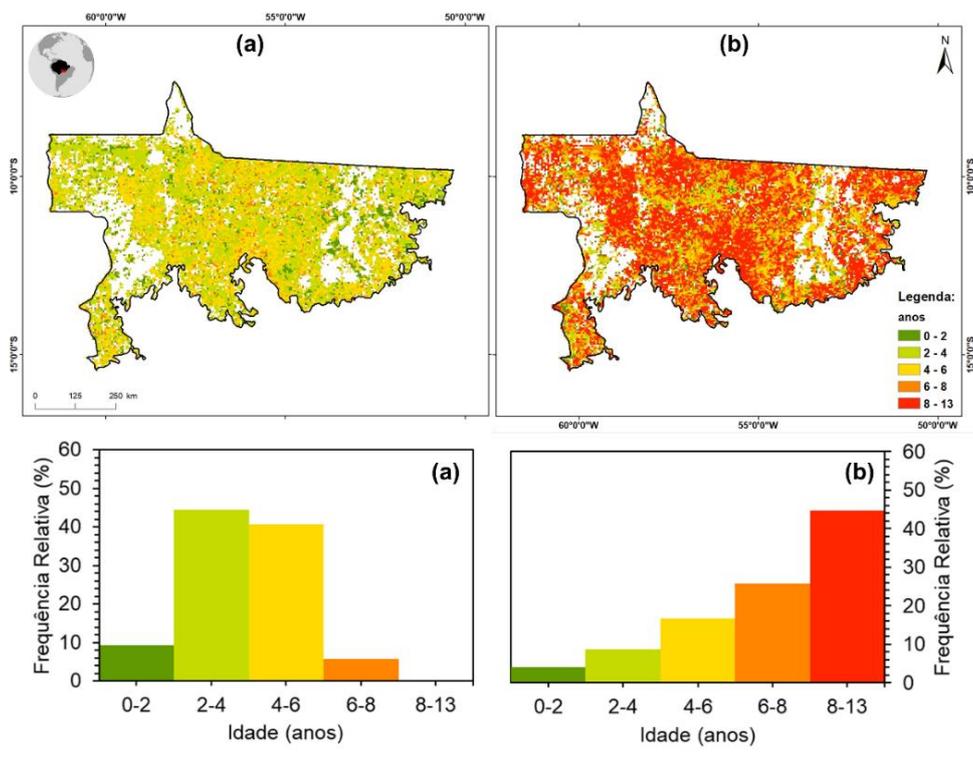
Os padrões observados anteriormente para a quantidade de bordas acumulada, são resultado do processo de erosão destas, devido ao

desmatamento. Na Bacia Amazônica, por exemplo, Silva Junior (2018) observou uma redução média de 42,8% das bordas florestais após 12 anos de sua criação, 80% após 10 anos, conforme demonstrado por Numata et al. (2009) no estado de Rondônia, e 70% após 13 anos por Hissa et al. (2016) na região de entorno da Rodovia BR-163 no estado do Pará.

Em relação aos incrementos anuais de borda, estes estão associados aos padrões espaciais e temporais do desmatamento à cada ano (NUMATA et al., 2009). O padrão de desmatamento associado a grandes fazendas agrícolas e de gado, semelhante ao estado de Mato Grosso, tende a produzir cinco vezes menos bordas florestais que outros padrões (LAURANCE; LAURANCE; DELAMONICA, 1998). O fato apresentado anteriormente associado ao aumento do desmatamento em pequena escala (KALAMANDEEN et al., 2018) (causando possivelmente a remoção de fragmentos florestais) pode explicar os decréscimos observados nos anos de 2008, 2009, 2011 e 2012.

A Figura 3.5 mostra a distribuição espacial e os respectivos histogramas das idades das bordas no ano de 2007 e 2013. No ano de 2007 (Figura 3.5a) as bordas florestais eram compostas principalmente por idades entre dois e oito anos (91%; bordas de idade intermediária). Nesse mesmo ano cerca de 9% das bordas eram compostas por idade de até dois anos, concentradas principalmente na fronteira com o Parque Indígena do Xingu e na região Oeste da área de estudo. Entretanto, em 2013 foi observado um acentuado envelhecimento das bordas florestais, com 45% delas compostas por idade superior a oito anos, distribuídas principalmente nas áreas de desmatamento consolidado. As bordas com idades intermediárias (entre dois e oito anos) totalizaram 51% contra 4% com idade de até dois anos, estas últimas distribuídas de forma desigual na área de estudo.

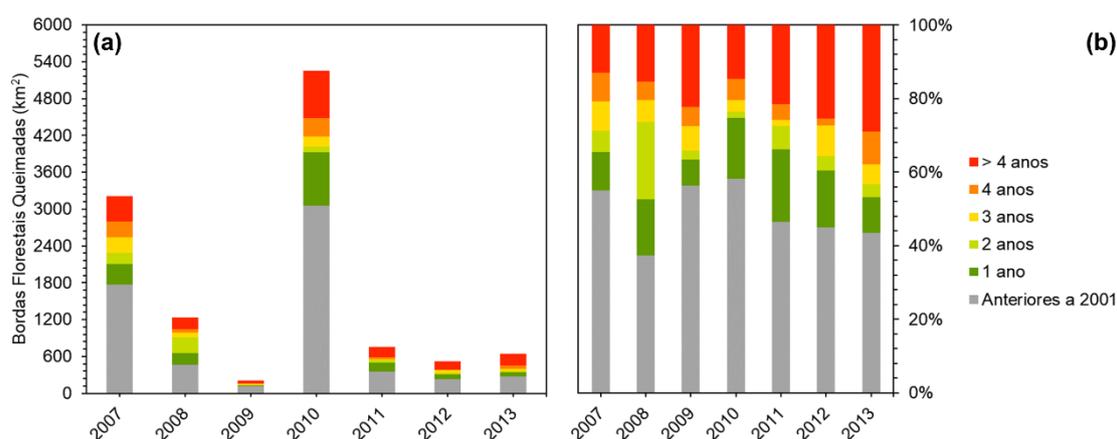
Figura 3.5 – Idades das bordas florestais no ano de 2007 e 2013. (a) Distribuição espacial da idade das bordas florestais no ano de 2007. (b) Distribuição espacial da idade das bordas florestais no ano de 2013. (c) Histograma da idade das bordas florestais no ano de 2007. (c) Histograma da idade das bordas florestais no ano de 2013.



Segundo Numata et al. (2009), os padrões e estágios do desmatamento definem a composição e a distribuição espacial da idade das bordas florestais, o que explica as diferentes distribuições observadas anteriormente. Como exemplo pode-se destacar as bordas com idade entre 5 e 13 anos, que tem localização em áreas onde o desmatamento já foi consolidado, ou seja, onde o desmatamento não está mais ativo (áreas para desmatamento indisponível). A desaceleração do desmatamento observado a partir de 2004 com a implementação do Plano de Ação para Prevenção e Controle do Desmatamento na Amazônia Legal (PPCDAm) (MMA, 2013), a melhoria em sistemas de monitoramento e fiscalização do desmatamento (MELLO; ARTAXO, 2017), além da moratória da soja e da carne (NEPSTAD et al., 2014; GIBBS et al., 2015) podem ter contribuído para o envelhecimento das bordas florestais observado no ano de 2013.

Na Figura 3.6a é apresentada a variação temporal dos incêndios florestais na região das bordas, classificadas por suas respectivas idades. De forma geral, das bordas florestais queimadas entre 2007 e 2013, a maior proporção ocorreu em bordas com idade superior a 13 anos (correspondentes às bordas criadas antes do ano 2001), variando de 37% (462,2 km²) em 2008 para 58% (3052,3 km²) em 2010 (Figura 3.6a e 3.6b). Seguindo esse mesmo padrão as bordas com idade entre 5 e 13 anos representaram entre 13% (413,3 km²) em 2007 a 29% (184,7 km²) em 2013. Por outro lado, as bordas de um ano (bordas criadas no mesmo ano analisado) representaram entre 7% (2009; 14,2 km²) e 20% (2011; 148,5 km²) de todas as bordas queimadas. As bordas com idade entre dois e quatro anos apresentaram as menores proporções em relação ao total de bordas queimadas a cada ano.

Figura 3.6 – (a) Variação temporal da área dos incêndios em bordas florestais, classificadas por suas respectivas idades. (b) Proporção dos incêndios.



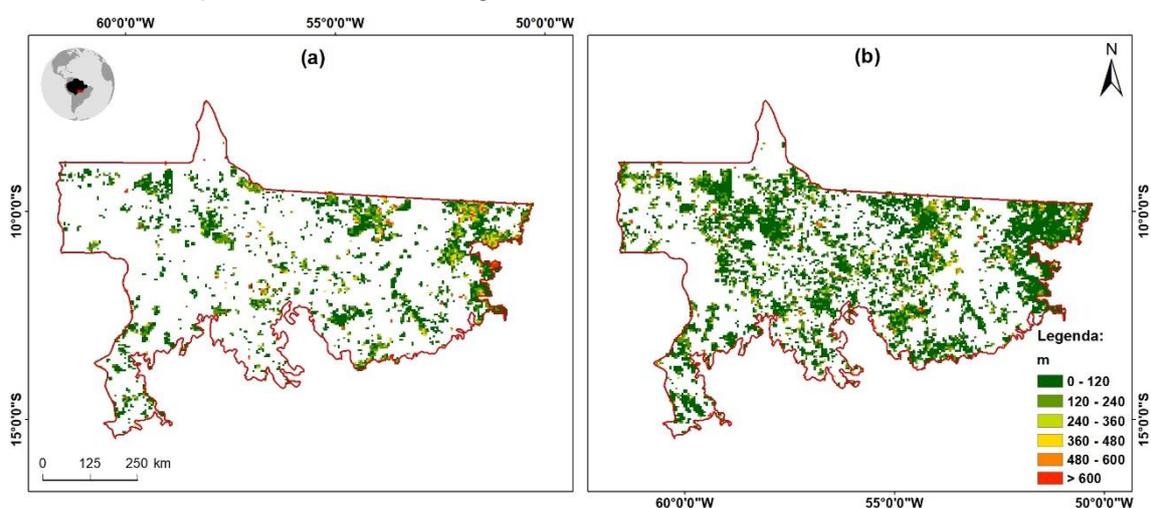
A distribuição dos incêndios florestais observados anteriormente em função da idade das bordas pode ser resultado do padrão do uso do fogo posteriormente ao desmatamento. Bordas de uma ano, por exemplo, podem ser resultado do escape do fogo das áreas recém desmatadas, enquanto as bordas mais antigas (idade superior a quatro anos) podem ser resultado do manejo das áreas produtivas adjacentes (LIMA et al., 2012).

3.3 Penetrabilidade do Fogo na Floresta em Anos Normais e de Seca

Especialmente, no ano de 2010 (ano de seca) os incêndios florestais com mais de 600 metros de distância das bordas florestais ocorreram principalmente na

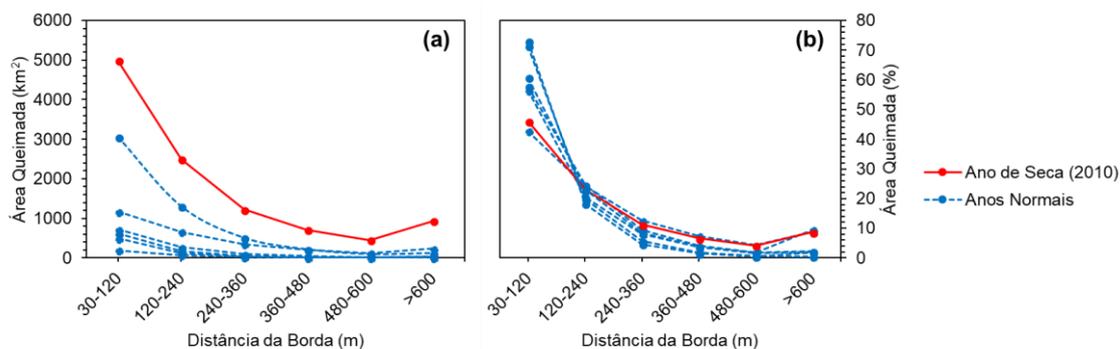
região Leste da área de estudo, próximo ao Parque Indígena do Xingu (Figura 3.7a). Por outro lado, nos anos normais (Figura 3.7b) os incêndios florestais com mais de 600 metros de distância das bordas florestais ocorreram principalmente no entorno do Parque Indígena do Xingu e de forma mais pulverizada na região Oeste da área de estudo. De forma geral, no ano de seca e nos anos normais os incêndios florestais com penetrabilidade entre 120 e 600 metros apresentaram o mesmo padrão de distribuição espacial.

Figura 3.7 – (a) Distribuição espacial da penetrabilidade do fogo nas áreas de floresta em 2010 (ano de seca). (b) Distribuição espacial da média da penetrabilidade do fogo nas áreas de floresta nos anos normais.



Em média $1043 \pm 946 \text{ km}^2 \text{ ano}^{-1}$ de floresta queimada foram observadas nos 120 metros das bordas florestais em anos normais, totalizando uma proporção de 43% de todos os incêndios florestais no ano de 2008 e 73% no ano de 2012 (Figura 3.8a). Por outro lado, em 2010 (ano de seca) foram observados 4991 km^2 de áreas queimadas nos primeiros 120 metros das bordas florestais, entretanto, representando uma proporção de apenas 46% de todos os incêndios florestais nesse mesmo ano (Figura 3.8b).

Figura 3.8 – (a) Distribuição da área dos incêndios florestais por classes de distância da borda. (b) Proporção das áreas.



Incêndios florestais entre 120 e 600 metros das bordas florestais totalizaram uma proporção entre 49% do total das áreas queimadas no ano de 2008 e 25% no ano de 2012. Para a distância de borda maior que 600 metros foi observada uma média de $72 \pm 83 \text{ km}^2 \text{ ano}^{-1}$ de áreas de floresta queimadas contra 942 km^2 para a mesma distância em 2010 (ano de seca). Proporcionalmente, 1% dos incêndios foram observados para a distância de borda maior que 600 metros no ano de 2013 e 9% nos anos de 2008, 2009 e 2010.

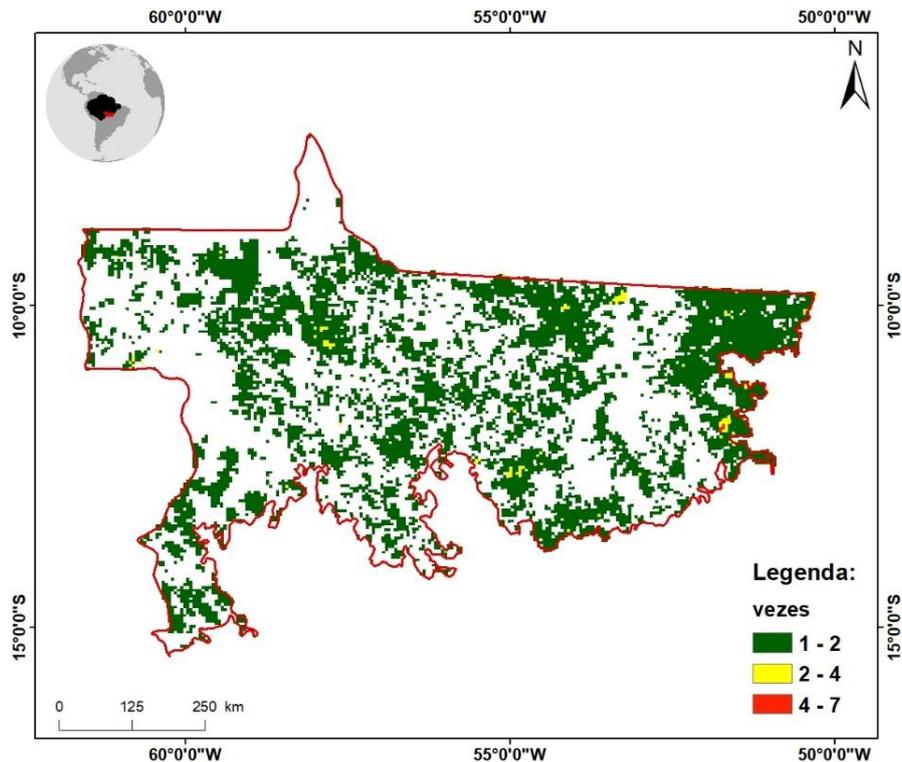
A maior ocorrência de incêndios florestais observados até 240m das bordas é possivelmente resultado de alterações adversas dos gradientes ambientais como a luz, temperatura, vento e umidade (BROADBENT et al., 2008), aumentando a mortalidade da vegetação e consequentemente a carga de combustível disponível, predispondo estas áreas à ocorrência de fogo (COCHRANE, 2003; LAURANCE et al., 2011). Por outro lado, em anos de seca, devido ao déficit hídrico da vegetação (ANDERSON, 2012; ARAGÃO et al., 2014), ocorre o aumento da produção de serapilheira e mortalidade de árvores (combustível disponível) no interior da floresta (NEPSTAD et al., 2007; BRANDO et al., 2008; PHILLIPS et al., 2009), o que explica o avanço do fogo para as áreas no interior da floresta.

3.4 Recorrência do Fogo nas Bordas Florestais

A Figura 3.9 mostra a distribuição espacial das recorrências de fogo nas bordas florestais no ano de 2013 (último ano da série analisada). As recorrências de

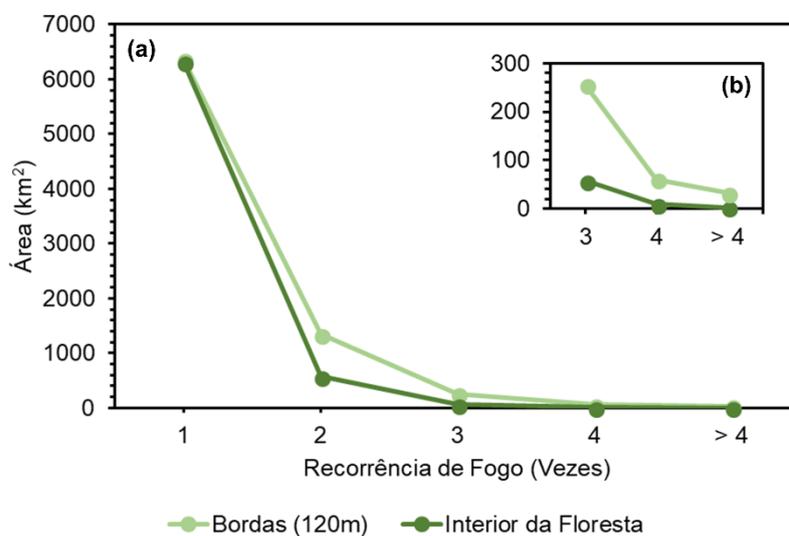
fogo de até 2 vezes foram observadas ao longo de toda a áreas de estudo. No entanto, as recorrências maiores que 2 vezes concentraram-se principalmente nas áreas próximas à pastos.

Figura 3.9 – Distribuição espacial da recorrência de fogo nas bordas florestais contabilizadas entre o ano de 2007 e 2013.



De forma geral, tanto nas bordas quanto no interior da floresta as maiores áreas de recorrência são as de uma única queima, 6361 km² (79% das áreas de recorrência) e 6305 km² (91% das áreas de recorrência), respectivamente (Figura 3.10a). As áreas com duas recorrências de fogo representaram 17% nas bordas florestais e 8% no interior da floresta, com áreas de 1347 km² e 570 km², respectivamente. Em relação às recorrências superiores a duas vezes, as maiores áreas foram observadas nas bordas florestais com 348 km² contra 69 km² no interior da floresta, ou seja, uma área 505% maior nas bordas comparado ao interior da floresta (Figura 3.10b).

Figura 3.10 – (a) Quantificação das áreas de recorrência de fogo nas bordas e interior da floresta. (b) Detalhe das áreas de recorrência de fogo entre três e sete vezes.

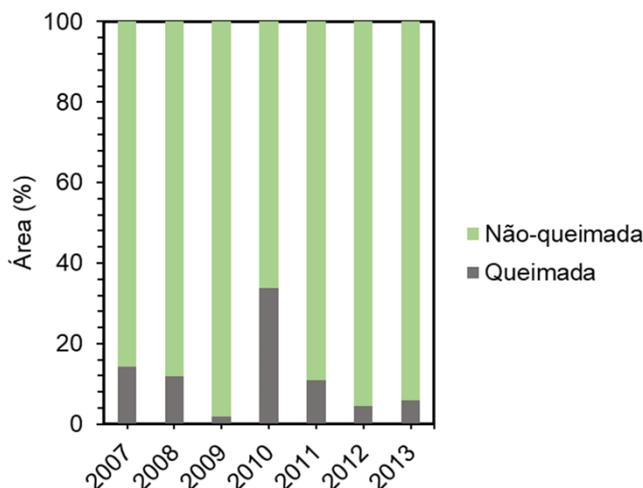


Esse fato evidencia que possivelmente as áreas de bordas florestais tenham seus estoques de carbono mais impactados do que as áreas do interior da floresta, visto que quanto maior a frequência de fogo maior a perda desses estoques, o que reduz também a sua recuperação ao longo do tempo (RAPPAPORT et al., 2018). Brando et al. (2014), por exemplo, encontraram uma redução de 12% e 30% nos estoques de C, em áreas de floresta queimadas experimentalmente no estado de Mato Grosso uma e três vezes ao ano, respectivamente. Assim, as áreas de bordas apresentam um importante papel como fonte de carbono para a atmosfera.

3.5 Criação das Bordas Florestais e sua Relação com o Fogo

A Figura 3.11 mostra a proporção das bordas de um ano de idade (novas bordas em cada ano) queimadas e não queimadas. Nos anos normais foi observada uma proporção mínima de bordas queimadas de 2% para o ano de 2009 e 14% em 2007, com uma área de 14,2 km² e 330,2 km², respectivamente. Em 2010 (ano de seca) foi observada uma proporção de 34% (876,3 km²) de bordas queimadas.

Figura 3.11 – Proporção das bordas florestais de um ano (criadas no mesmo ano) separadas na classe queimada e não-queimada.



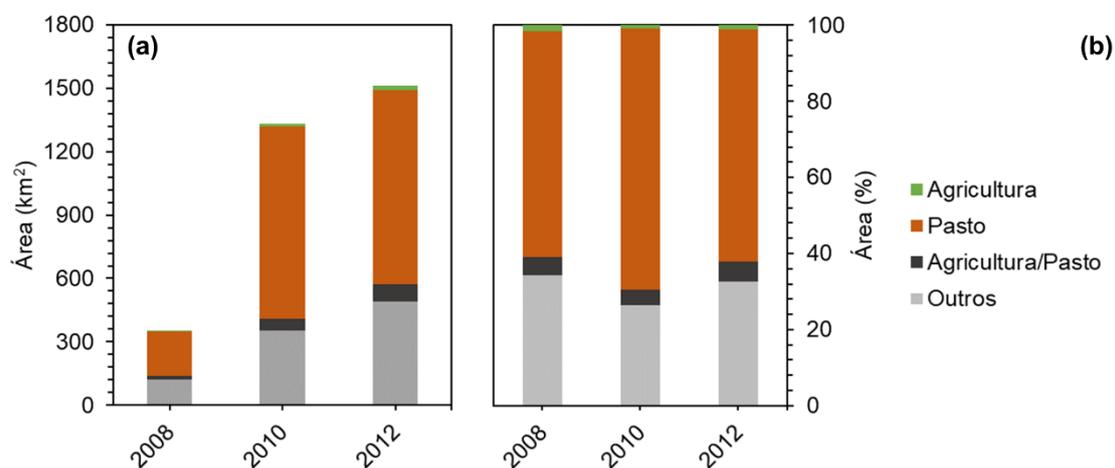
O padrão observado anteriormente pode indicar que o escape do fogo das queimadas associadas à áreas de desmatamento recente (LIMA et al., 2012) podem não estar associadas à ocorrência de fogo em bordas florestais criadas no mesmo ano de desmatamento. No entanto, o escape pode ser maximizado em anos de seca, evidenciado pela maior proporção de bordas queimadas no ano de 2010.

É possível ainda, que essas bordas à medida que envelheçam possam ser queimadas ao longo do tempo, quando as áreas desmatadas em seu tenham seu uso consolidado, possibilitando assim o escape do fogo.

3.6 Recorrência de Fogo nas Bordas Florestais e Sua Relação com as Áreas Agrícolas e Pecuárias

A Figura 3.12 mostra a área e proporção das bordas com recorrência de fogo maiores que duas vezes à pelo menos um quilometro das áreas de agricultura e pecuária. A maior proporção das bordas com recorrência de fogo superiores à duas vezes estavam a pelo menos um quilometro das áreas de pasto, variando entre 59% (2010,7 km²) em 2008 e 68% em 2010 (912,5 km²; ano de seca). As menores proporções foram observadas para as áreas agrícolas, variando entre 1% em 2010 (5,6 km²; ano de seca) e 2% em 2008 (5,6 km²).

Figura 3.12 – (a) Área das bordas florestais com recorrência de fogo igual ou superior a duas vezes à pelos menos 1020m das áreas de agricultura e pasto. (b) Proporção das áreas.



Entre 33% (492,2 km² em 2012) e 34% (121,8 km² em 2008) das bordas com recorrência superior à duas vezes não estavam dentro do raio de um quilômetro das áreas agrícolas e pecuárias. Entretanto entre 4% (55,4 km² em 2010) e 5% (16,9 km² em 2012 e 79,4 km² em 2012) estavam a pelo menos um quilômetro simultaneamente das áreas agrícolas e pecuárias. Ano de 2010 levemente maior

O padrão encontrado para as áreas de pasto corrobora os resultados encontrados anteriormente por Cano-Crespo et al. (2015) nos estados de Rondônia, Mato Grosso e Pará, e por Rosan et al. (2017) no estrado do Pará, indicando maior escape do fogo das áreas de manejo das áreas de pasto. Por outro lado, a menor contribuição das áreas agrícolas pode ser explicada pela mecanização do cultivo que não utiliza o fogo para o manejo (ARAGÃO; SHIMABUKURO, 2010).

4 INCERTEZAS

As incertezas do presente trabalho são resultadas principalmente dos dados utilizados. Os dados de cicatrizes de fogo, por exemplo, possuem resolução espacial original de 250m, que podem principalmente nas áreas de bordas aqui adotadas (120m de profundidade) superestimar às áreas de incêndios florestais.

Embora o estado do Mato Grosso possua características semelhantes à outras regiões da Bacia Amazônica, dentro dos domínios brasileiros, a extrapolação dos resultados aqui encontrados tem que ser feita de forma conservadora. Análises em outras regiões da Amazônia Brasileira necessitem ser feitas para confirmação dos resultados aqui obtidos.

5 CONCLUSÕES

Na região norte do estado do Mato Grosso, existe o predomínio da ocorrência de fogo em áreas de coberturas não florestais em anos normais. Entretanto, em anos de seca a proporção de incêndios florestais aumentam em relação à ocorrência de fogo em áreas não florestais. Dos incêndios florestais, a maior proporção ocorre em bordas florestais com profundidade de 120m, exceto em anos de seca, quando a proporção entre os incêndios nas bordas e no interior da floresta é mais equilibrada.

Considerando o último ano de análise (2013), a área de estudo apresentou bordas florestais em sua maioria antigas, com idade superior a seis anos. Esse fato é decorrente do processo de desaceleração do desmatamento, que diminuiu proporcionalmente a criação de novas bordas. Bordas com idade superior a 13 anos foram proporcionalmente as que apresentaram as maiores áreas queimadas, seguida das bordas com idade superior a quatro anos.

Foi observado que proporcionalmente a maioria dos incêndios florestais na área de estudo ocorreram em até 120m das bordas florestais, em anos normais e de seca. No ano de seca, os incêndios florestais localizados à mais de 600m apresentaram uma área muitas vezes maior que as áreas calculadas para os

anos normais. Esse fato evidencia uma maior penetrabilidade do fogo na floresta em anos de seca em detrimento dos anos normais.

As ocorrências únicas de fogo foram dominantes nas bordas e no interior da floresta. Por outro lado, as áreas com recorrência de fogo maiores que duas vezes foram dominantes nas áreas de borda em comparação ao interior da floresta. Esse fato evidencia que possivelmente as áreas de bordas florestais tenham seus estoques de carbono mais impactados do que as áreas do interior da floresta, visto que quanto maior a frequência de fogo maior a perda desses estoques, o que reduz também a sua recuperação ao longo do tempo.

Embora o uso do fogo esteja associado à limpeza de novas áreas desmatadas, podendo resultar no escape do fogo para as áreas de floresta adjacentes, na área de estudo aqui analisada, apenas uma fração mínima das bordas florestais criadas a cada ano foram queimadas, embora essa fração possa aumentar em anos de seca.

Na área de estudo, foram encontradas evidências do escape de fogo das áreas de manejo do pasto, devido à associação encontrada entre as áreas de pasto adjacentes e as recorrências de fogo com recorrência de fogo maior que duas vezes nas bordas florestais.

Baseado nos resultados aqui encontrados, a ocorrência de fogo pode explicar a acentuada perda de estoques de carbono observada por Silva Junior (2018) em relação às perdas observadas por Laurance et al. (1998). Por fim, baseados nos resultados encontrados, ações para prevenir e gerenciar o fogo nessa região são necessárias, principalmente em áreas onde existe o predomínio de pecuária.

5.1 Trabalhos Futuros

Para trabalhos futuros, técnicas de análise espacial mais robustas podem ser aplicadas ao conjunto de dados aqui gerados para a obtenção de evidências mais acuradas que possibilitem entender melhor a relação entre as bordas florestais e o fogo.

É necessário também o uso de dados de cicatrizes de fogo na mesma resolução dos dados de cobertura florestal e de uso e cobertura da terra aqui utilizados.

Por fim, para trabalhos futuros, é necessário o uso de outros conjuntos de dados, como a cobertura de floresta derivada do PRODES /INPE e os dados de uso e cobertura da terra do Projeto MapBiomass. O uso e avaliação de dados de diferentes fontes é necessário para avaliar o quanto cada fonte de dados pode influenciar nos resultados.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALMEIDA, C. A. de; COUTINHO, A. C.; ESQUERDO, J. C. D. M.; ADAMI, M.; VENTURI, A.; DINIZ, C. G.; DESSAY, N.; DURIEUX, L.; GOMES, A. R. High spatial resolution land use and land cover mapping of the Brazilian Legal Amazon in 2008 using Landsat-5/TM and MODIS data. **Acta Amazonica**, v. 46, n. 3, p. 291–302, set. 2016. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0044-59672016000300291&lng=en&tlng=en>.

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.; BERENGUER, 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.; BERENGUER, 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, 13 dez. 2018. Disponível em: <<http://www.nature.com/articles/s41467-017-02771-y>>.

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.

ARAGÃO, L. E. O. C.; SHIMABUKURO, Y. E. The incidence of fire in Amazonian forests with implications for REDD. **Science (New York, N.Y.)**, v. 328, n. June, p. 1275–1278, 4 jun. 2010. Disponível em: <<http://fireecologyjournal.org/journal/abstract/?abstract=113>>. 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>>.

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.

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>>.

BERENQUER, 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>>.

BRANDO, P. M.; NEPSTAD, D. C.; DAVIDSON, E. A.; TRUMBORE, S. E.; RAY, D.; CAMARGO, P. Drought effects on litterfall, wood production and belowground carbon cycling in an Amazon forest: results of a throughfall reduction experiment. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 363, n. 1498, p. 1839–1848, 2008. Disponível em: <<http://rstb.royalsocietypublishing.org/cgi/doi/10.1098/rstb.2007.0031>>.

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>>.

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.

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>.

EMBRAPA - EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Perguntas e respostas: O que é a seca?** Disponível em: <<https://www.embrapa.br/tema-convivencia-com-a-seca/perguntas-e-respostas>>. Acesso em: 1 jan. 2018.

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>>.

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>>.

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.; 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.; 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.

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>>.

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>>.

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.

KALAMANDEEN, M.; GLOOR, E.; MITCHARD, E.; QUINCEY, D.; ZIV, G.; SPRACKLEN, D.; SPRACKLEN, B.; ADAMI, M.; ARAGÃO, L. E. O. C.;

- GALBRAITH, D. Pervasive Rise of Small-scale Deforestation in Amazonia. **Scientific Reports**, v. 8, n. 1, p. 1600, 25 dez. 2018. Disponível em: <<http://www.nature.com/articles/s41598-018-19358-2>>.
- 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.
- 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.; 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.; 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>>.
- 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.
- 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>>.
- 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>>.

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.

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>>.

NEPSTAD, D. C.; TOHVER, I. M.; RAY, D.; MOUTINHO, P.; CARDINOT, G. Mortality of large trees and lianas following experimental drought in an Amazon forest. **Ecology**, v. 88, n. 9, p. 2259–2269, set. 2007. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1890/06-1046.1>>.

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>>.

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>>.

PHILLIPS, O. L.; ARAGAO, L. E. O. C.; LEWIS, S. L.; FISHER, J. B.; LLOYD,

J.; LOPEZ-GONZALEZ, G.; MALHI, Y.; MONTEAGUDO, A.; PEACOCK, J.; QUESADA, C. a; VAN DER HEIJDEN, G.; ALMEIDA, S.; AMARAL, I.; ARROYO, L.; AYMARD, G.; BAKER, T. R.; BANKI, O.; BLANC, L.; BONAL, D.; BRANDO, P.; CHAVE, J.; DE OLIVEIRA, A. C. A.; CARDOZO, N. D.; CZIMCZIK, C. I.; FELDPAUSCH, T. R.; FREITAS, M. A.; GLOOR, E.; HIGUCHI, N.; JIMENEZ, E.; LLOYD, G.; MEIR, P.; MENDOZA, C.; MOREL, A.; NEILL, D. A.; NEPSTAD, D.; PATINO, S.; PENUELA, M. C.; PRIETO, A.; RAMIREZ, F.; SCHWARZ, M.; SILVA, J.; SILVEIRA, M.; THOMAS, A. S.; STEEGE, H. Ter; STROPP, J.; VASQUEZ, R.; ZELAZOWSKI, P.; DAVILA, E. A.; ANDELMAN, S.; ANDRADE, A.; CHAO, K.-J.; ERWIN, T.; DI FIORE, A.; C., E. H.; KEELING, H.; KILLEEN, T. J.; LAURANCE, W. F.; CRUZ, A. P.; PITMAN, N. C. A.; VARGAS, P. N.; RAMIREZ-ANGULO, H.; RUDAS, A.; SALAMAO, R.; SILVA, N.; TERBORGH, J.; TORRES-LEZAMA, A. Drought Sensitivity of the Amazon Rainforest. **Science**, v. 323, n. 5919, p. 1344–1347, 6 mar. 2009. Disponível em: <<http://www.sciencemag.org/cgi/doi/10.1126/science.1164033>>. Acesso em: 14 jul. 2014.

RAPPAPORT, D. I.; MORTON, D. C.; LONGO, M.; KELLER, M.; DUBAYAH, R.; DOS-SANTOS, M. N. Quantifying long-term changes in carbon stocks and forest structure from Amazon forest degradation. **Environmental Research Letters**, v. 13, n. 6, p. 65013, 1 jun. 2018. Disponível em: <<http://stacks.iop.org/1748-9326/13/i=6/a=065013?key=crossref.f1492542a5956e3bb67b5b5f65707411>>.

ROSAN, T. M.; ANDERSON, L. O.; VEDOVATO, L. Assessing the Origin of Hot Pixels in Extreme Climate Years in the Brazilian Amazon. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 69, n. 4, p. 731–741, 2017. Disponível em: <<http://www.rbc.lsie.unb.br/index.php/rbc/article/view/1420/1129>>.

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/>>.

SHIMABUKURO, Y. E.; SMITH, J. A. The least-squares mixing models to generate fraction images derived from remote sensing multispectral data. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, v. 29, n. 1, p. 16–20, 1991. Disponível em: <<http://ieeexplore.ieee.org/lpdocs/epic03/wrapper.htm?arnumber=103288>>. Acesso em: 6 set. 2014.

SILVA JUNIOR, C.; ARAGÃO, L.; FONSECA, M.; ALMEIDA, C.; VEDOVATO, L.; ANDERSON, L. Deforestation-Induced Fragmentation Increases Forest Fire Occurrence in Central Brazilian Amazonia. **Forests**, v. 9, n. 6, p. 305, 1 jun. 2018. Disponível em: <<http://www.mdpi.com/1999-4907/9/6/305>>.

SILVA JUNIOR, C. H. L. **Dinâmica da formação de bordas florestais e seu impacto nos estoques de carbono na Bacia Amazônica utilizando sensoriamento remoto**. 2018. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE, 2018. Disponível em: <<http://urlib.net/8JMKD3MGP3W34P/3QEKUAS>>.

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>>.

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>>.

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>>.