

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS DA AMAZÔNIA – INPA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA – PPG-ECO

**A dinâmica dos padrões de desmatamento e da vegetação
secundária na Amazônia e suas implicações para a biodiversidade**

Lucas de Farias Cordeiro Siqueira Alencar

Manaus, AM

Julho de 2018

LUCAS DE FARIAS CORDEIRO SIQUEIRA ALENCAR

**A dinâmica dos padrões de desmatamento e da vegetação
secundária na Amazônia e suas implicações para a biodiversidade**

Orientador: Dr. José Luís Campana Camargo

Co-orientadora: Dra. Maria Isabel Sobral Escada

Dissertação apresentada ao
Instituto Nacional de Pesquisas
da Amazônia como parte dos
requisitos para a obtenção do
título de Mestre em Biologia
(Ecologia)

Manaus, AM

Julho de 2018

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA
**ATA DA DEFESA PÚBLICA DA
 DISSERTAÇÃO DE MESTRADO DO
 PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
 ECOLOGIA DO INSTITUTO NACIONAL
 DE PESQUISAS DA AMAZÔNIA.**

Aos 15 dias do mês de junho do ano de 2018, às 14h30min, no Auditório da Diretoria, Campus I, INPA/Aleixo. Reuniu-se a Comissão Examinadora de Defesa Pública, composta pelos seguintes membros: o(a) Prof(a). Dr(a). **Philip Martin Fearnside**, do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – INPA, o(a) Prof(a). Dr(a). **Rita de Cássia Guimarães Mesquita**, do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – INPA, e o(a) Prof(a). Dr(a). **Ane Auxiliadora Costa Alencar**, Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia - IPAM, tendo como suplentes o(a) Prof(a). Dr(a). Paulo Maurício Lima de Alencastro Graça, o Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – INPA, e o(a) Prof(a). Dr(a). Sérgio Henrique Borges, da Universidade Federal do Amazonas - UFAM, sob a presidência do(a) primeiro(a), a fim de proceder a arguição pública do trabalho de **DISSERTAÇÃO DE MESTRADO** de **LUCAS DE FARIAS CORDEIRO SIQUEIRA ALENCAR**, intitulado: **"A DINÂMICA DOS PADRÕES DE DESMATAMENTO DA AMAZÔNIA E SUAS IMPLICAÇÕES PARA A CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE"**, orientado(a) pelo(a) Prof(a). José Luis Campana Camargo, do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia - INPA e Coorientado(a) pelo(a) Prof(a). Dr(a). Maria Isabel Sobral Escada, do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, Coordenação Geral de Observação da Terra, Divisão de Processamento de Imagens.

Após a exposição, o(a) discente foi arguido(a) oralmente pelos membros da Comissão Examinadora, tendo recebido o conceito final:

☒ APROVADO(A)	☐ REPROVADO(A)
☒ POR UNANIMIDADE	☐ POR MAIORIA

Nada mais havendo, foi lavrada a presente ata, que, após lida e aprovada, foi assinada pelos membros da Comissão Examinadora.

Prof(a).Dr(a). PHILIP MARTIN FEARNSIDE

Prof(a).Dr(a). RITA DE CÁSSIA GUIMARÃES MESQUITA

Prof(a).Dr(a). ANE AUXILIADORA COSTA ALENCAR

Prof(a).Dr(a). PAULO MAURÍCIO LIMA DE A. GRAÇA

Prof(a).Dr(a). MARIA ISABEL SOBRAL ESCADA


 Coordenação PPG-ECO/INPA

A368 Alencar, Lucas de Farias Cordeiro Siqueira

A dinâmica dos padrões de desmatamento e da vegetação secundária na Amazônia e suas implicações para a biodiversidade / Lucas de Farias Cordeiro Siqueira Alencar . --- Manaus : [sem editor.], 2018.

104 f.: il.

Dissertação (Mestrado) --- INPA, Manaus, 2018.

Orientador: José Luís Campana Camargo.

Coorientadora: Maria Isabel Sobral Escada.

Área de concentração: Ecologia.

1. Floresta amazônica. 2. Desmatamento. 3. Fragmentação florestal. I.
Título.

CDD 634.956

Sinopse:

A dinâmica do desmatamento, da fragmentação florestal e as mudanças na configuração da paisagem em dois padrões de desmatamento da Amazônia foram avaliadas ao longo de 30 anos. Também foram avaliados o quanto o crescimento das florestas secundárias modificou a configuração da paisagem ao longo do tempo e as consequências destas dinâmicas para a conservação da biodiversidade.

Palavras-chave: Fragmentação florestal, configuração da paisagem, regeneração natural, vegetação secundária

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior e a Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Amazonas pela concessão da bolsa de estudos de mestrado que permitiu a minha estadia em Manaus. Agradeço também ao Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia e ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia pela possibilidade de realizar o mestrado. Ao Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais pelo suporte logístico e estrutural que permitiram a execução do projeto e ao Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais por me receber e permitir o meu treinamento e execução de parte do projeto.

Agradeço ao meu orientador, Dr. José Luís Campana Camargo, pelas ideias construtivas referentes ao projeto e pela orientação ao longo de mais de dois anos. Agradeço também à minha coorientadora, Dra. Maria Isabel Sobral Escada, por todas as técnicas que ela me ensinou, pelas contribuições à escrita dos manuscritos e por me receber em São José dos Campos para meu treinamento. Gostaria também de agradecer a Anielli Rosane de Souza por todo tempo dedicado a me ajudar, a Camilo Rennó pelas contribuições com as ideias para as análises estatísticas e a Jéssica dos Anjos por alguns *scripts* que me ajudaram muito no geoprocessamento dos dados. Também agradeço a todas as pessoas anônimas da internet que publicam milhares de *posts* com conteúdo relevante em *blogs* e fóruns, sem os quais não sairia das enrascadas em *softwares* que foram fundamentais para a execução desse projeto.

Agradeço de coração à minha companheira Pâmella Alves por toda força e coragem que ela me deu nos anos que passamos juntos em Manaus durante o mestrado. Agradeço também à minha família pelo suporte emocional sem o qual não conseguiria realizar esse mestrado. Aos amigos de sempre, por continuarem do meu lado dando o suporte necessário mesmo a milhares de quilômetros de distância. Aos novos amigos que foram um apoio fundamental para passar por essa etapa e a todos os outros colegas que de uma forma ou de outra me ajudaram nesse processo.

RESUMO

Os processos de ocupação da terra na Amazônia brasileira realizados por diferentes agentes geram distintos padrões de desmatamento que podem resultar em diferentes ameaças à biodiversidade. O desmatamento e a fragmentação florestal podem alterar a configuração dos remanescentes florestais na paisagem de cada padrão de desmatamento de forma diferenciada. No entanto, a expansão da vegetação secundária também pode alterar a configuração da paisagem, amenizando as consequências negativas trazidas pela fragmentação florestal. A conversão da floresta em grandes fazendas é frequentemente associada ao padrão de desmatamento geométrico enquanto que a conversão em pequenos lotes de terra está relacionada a padrões como o padrão em espinha de peixe. O principal objetivo deste trabalho foi identificar qual destes dois padrões de desmatamento da Amazônia brasileira resultou em mais ameaças para a biodiversidade e se a expansão da vegetação secundária realmente ameniza essas ameaças. Para isso, foram selecionadas sete paisagens de 50x50 km de cada padrão de desmatamento, que foram organizadas em uma série temporal de 1985 a 2015. Então, a evolução do desmatamento, da fragmentação florestal e da configuração da paisagem entre esses dois padrões foram comparados. Comparou-se também a quantidade e distribuição de manchas de vegetação secundária e como esta vegetação pode ter alterado a configuração destas paisagens. O teste de Mann-Whitney foi utilizado para estas comparações em cada intervalo de tempo. O desmatamento foi semelhante ao longo de toda a série temporal independente do padrão estudado. No entanto, a fragmentação florestal foi mais intensa nas paisagens com o padrão espinha de peixe. As paisagens com o padrão em espinha de peixe apresentaram mais fragmentos florestais de categorias menores de tamanho e estes representavam uma área maior da floresta remanescente nas paisagens do que no padrão geométrico. Estes fragmentos apresentaram uma forma mais convoluída e continham de duas a três vezes mais área de floresta sob o efeito de borda do que os fragmentos criados no padrão geométrico. A quantidade de vegetação secundária também foi semelhante em ambos os padrões de desmatamento, mas esta vegetação estava mais espalhada pela paisagem no padrão em espinha de peixe. Encontrou-se também que a vegetação secundária alterou positivamente a configuração da paisagem, mas a diferença entre a paisagem com e sem vegetação secundária não foi significativa para

as métricas avaliadas. Concluiu-se que o processo de fragmentação florestal e a mudança na configuração das paisagens foi mais intenso no padrão espinha de peixe. Por isso, é possível que a biodiversidade presente nestas paisagens esteja mais ameaçada pelos efeitos deletérios de longo prazo da fragmentação florestal. Concluiu-se também que diferentes padrões de desmatamento têm diferentes padrões de expansão da vegetação secundária na paisagem. Além disso, a vegetação secundária apresentou um potencial para alterar positivamente a configuração da paisagem, mas esse potencial pode ser perdido caso essa vegetação não permaneça na paisagem ao longo do tempo.

The dynamics of deforestation patterns and secondary vegetation in Amazon and its implications for biodiversity

ABSTRACT

The land occupation processes in the Brazilian Amazon carried out by different agents generate different patterns of deforestation and can result in different threats to biodiversity. Deforestation and forest fragmentation may differently alter the forest remnants configuration in the landscape of each deforestation pattern. However, the expansion of secondary forests in these landscapes can also change the landscape configuration, alleviating the negative consequences of forest fragmentation on biodiversity. The conversion of the forest by large farms is often associated with the geometric pattern of deforestation while conversion by small farms is related to patterns such as the fishbone pattern. The main objective of this work was to identify which of those two patterns of deforestation in the Brazilian Amazon has resulted in more threats to biodiversity and if the expansion of secondary forests can mitigate these threats. For it, seven landscapes with 50x50 km of each deforestation pattern were selected and organized in a time series from 1985 to 2015. Then we compared the evolution of deforestation, forest fragmentation and landscape configuration between these two patterns. We also compared the amount and distribution of secondary forests and how these forests could alter the configuration of these landscapes. The Mann-Whitney test was used for these comparisons at each time interval. Deforestation was similar throughout the time series regardless the deforestation pattern. However, forest fragmentation was more intense in the landscapes with the fishbone pattern. Those landscapes also had more smaller forest fragments and these represented a larger area of the forest remaining in the landscapes. These forest fragments had a more convoluted form and contained two to three times more forest area under the edge effect than the forest fragments created in the geometric pattern. The amount of secondary forests was also similar in both deforestation patterns, but these forests were more spread across the landscape with the fishbone pattern. It was also found that the secondary forests positively altered the landscape configuration, but the difference between the landscape with and without secondary forests was not significant for the metrics evaluated. It was concluded that the process of forest fragmentation and the change in the landscapes configuration

was more intense in the fishbone pattern. Therefore, it is possible that the biodiversity present in these landscapes is more threatened by the long-term deleterious effects of forest fragmentation. It was also concluded that different deforestation patterns have different patterns of secondary forest expansion in the landscape. In addition, secondary forests had the potential to positively change the landscape configuration. To develop this potential, secondary forests need to be actively managed for biodiversity conservation, respecting the differences between deforestation patterns and reconciling it with the interests of local producers.

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL.....	1
OBJETIVO GERAL.....	4
OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	4
CAPÍTULO 1: Trajetórias das paisagens sob distintos padrões de desmatamento na Amazônia Brasileira e consequências para a biodiversidade.....	5
RESUMO.....	6
INTRODUÇÃO.....	7
MATERIAL E MÉTODOS.....	10
Seleção das paisagens.....	10
Classificação das imagens.....	13
Cálculo das métricas e comparações entre paisagens.....	13
RESULTADOS.....	15
Evolução da cobertura florestal.....	15
Número de fragmentos florestais.....	18
Isolamento dos fragmentos florestais.....	22
Forma dos fragmentos florestais.....	24
Área de borda florestal.....	26
DISCUSSÃO.....	28
CONCLUSÕES.....	33
AGRADECIMENTOS.....	34
REFERÊNCIAS.....	35
MATERIAL SUPLEMENTAR.....	43
CAPÍTULO 2: A expansão da vegetação secundária e a mudança na configuração da paisagem em diferentes padrões de desmatamento da Amazônia brasileira.....	47

RESUMO.....	48
INTRODUÇÃO.....	49
MATERIAIS E MÉTODOS.....	52
Seleção das paisagens.....	52
Classificação das paisagens.....	52
Cálculo das métricas e comparação entre paisagens.....	53
RESULTADOS.....	55
Vegetação secundária associada aos padrões de desmatamento.....	55
Modificação na configuração das paisagens.....	60
DISCUSSÃO.....	64
CONCLUSÕES.....	67
AGRADECIMENTOS.....	68
REFERÊNCIAS.....	69
MATERIAL SUPLEMENTAR.....	74
SÍNTESE.....	80
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	83
APÊNDICE A.....	100

LISTA DE FIGURAS

Capítulo 1

Figura 1. Mapa representando a Amazônia Legal Brasileira e a localização das paisagens. O desmatamento acumulado até 2015 é apresentado juntamente com as paisagens de 50 por 50 km (2.500 km²) indicadas no mapa, que representam o padrão de desmatamento geométrico e o padrão espinha de peixe.....12

Figura 2. Cobertura florestal das paisagens ao longo da série temporal na Amazônia brasileira. GEO - padrão de desmatamento geométrico. ESP - padrão de desmatamento em espinha de peixe. ns - diferença não significativa ($p > 0,1$) entre os grupos pelo teste de Mann-Whitney. *Boxplots* representam os quartis e a linha horizontal representa a mediana.....17

Figura 3. Número de fragmentos florestais criados em paisagens com dois padrões de desmatamento ao longo da série temporal para a Amazônia Brasileira. GEO - padrão de desmatamento geométrico. ESP - padrão de desmatamento em espinha de peixe. ** e *** - diferença significativa ($p < 0,05$ e $p < 0,01$, respectivamente) entre os grupos pelo teste de Mann-Whitney. *Boxplots* representam os quartis e a linha horizontal representa a mediana.....19

Figura 4. Distribuição da floresta remanescente por categoria de tamanho em paisagens com distintos padrões de desmatamento na Amazônia Legal brasileira. %A – porcentagem da área de floresta remanescente que está em determinada categoria de tamanho. %NF – porcentagem do número de fragmentos florestais de determinada categoria de tamanho. a) Padrão GEO - paisagens com o padrão de desmatamento geométrico. b) Padrão ESP - paisagens com o padrão de desmatamento em espinha de peixe.....21

Figura 5. Variação no isolamento médio dos fragmentos florestais para as paisagens estudadas ao longo do tempo. ENN_AM - *Area-weighted mean Euclidean nearest-neighbor distance* (McGarigal, 2015). GEO – paisagens com padrão de desmatamento geométrico. ESP – paisagens com o padrão de desmatamento em espinha de peixe. * - diferença significativa entre os grupos pelo teste de Mann-Whitney ($p < 0,1$). ns – diferença não significativa entre os grupos para o mesmo teste. *Boxplots*

representam os quartis da distribuição e a linha horizontal a mediana.....23

Figura 6. Variação na forma dos fragmentos florestais ao longo do tempo nas paisagens estudadas da Amazônia Brasileira. PAFRAC - *Perimeter area fractal dimension* (McGarigal, 2015). GEO - padrão de desmatamento geométrico. ESP - padrão de desmatamento em espinha de peixe. *, ** e *** - diferença significativa entre os grupos pelo teste de Mann-Whitney ($p < 0,1$, $p < 0,05$, $p < 0,01$, respectivamente). ns – diferença não significativa entre os grupos para o mesmo teste. *Boxplots* representam os quartis da distribuição e a linha horizontal a mediana.....25

Figura 7. Porcentagem acumulada da área florestal na paisagem afetada por diferentes categorias de borda florestal ao longo dos anos (1985 a 2015) em paisagens com diferentes padrões de desmatamento da Amazônia Brasileira. Os números acima do painel (100 m, 300 m, 500 m e 1000 m) são referentes à distância da borda. As siglas do lado direito remetem ao padrão de desmatamento geométrico (GEO) e em espinha de peixe (ESP). Os números dentro dos retângulos representam os valores em porcentagem da área florestal sob efeito de borda, nas distâncias consideradas.....27

Figura S1. Paisagens de 50 x 50 km com o padrão de desmatamento geométrico na Amazônia Legal Brasileira. Os números do lado esquerdo são o *path* e *row*, respectivamente, das cenas do Landsat-5 para os anos de 1985 e 2000 e do Landsat-8 para o ano de 2015. Em branco – áreas desmatadas; em preto – áreas de floresta. MT – Estado brasileiro do Mato Grosso; PA – estado brasileiro do Pará.....43

Figura S1. (continuação). Paisagens de 50 x 50 km com o padrão de desmatamento geométrico na Amazônia Legal Brasileira. Os números do lado esquerdo são o *path* e *row*, respectivamente, das cenas do Landsat-5 para os anos de 1985 e 2000 e do Landsat-8 para o ano de 2015. Em branco – áreas desmatadas; em preto – áreas de floresta. MT – estado brasileiro do Mato Grosso; RO – estado brasileiro de Rondônia.....44

Figura S2. Paisagens de 50 x 50 km com o padrão de desmatamento em espinha de peixe na Amazônia Legal Brasileira. Os números do lado esquerdo são o *path* e *row*, respectivamente, das cenas do Landsat-5 para os anos de 1985 e 2000 e do Landsat-

8 para o ano de 2015. Em branco – áreas desmatadas; em preto – áreas de floresta.
RO – estado brasileiro de Rondônia; AC – estado brasileiro do Acre.....45

Figura S2. (continuação). Paisagens de 50 x 50 km com o padrão de desmatamento em espinha de peixe na Amazônia Legal Brasileira. Os números do lado esquerdo são o *path* e *row*, respectivamente, das cenas do Landsat-5 para os anos de 1985 e 2000 e do Landsat-8 para o ano de 2015. Em branco – áreas desmatadas; em preto – áreas de floresta. RR – estado brasileiro de Roraima; RO – estado brasileiro de Rondônia; PA – estado brasileiro do Pará.....46

Capítulo 2

Figura 1. Área coberta por vegetação secundária em paisagens da Amazônia brasileira com diferentes padrões de desmatamento. GEO – paisagens com o padrão de desmatamento geométrico; ESP – paisagens com o padrão de desmatamento em espinha de peixe. ns – diferença não significativa; ** - diferença significativa ($p < 0,05$) pelo o teste de Mann-Whitney. *Boxplots* representam os quartis da distribuição e a linha horizontal a mediana.....56

Figura 2. Distribuição da vegetação secundária dentro de paisagens da Amazônia brasileira com diferentes padrões de desmatamento. CLUMPY – Agregação espacial da vegetação secundária dentro de uma paisagem (McGill 2015). GEO – paisagens com o padrão de desmatamento geométrico; ESP – paisagens com o padrão de desmatamento em espinha de peixe. ns – diferença não significativa; * e ** - diferença significativa ($p < 0,1$ e $p < 0,05$, respectivamente) pelo o teste de Mann-Whitney. *Boxplots* representam os quartis da distribuição e a linha horizontal a mediana.....59

Figura 3. Efeito da vegetação secundária no aumento da área de núcleo florestal ao longo do tempo na Amazônia Legal Brasileira. a) Aumento da área de núcleo em paisagens com o padrão de desmatamento geométrico. b) Aumento da área de núcleo em paisagens com o padrão de desmatamento em espinha de peixe. Na legenda a classe denominada Primária diz respeito às análises realizadas apenas com os fragmentos florestais de florestas primárias; a classe primária + secundária considera

a floresta primária e a vegetação secundária. Os *Boxplots* representam os quartis da distribuição e a linha horizontal a mediana61

Figura 4. Influência da vegetação secundária na redução do isolamento médio (em metros) dos fragmentos florestais dentro de paisagens da Amazônia brasileira com diferentes padrões de desmatamento. ENN_AM – *Area-weighted mean Euclidean nearest-neighbor distance* (McGarial 2015). a) Padrão GEO - influência da vegetação secundária nas paisagens com o padrão de desmatamento geométrico; b) Padrão ESP - influência da vegetação secundária nas paisagens com o padrão de desmatamento em espinha de peixe. Na legenda a classe denominada *Primária* diz respeito às análises realizadas apenas com os fragmentos florestais de florestas primárias; a classe *primária + secundária* considera a floresta primária e a vegetação secundária. Os *Boxplots* representam os quartis da distribuição e a linha horizontal a mediana.....63

Figura S1. Paisagens de 50 x 50 km com o padrão de desmatamento geométrico na Amazônia Legal Brasileira. Os números do lado direito são o *path* e *row*, respectivamente, das cenas do Landsat-5 para os anos de 1985 e 2000 e do Landsat-8 para o ano de 2015. Em branco – áreas desmatadas; em cinza – florestas primárias; em preto – vegetação secundária. MT – estado brasileiro do Mato Grosso; PA – estado brasileiro do Pará.....74

Figura S1 (continuação). Paisagens de 50 x 50 km com o padrão de desmatamento geométrico na Amazônia Legal Brasileira. Os números do lado direito são o *path* e *row*, respectivamente, das cenas do Landsat-5 para os anos de 1985 e 2000 e do Landsat-8 para o ano de 2015. Em branco – áreas desmatadas; em cinza – florestas primárias; em preto – vegetação secundária. MT – estado brasileiro do Mato Grosso; RO – estado brasileiro de Rondônia75

Figura S2. Paisagens de 50 x 50 km com o padrão de desmatamento em espinha de peixe na Amazônia Legal Brasileira. Os números do lado direito são o *path* e *row*, respectivamente, das cenas do Landsat-5 para os anos de 1985 e 2000 e do Landsat-8 para o ano de 2015. Em branco – áreas desmatadas; em cinza – florestas primárias; em preto – vegetação secundária. RO – estado brasileiro de Rondônia; AC – estado brasileiro do Acre.....76

Figura S2 (continuação). Paisagens de 50 x 50 km com o padrão de desmatamento em espinha de peixe na Amazônia Legal Brasileira. Os números do lado direito são o *path* e *row*, respectivamente, das cenas do Landsat-5 para os anos de 1985 e 2000 e do Landsat-8 para o ano de 2015. Em branco – áreas desmatadas; em cinza – florestas primárias; em preto – vegetação secundária. RR – estado brasileiro de Roraima; RO – estado brasileiro de Rondônia; PA – estado brasileiro do Pará.....77

Figura S3. Formulação matemática da métrica CLUMPY (*Clumpiness index*). a) Fórmula para calcular o valor de G_i , onde g_{ii} é o número pixels com pixels adjacentes pertencentes a mesma classe, g_{ik} é o número de pixels com pixels adjacentes pertencentes a uma classe diferente da classe escolhida para a análise. b) As três possíveis fórmulas para calcular o valor da métrica CLUMPY a depender da relação entre G_i e P_i . G_i está descrito em a) e P_i é igual a proporção da paisagem ocupada pela classe escolhida para a análise.....78

Figura S4. Fórmula matemática para cálculo da métrica *Area-weighted mean Euclidean nearest-neighbor distance* (ENN_AM), onde X_{ij} é a distância em linha reta entre os patches e a_{ij} é a área dos patches correspondentes.....79

INTRODUÇÃO GERAL

O processo de ocupação das terras na Amazônia Legal tem sido bastante dinâmico e intenso, atingindo os valores máximos de 29.000 km² e 27.000 km² de área desmatada nos anos de 1995 e 2004, respectivamente (INPE, 2017). O desmatamento na Amazônia ocorre por fatores como a expansão da agropecuária, o estabelecimento de infraestrutura (*i.e.*, estradas, usinas hidroelétricas, redes de transmissão de energia) e atividades de mineração (Laurance *et al.*, 2004; Alvarez-Berríos e Aide 2015; Almeida *et al.*, 2016). Fatores econômicos, como o preço das commodities no mercado internacional (Fearnside, 2005) e até mesmo a demanda de outros países por produtos agropecuários, podem estimular o aumento no desmatamento (Fearnside e Figueiredo, 2015). Até fins da década de 80, a especulação de terras também influenciou fortemente as taxas de desmatamento na Amazônia (Fearnside, 1987). Atualmente, a especulação de terras continua sendo uma força de desmatamento na Amazônia principalmente com o planejamento e construção de novas estradas (Fearnside, 2015). Estas atividades, por sua vez, são influenciadas direta e indiretamente por políticas públicas, incentivos fiscais e pelo momento econômico nas esferas local, regional e internacional (*e.g.*, inflação, preço do dólar, disponibilidade de crédito agrícola, taxas de juros) que se inter-relacionam de forma complexa (Geist e Lambin 2002) .

O desmatamento intenso causa perda de habitat, considerada a maior ameaça à biodiversidade na atualidade e devendo permanecer assim durante o século 21 (Pereira *et al.*, 2010). A perda de habitat causa, por exemplo, declínio de populações, perda direta de biodiversidade, fragmentação da paisagem e perda de serviços ecossistêmicos (Lima *et al.*, 2014; Pimm *et al.*, 2014; Isbell *et al.*, 2015; Wilson *et al.*, 2016; Estrada *et al.*, 2017). Além destas consequências, o agente que ocupou e desmatou a paisagem pode gerar diferentes padrões de desmatamento ao longo do tempo (Silva *et al.*, 2008). Já foram identificados diversos padrões de desmatamento na Amazônia como, por exemplo, o geométrico, em ilha, os de corredor e em espinha de peixe (Ewers e Laurence, 2006). O padrão geométrico é associado à abertura de fazendas para pecuária ou para a produção de grãos em larga escala, comumente encontrado por todo estado do Mato Grosso e alguns locais do Pará. O padrão em ilha, ocorre pela abertura de fazendas ao redor de centros urbanos, como visto em Itaituba – PA, e com a finalidade de produzir alimentos para atender as demandas do

centro urbano próximo. Os de corredor são relacionados a abertura de pequenas fazendas na beira de estradas e rios da Amazônia e é mais encontrado nas regiões de várzea do estado do Amazonas e Acre. Já o padrão ESP é produzido pelo modelo de assentamento tradicional do INCRA onde pequenos agricultores plantam diversos produtos agrícolas em pequena escala e mantém uma pastagem para a criação de gado. Este padrão é muito comum no estado de Rondônia (Mertens e Lambin, 1997; Saito *et al.*, 2011; Arima *et al.*, 2015).

Na Amazônia, o padrão geométrico e o padrão espinha de peixe (padrão GEO e ESP, respectivamente) se destacam como dois padrões comumente encontrados (Oliveira-Filho e Metzger, 2006). Estes padrões estão localizados em áreas da Amazônia em que as políticas públicas favoreceram o estabelecimento de um padrão ou outro (Fearnside, 2005). O padrão GEO é mais comumente encontrado nos estados do Mato Grosso e Pará, em áreas associadas à expansão da fronteira agropecuária. Já o padrão ESP é encontrado em locais onde ocorreu o estabelecimento de assentamento e colonização da Amazônia, como nos estados de Rondônia, Acre e no Pará, principalmente ao longo da BR-230 (Rodovia Transamazônica). Estes dois padrões também refletem um contraste entre o desmatamento causado por pequenos e médios produtores, orientados por uma política pública de ocupação do território (ESP), com o desmatamento causado pela iniciativa privada, voltada para a exportação em larga escala com incentivos fiscais e crédito agrícola fornecidos pelo governo (GEO).

Independente do padrão, o desmatamento também resulta na fragmentação florestal da paisagem (Broadbent *et al.*, 2008; Peres *et al.*, 2010). Uma paisagem pode ser definida com um mosaico heterogêneo que abrange diferentes unidades de cobertura da terra, podendo ser delimitada de maneira arbitrária por quem a estuda, por exemplo, uma área de 1000 ha (Metzger, 2001a). Já a fragmentação florestal pode ser definida como a separação de uma área de habitat florestal contínuo em partes menores e descontínuas (Fahrig, 2003). Isto pode causar múltiplas consequências que pode variar desde impactos negativos diretos e indiretos à biodiversidade até impactos positivos ou neutros a depender da espécie ou fenômeno estudado (Haddad *et al.*, 2017a; Laurance *et al.*, 2018; Resasco *et al.*, 2017; Liu *et al.*, 2018). Estas consequências também podem variar de acordo com a intensidade do desmatamento na paisagem (Carrara *et al.* 2015, Carrié *et al.* 2017). Além disso, os fragmentos

florestais, em geral, são continuamente reduzidos, subdivididos e, muitas vezes, eliminados nos anos subsequentes ao desmatamento que os geraram (Oliveira Filho e Metzger, 2006). Por esses motivos, é fundamental que o desmatamento e a fragmentação florestal das paisagens sejam estudados ao longo do tempo. Assim é possível ter um entendimento mais completo dos efeitos destes processos sobre a biodiversidade e sobre a configuração das paisagens (Carreiras *et al.*, 2014).

Por sua vez, a configuração da paisagem pode ser definida como a disposição espacial dos fragmentos florestais, bem como os seus tamanhos, formas e conectividade (McGarigal, 2015). A configuração da paisagem continua sendo alterada ao longo do tempo após o desmatamento inicial (Metzger, 2001a). Esse processo resulta no aumento do isolamento entre os fragmentos florestais alterando processos ecológicos como a colonização, fluxo gênico, polinização e dispersão (Vrancis *et al.*, 2012; Magrath *et al.*, 2014; Lancaster *et al.*, 2016). A fragmentação florestal também reduz a diversidade e abundância das espécies nas paisagens, podendo levar a extinções locais das populações, principalmente por conta da redução no tamanho dos fragmentos florestais (Hundera *et al.*, 2013; Schnell *et al.*, 2013; Carrara *et al.*, 2015; Michalski e Peres, 2017). Além disso, o aumento na área de borda florestal resultante da fragmentação florestal também pode ao longo do tempo causar redução na abundância de espécies sensíveis a essas áreas, como em répteis e anfíbios (Haddad *et al.*, 2015; Schneider-Maunoury *et al.*, 2016). Avaliar a configuração da paisagem e sua dinâmica (como ela evolui ao longo do tempo) pode fornecer indicações sobre como a biodiversidade pode estar ameaçada nestas paisagens. Uma paisagem com maior cobertura florestal, com mais áreas contínuas de florestas e maior conectividade entre os fragmentos florestais, indica um melhor estado de conservação do que uma paisagem com menor cobertura, tamanho e conectividade entre os fragmentos florestais (Metzger, 2001b).

No entanto, o desmatamento e a fragmentação florestal não são os únicos processos que podem alterar a configuração de uma paisagem. O processo de regeneração natural das florestas possibilita reverter, ao menos parcialmente, os efeitos causados pelo desmatamento e fragmentação da paisagem. A regeneração natural é influenciada pelos processos naturais de sucessão ecológica e pelo histórico do uso da terra (Mesquita *et al.*, 2015) e permite o estabelecimento de uma vegetação secundária na paisagem. Esta vegetação pode ser definida como uma vegetação que

crecem em áreas abandonadas após a conversão de florestas primárias pelas atividades humanas (Brown e Lugo, 1990). É estimado que do total de área desmatada da Amazônia, mais de 20% é ocupada por vegetação secundária (Almeida *et al.*, 2016). À medida que a vegetação secundária se estabelece na paisagem, elas podem aumentar a área dos fragmentos florestais, reduzir o isolamento deles na paisagem e conectá-los através de corredores de vegetação (Chazdon, 2017). Com isto, esta vegetação desempenha um papel importante na paisagem, pois melhora a dispersão das espécies, auxilia o reestabelecimento de espécies florestais ao longo do tempo e recupera o estoque de carbono e nutrientes da paisagem (Laborde *et al.*, 2008; Arroyo-Rodríguez *et al.*, 2015; Chazdon *et al.*, 2016). Sendo assim, o estabelecimento da vegetação secundária pode modificar a configuração das paisagens para reduzir as ameaças à biodiversidade (Arroyo-Rodríguez *et al.*, 2015).

Devido ao grau de modificação atual das paisagens da Amazônia, entender a dinâmica do desmatamento e da fragmentação florestal de paisagens com diferentes padrões de desmatamento pode ser útil para melhorar políticas públicas de ocupação da terra, ajudar no controle do desmatamento na Amazônia e a entender o grau de ameaça da biodiversidade contida nessas paisagens. Somado a isso, avaliar até que ponto a vegetação secundária pode modificar a configuração da paisagem também será importante para entender os impactos positivos que esta vegetação pode trazer para a biodiversidade. Por isso buscamos responder as seguintes perguntas: 1) como se dá a dinâmica do desmatamento em paisagens com diferentes padrões de desmatamento? 2) Em qual padrão de desmatamento a dinâmica da fragmentação florestal pode ser mais intensa? 3) A mudança na configuração das paisagens ao longo do tempo pode resultar em diferentes ameaças à biodiversidade? 4) A quantidade e a disposição da vegetação secundária ao longo do tempo são diferentes em paisagens com diferentes padrões de desmatamento? 5) A vegetação secundária altera significativamente a configuração da paisagem ao longo do tempo?

OBJETIVO GERAL

Identificar qual padrão de desmatamento da Amazônia Brasileira (geométrico ou em espinha de peixe) resultou em maiores ameaças para a biodiversidade ao longo do tempo.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1 – Entender a dinâmica do desmatamento em paisagens com diferentes padrões de desmatamento na Amazônia Brasileira

2 – Avaliar em qual padrão de desmatamento o processo de fragmentação florestal foi mais intenso

3 – Entender a mudança na configuração da paisagem e quais ameaças essas novas configurações podem trazer para a biodiversidade ao longo do tempo

4 – Avaliar se a quantidade e o arranjo espacial da vegetação secundária diferem de acordo com cada padrão de desmatamento

5 – Verificar se o acréscimo da vegetação secundária altera positivamente a configuração da paisagem sob a perspectiva da conservação da biodiversidade

Capítulo 1

Alencar, L., Escada, M. I. S., Camargo, J. L. C. Trajetórias das paisagens sob distintos padrões de desmatamento na Amazônia Brasileira e as consequências para a biodiversidade. Manuscrito formatado para a *Acta Amazonica*.

Trajetórias das paisagens sob distintos padrões de desmatamento na Amazônia Brasileira e as consequências para a biodiversidade.

Lucas Cordeiro ALENCAR*, Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia e Instituto Smithsonian de Pesquisas Tropicais, Manaus 69067-357, Brasil

Maria Isabel Sobral ESCADA, Departamento de Processamento de Imagens, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos 12227-010, Brasil

José Luís Campana CAMARGO, Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia e Instituto Smithsonian de Pesquisas Tropicais, Manaus 69067-357, Brasil

*alencar.lucasc@gmail.com

RESUMO

A conversão da floresta na Amazônia Brasileira em grandes fazendas é frequentemente associada ao padrão de desmatamento geométrico enquanto que a conversão em pequenos lotes de terra está relacionada a diferentes padrões como, por exemplo, o padrão em espinha de peixe. Nossos objetivos foram avaliar a mudança na cobertura florestal nesses dois padrões de desmatamento, avaliar em qual padrão o processo de fragmentação florestal foi mais intenso e em qual padrão a mudança na configuração da paisagem pode trazer mais ameaças à biodiversidade. Para isso, selecionamos sete paisagens de cada padrão de desmatamento, montamos uma série temporal para estas paisagens e comparamos a evolução do desmatamento, da fragmentação e da configuração da paisagem. O desmatamento foi semelhante ao longo de toda série temporal independente do padrão estudado. No entanto, a fragmentação florestal foi mais intensa nas paisagens com o padrão espinha de peixe. As paisagens com o padrão em espinha de peixe apresentaram mais fragmentos florestais de categorias menores de tamanho e estes representavam uma área maior da floresta remanescente nas paisagens. Estes fragmentos apresentaram uma forma mais convoluída e continham de duas a três vezes mais área de floresta sob o efeito de borda do que os fragmentos criados no padrão geométrico. Nós concluímos que o processo de fragmentação florestal e a mudança na configuração das paisagens foi mais intenso no padrão em espinha de peixe. Por isso, é possível que a biodiversidade presente nestas paisagens esteja mais ameaçada pelos efeitos deletérios de longo prazo da fragmentação florestal.

Palavras chave: Amazônia Legal, fragmentação florestal, métricas de paisagem, ameaças à biodiversidade.

INTRODUÇÃO

O processo de ocupação e conversão do uso da terra na Amazônia Legal brasileira tem sido bastante intenso e dinâmico, variando dos máximos históricos de 29.000 km² em 1995, e 27.000 km² em 2004, aos mínimos de 4.500 km² em 2012 e 5.000 km² em 2014 (INPE, 2017). O desmatamento na Amazônia ocorre principalmente por conta da expansão da agropecuária (Almeida *et al.*, 2016), pelo estabelecimento de infraestrutura (i.e., estradas, usinas hidroelétricas, redes de transmissão de energia) (Laurance *et al.*, 2004) e por atividades de mineração e exploração de madeira (Alvarez-Berríos e Aide, 2015). No entanto, as diferentes formas de ocupação do território são também influenciadas direta e/ou indiretamente por políticas públicas, incentivos fiscais e por fatores demográficos, econômicos e tecnológicos nas esferas local, regional e internacional (Geist e Lambin, 2002; Fearnside, 2005; Fearnside e Figueiredo, 2015). A combinação de diferentes fatores e das ações dos agentes que causam o desmatamento resulta em diferentes padrões de desmatamento nas paisagens da Amazônia (Silva *et al.*, 2008).

Dentre eles, o padrão geométrico e o padrão espinha de peixe (padrão GEO e ESP, respectivamente) são dois padrões de desmatamento comumente encontrados na Amazônia brasileira (Saito *et al.*, 2011). O padrão GEO é associado à abertura de fazendas para pecuária ou para a produção de grãos em larga escala, enquanto o segundo padrão é produzido por projetos de assentamento criados pelo INCRA (Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária), onde são cultivados diversos produtos agrícolas e mantidas pequenas áreas de pastagem para a criação de gado (Arima *et al.*, 2015). Esses padrões não estão distribuídos ao acaso na Amazônia; dependem, muitas vezes, do estabelecimento de infraestrutura e de estratégias geopolíticas para ocupação do território adotadas em diferentes regiões e que favoreceram o estabelecimento de um ou outro padrão, como ocorreu na década de 1970 (Fearnside, 2005). O padrão GEO é mais comumente encontrado nos estados do Mato Grosso e Pará, em áreas associadas à expansão da fronteira agropecuária, enquanto o padrão ESP é encontrado em locais onde ocorreu o estabelecimento de

assentamentos agrícolas pelo INCRA, como nos estados de Rondônia, Acre e no Pará ao longo da BR-230 (Rodovia Transamazônica).

A agropecuária em larga escala é apontada como o principal vetor do desmatamento em alguns estados da Amazônia Legal Brasileira, como no Mato Grosso e no Pará. Em outros estados, os pequenos agricultores associados aos assentamentos tradicionais do INCRA são os principais responsáveis pelo desmatamento, como em Rondônia, por exemplo (Fearnside, 2005). As áreas do padrão GEO podem ser identificadas em imagens de satélite por apresentarem polígonos de desmatamento grandes, de 10 km² ou maiores, enquanto que o padrão ESP apresenta polígonos de desmatamento de 0,01 a 0,1 km², chegando até a 1 km² (Oliveira-Filho e Metzger, 2006; Saito *et al.*, 2011; Alencar *et al.*, 2016). Historicamente, os grandes polígonos de desmatamento sempre tiveram um peso maior na área total desmatada, mas desde 2002 verificou-se uma mudança no tamanho dos polígonos, com aumento da participação dos pequenos polígonos de desmatamento (Escada *et al.*, 2011; Assunção *et al.*, 2015; Kalamandeen *et al.*, 2018). Para a região da Transamazônica, foi estimado que fazendeiros de médio porte são responsáveis pela maior parte do desmatamento (48%) (Godar *et al.*, 2012). No entanto, nesta estimativa os autores consideraram terras entre 100 e 600 hectares como fazendas de tamanho médio, mas fazendas com até 4 módulos fiscais (total de 280 ha) nos municípios avaliados pelos autores são consideradas como pequenas de acordo com o INCRA. Além disso, devido às particularidades regionais, estas conclusões não podem ser extrapoladas para toda a Amazônia.

O desmatamento intenso e persistente de uma região resulta na perda de habitat e na fragmentação florestal (Broadbent *et al.*, 2008), definida como a subdivisão de uma área de habitat florestal contínuo em partes menores e descontínuas (Fahrig, 2003). A fragmentação florestal pode causar impactos negativos diretos e indiretos à biodiversidade (Peres *et al.*, 2010; Wilson *et al.*, 2016; Laurance *et al.*, 2018), mas também pode provocar impactos positivos ou neutros a depender da espécie, do fenômeno estudado (Haddad *et al.*, 2017; Resasco *et al.*, 2017) e da intensidade do desmatamento na paisagem (Carrara *et al.*, 2015; Carrié *et al.*, 2017). Foi mostrado que, em uma escala global, a abundância de 85% de espécies de vertebrados é afetada positiva ou negativamente pelos efeitos de borda acarretados pela fragmentação florestal (Pfeifer *et al.*, 2017). Estudos de longa

duração também mostraram que a dinâmica dessas consequências muda com o tempo (Laurance *et al.*, 2014) e por isso é fundamental que o este processo seja estudado ao longo do tempo para um entendimento mais abrangente. Ao longo do tempo, a fragmentação do contínuo florestal também deve ser mais intensa em locais com o maior número de fazendas, devido a maior densidade de ocupação e às diferentes estratégias para ocupar a terra, na qual a floresta é desmatada em diferentes locais e de diferentes maneiras. Uma das formas diferenciadas de ocupação na Amazônia são os projetos de assentamentos que influenciam na forma de desmatar, gerando mais fragmentação da paisagem e intensificando seus impactos sobre a biodiversidade (Bierregaard *et al.*, 1992).

O desmatamento e a fragmentação florestal alteram a configuração espacial das paisagens ao longo do tempo (Haddad *et al.*, 2015). Uma das formas de medir a alteração da configuração da paisagem é através do uso de métricas de paisagem em séries temporais e da comparação dessas métricas nos diferentes instantes de tempo (Rosa *et al.*, 2017). Ao avaliarmos métricas que nos permitam caracterizar a estrutura e o arranjo espacial da paisagem (e.g., número, área, forma, conectividade e isolamento dos fragmentos florestais) podemos inferir sobre potenciais ameaças à biodiversidade de uma região (Ribeiro *et al.*, 2009; Carrara *et al.*, 2015; Rocha *et al.*, 2016). Duas paisagens alteradas que apresentam a mesma proporção de cobertura florestal, mas uma delas apresenta áreas mais contínuas e maior conectividade entre os fragmentos florestais, indicaria um melhor estado de conservação do que uma paisagem igualmente alterada, mas com menor tamanho e conectividade entre os fragmentos florestais (Metzger, 2001). Outra característica da paisagem importante para a conservação da biodiversidade são as áreas sob influência dos efeitos de borda. A maior parte das ameaças à biodiversidade da fragmentação florestal está associada aos efeitos deletérios da borda florestal, como as mudanças microclimáticas, que levam, por exemplo, à mortalidade de árvores e a mudança na composição das comunidades (Camargo e Kapos, 1995; Laurance *et al.*, 2002; 2006; Fahrig, 2003). Assim, paisagens com a mesma proporção de cobertura florestal podem resultar em mais ou menos ameaças à biodiversidade, de acordo com a configuração dos fragmentos florestais remanescentes (Prist *et al.*, 2012; Villard e Metzger, 2014).

Diante do exposto, o objetivo desse estudo é avaliar em qual padrão de desmatamento (geométrico e espinha de peixe) o desmatamento, a fragmentação florestal e a mudança na configuração da paisagem resultaram em mais ameaças a biodiversidade. A hipótese central deste trabalho é de que padrões distintos de desmatamento produzem paisagens distintas com diferentes padrões de fragmentação florestal e configurações espaciais. Supomos que paisagens que apresentam grandes áreas desmatadas, como as do padrão GEO, devem apresentar menor cobertura florestal do que paisagens que são desmatadas em pequenos polígonos (padrão ESP) ao longo do tempo. Entretanto, devido a maior densidade de ocupação humana em pequenos lotes e a diversidade de formas de ocupação, é esperado que o padrão ESP apresente maior fragmentação florestal, gerando remanescentes com menor áreas de habitat, com maior área de borda, e paisagens com maior isolamento entre os fragmentos florestais.

MATERIAIS E MÉTODOS

Seleção das paisagens

Selecionamos as paisagens de interesse utilizando as cenas do Landsat, com resolução espacial de 30 m, que consideramos adequada para a escala de análise, permitindo a fácil identificação visual dos padrões de desmatamento GEO e ESP. Esse sensor foi escolhido devido à possibilidade de acesso gratuito das imagens e por apresentar uma cobertura temporal de mais de 30 anos (Markham e Helder, 2012), o que viabilizou a análise da evolução temporal de longo prazo dos padrões. Para essas cenas, foram feitos recortes das áreas de interesse para o período de 1985 a 2010 em intervalos de tempo de cinco anos. As imagens do Landsat-5 (sensor TM) foram complementadas com dados provenientes do Landsat-8 (sensor OLI) para o ano de 2015, dado que em 2013 o Landsat-5 foi desativado (Roy *et al.*, 2014), totalizando sete intervalos de tempo. As cenas do Landsat foram selecionadas do site da United States Geological Survey (USGS) e já estavam ortorretificadas e registradas (USGS, 2017).

Primeiramente foram definidas as áreas de interesse e um recorte espacial de tamanho de 50 por 50 km a partir das cenas selecionadas. O tamanho foi definido empiricamente a partir da análise visual dos padrões de desmatamento nas imagens

Landsat, tendo como referência o artigo de Saito *et al.* (2011). Nesse estudo os autores avaliaram o comportamento de algumas métricas de paisagem em diferentes padrões de desmatamento na Amazônia e em diferentes recortes espaciais, sendo o recorte de 50 X 50 km mais adequado para diferenciação de padrões de desmatamento com as métricas utilizadas. Inicialmente foram selecionadas 12 paisagens que apresentavam no mínimo 80% da classe floresta para cada padrão de desmatamento. Não foram incluídas paisagens que apresentavam áreas protegidas, por apresentam padrões espaciais e dinâmicas temporais de desmatamento específicas. Posteriormente, descartamos as paisagens que apresentaram ruído ou cobertura de nuvens nas imagens, em algum ano de interesse. Após isso, restaram sete paisagens de cada padrão para prosseguirmos com as análises propostas, apresentadas na Figura 1 e Figura S1 e S2.

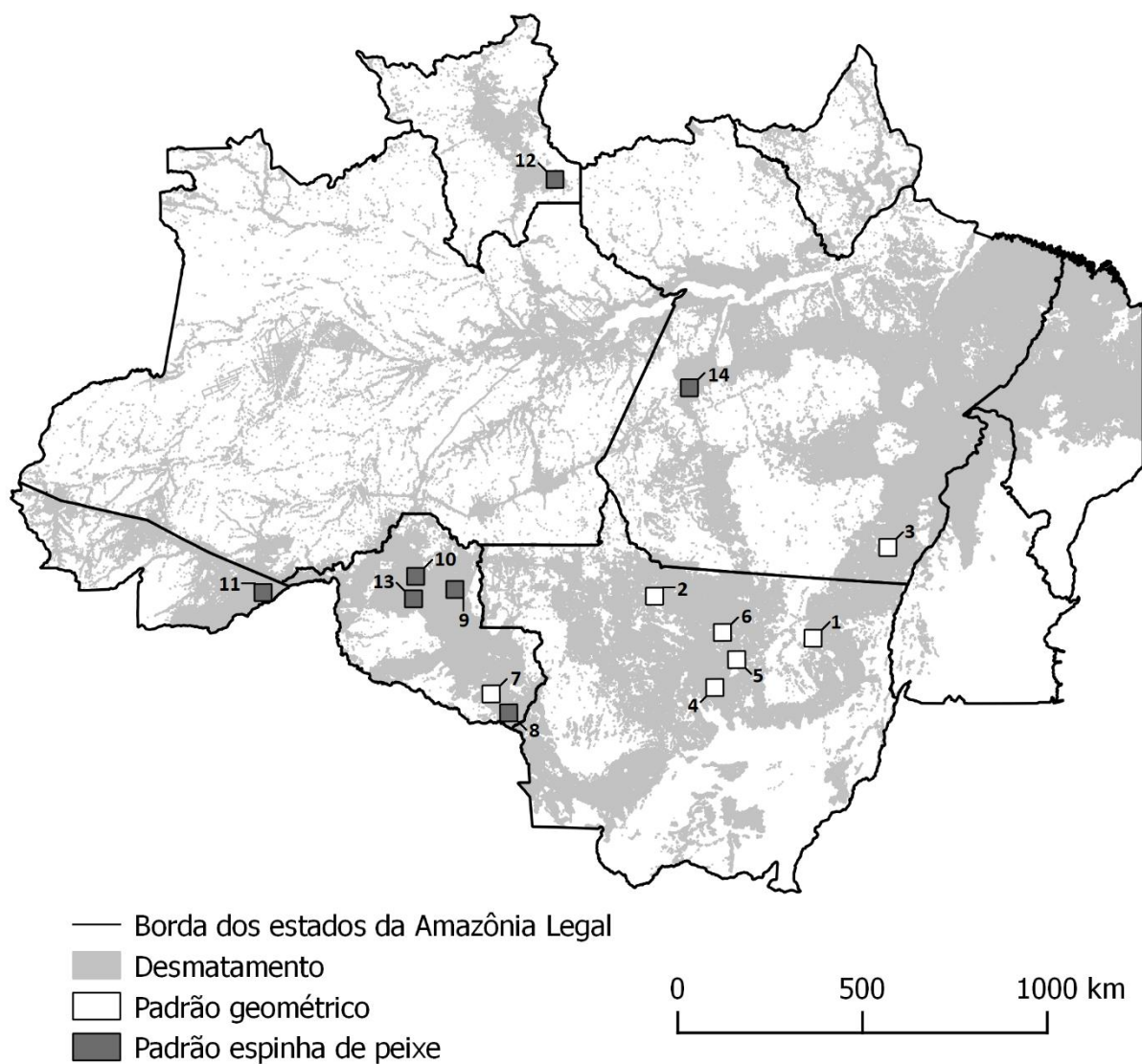


Figura 2. Mapa representando a Amazônia Legal Brasileira e a localização das paisagens. O desmatamento acumulado até 2015 é apresentado juntamente com as paisagens de 50 por 50 km (2.500 km²) que representam o padrão de desmatamento geométrico e o padrão espinha de peixe. Números são os códigos de identificação das paisagens. Para mais informações sobre o contexto das paisagens, consultar o quadro 1 do apêndice desta dissertação.

Classificação das imagens

Apesar do projeto PRODES já possuir os dados de desmatamento para o período de 2000 a 2015, foi necessário gerar todos os dados de desmatamento para as paisagens amostradas, de forma a garantir um ajuste mais preciso entre as datas para a análise de mudanças na cobertura florestal ao longo do tempo. Para gerar os dados de desmatamento, foi utilizado um algoritmo de classificação por regiões não-supervisionado, o ISOSEG (Bins *et al.*, 1993) implementado no software SPRING 5.5.1 (Câmara *et al.*, 1996). As paisagens foram classificadas em duas categorias: 1) floresta e; 2) área desmatada. Primeiramente foi utilizado um segmentador por crescimento de regiões com os limiares de similaridade e de área de 8 e 16, respectivamente. Em seguida foi utilizado o ISOSEG para a classificação. Este algoritmo utiliza a imagem segmentada e técnicas de agrupamento para classificar as regiões identificadas pelo segmentador como pertencentes a uma determinada classe de cobertura da terra. O algoritmo, então, agrupa as classes semelhantes entre si, baseado em um limiar de aceitação e em um determinado número de iterações definidos pelo usuário, para obtenção do mapa final com as classes estabelecidas. Para este estudo foi escolhido empiricamente o limiar de aceitação de 95% e cinco iterações. As classes obtidas foram remapeadas para as classes floresta e área desmatada. Após o remapeamento, as imagens passaram por inspeção visual e as áreas classificadas erroneamente pelo algoritmo foram editadas manualmente para a classe correta. Nós também utilizamos uma máscara de desmatamento de um intervalo de tempo para garantir a classificação correta das áreas desmatadas no intervalo de tempo seguinte.

Cálculo das métricas e comparações entre paisagens

As áreas de cobertura florestal foram calculadas para cada intervalo de tempo a fim de entender como se deu a dinâmica do desmatamento nas paisagens e como essa dinâmica produziu os diferentes padrões de desmatamento. Então comparamos a cobertura florestal entre as sete paisagens com o padrão GEO e as sete paisagens com o padrão ESP para cada ano da série temporal. Utilizamos o teste de Mann-Whitney para as comparações, pois este teste não pressupõe a distribuição normal dos dados e permite a comparação entre dois grupos. Este teste compara a mediana

das populações e a forma da distribuição de cada grupo (Hart, 2001). Para respondermos à pergunta sobre a dinâmica da fragmentação florestal nestes padrões de desmatamento, calculamos o número de fragmentos florestais gerados por esses processos de ocupação ao longo do tempo e os classificamos em diferentes categorias de tamanho (< 1 ha, 1-10 ha, 10-100 ha, 100-250 ha, 250-500 ha, 500-1000 ha, 1000-5000 ha e > 5000 ha). Após a categorização, calculamos a porcentagem da área de floresta remanescente e a porcentagem do número de fragmentos florestais em cada uma dessas categorias a fim de entender como os remanescentes florestais estão distribuídos nas diferentes faixas de tamanho.

Para respondermos a pergunta sobre a evolução da configuração espacial das paisagens, calculamos o isolamento médio dos fragmentos florestais nas paisagens utilizando a métrica *Area-weighted mean Euclidean nearest-neighbor distance* (ENN_AM) e a forma dos fragmentos florestais utilizando a métrica *Perimeter-area fractal dimension* (PAFRAC) (McGarigal, 2015) com o software FRAGSTATS 4.2.1 (McGarigal *et al.* 2012). A métrica ENN_AM calcula, em metros, a distância em linha reta de um fragmento florestal para o fragmento mais próximo entre todos os fragmentos da paisagem e pondera pela área do fragmento florestal. No final a média de todas as distâncias é estimada para a paisagem como um todo. O valor resultante dessa métrica varia de zero até o tamanho limite da paisagem analisada. A métrica PAFRAC descreve a relação perímetro-área para todos os fragmentos florestais da paisagem e varia de 1, para fragmentos com formas mais simples, como um quadrado, à 2, para fragmentos com forma mais convoluída.

Calculamos também a área de borda e do núcleo florestal para cada paisagem a fim de entender melhor as possíveis consequências da fragmentação florestal e os efeitos de borda para a biodiversidade contida nestas paisagens. Consideramos a influência do efeito de borda dentro dos fragmentos remanescentes para quatro categorias de distância (100, 300, 500 e 1000 m) que representam a distância da borda para o interior do fragmento em que diferentes efeitos de borda são observados (Laurance *et al.*, 2002; Briant *et al.*, 2010). Para o cálculo de área de efeito de borda de cada categoria de distância, foi utilizado um *buffer* com essas distâncias calculadas a partir da borda do fragmento em direção ao seu interior e então as áreas foram somadas para a paisagem como um todo em cada categoria de distância. Nós calculamos a área de núcleo como a diferença entre a área do fragmento e a área dos

buffers borda florestal para cada categoria de distância. Posteriormente, as áreas de núcleo de todos os fragmentos florestais foram somadas, tendo-se como resultado a área de núcleo florestal total da paisagem para cada categoria de borda. As operações espaciais foram realizadas no software QGIS 2.18 (Quantum GIS Development Team, 2017) e os testes de Mann-Whitney para a comparação entre paisagens foram executadas no R 3.4.0 (R Core Team, 2017).

RESULTADOS

Evolução da cobertura florestal

Foi observada uma grande variação na perda de cobertura florestal em cada padrão, mesmo para paisagens vizinhas, dentro do mesmo estado e/ou da mesma cena (Tabela 1). Verificamos também que o período de 2000 a 2005 foi o que ocorreu as maiores taxas de desmatamento nas paisagens de ambos os padrões, ou seja, 11 entre as 14 paisagens selecionadas tiveram as maiores taxas de desmatamento nesse período. De maneira geral, o padrão GEO acumulou menor área desmatada do que ESP, entre 25,1% a 63,2% da cobertura florestal, enquanto no padrão ESP apresentou perdas de 32,1% a 70,4%. No início da série, as paisagens de ambos os padrões apresentavam cobertura florestal maior do que 80% (Figura 2), e a diferença entre essas paisagens de 1985 não se mostrou significativa pelo o teste de Mann-Whitney ($p = 1.00$, $\alpha = 0.1$). A partir de 1985 o desmatamento ocorreu em taxas e de forma diferenciada ao longo do tempo, gerando paisagens com trajetórias diferentes e imprevisíveis. Essas trajetórias resultaram em paisagens com 37% a 75% de cobertura florestal no padrão GEO e de 30% a 68% de cobertura florestal no padrão ESP ao final da série em 2015. No entanto, não houve diferença significativa na cobertura florestal entre os dois padrões estudados em nenhum momento da série temporal. Apesar do teste não identificar diferença entre os padrões, a mediana da área da cobertura florestal do padrão ESP foi sempre menor do que no padrão GEO, exceto para no primeiro ano da série (1985), além dos valores mínimos e máximos que também foram menores.

Tabela 1. Perda da cobertura florestal em paisagens da Amazônia Legal Brasileira com diferentes padrões de desmatamento. Os valores na coluna 1985 representam a quantidade total de cobertura florestal na paisagem (em %) no início da série temporal que vai de 1985 a 2015. Para os outros anos, os valores indicam a perda de cobertura florestal (em %) de um momento da série para o outro. Números em negrito indicam os períodos em que cada paisagem perdeu a maior quantidade de cobertura florestal na série temporal. Padrão GEO – paisagens com o padrão de desmatamento geométrico. Padrão ESP – paisagens com o padrão de desmatamento em espinha de peixe.

#	Estado	Padrão	1985	1990	1995	2000	2005	2010	2015	Perda total (%)
1	MT	GEO	87,14	5,41	3,57	6,12	6,60	3,79	0,18	25,67
2	MT	GEO	92,67	2,79	5,46	12,17	10,59	2,38	0,71	34,11
3	PA	GEO	80,25	1,93	8,28	11,35	25,68	9,35	6,64	63,22
4	MT	GEO	93,93	3,63	5,20	8,25	27,80	4,31	1,43	50,62
5	MT	GEO	96,36	1,52	2,00	2,58	15,42	2,36	2,94	26,82
6	MT	GEO	84,05	4,23	4,98	7,39	5,72	0,80	1,99	25,10
7	RO	GEO	87,07	23,52	21,04	6,25	3,47	0,51	0,05	54,75
8	RO	ESP	81,66	21,56	25,98	1,92	9,19	3,14	1,53	63,32
9	RO	ESP	92,32	6,49	18,23	22,97	16,21	4,36	2,14	70,40
10	RO	ESP	91,75	12,24	14,52	0,00	22,14	6,54	5,56	61,00
11	AC	ESP	84,70	10,93	7,68	14,21	9,53	9,66	0,98	52,98
12	RR	ESP	94,10	3,48	4,04	4,97	7,18	9,67	2,80	32,14
13	RO	ESP	89,00	12,54	11,37	11,17	16,62	3,92	3,66	59,28
14	PA	ESP	92,51	4,97	5,06	4,53	7,27	6,86	4,39	33,09

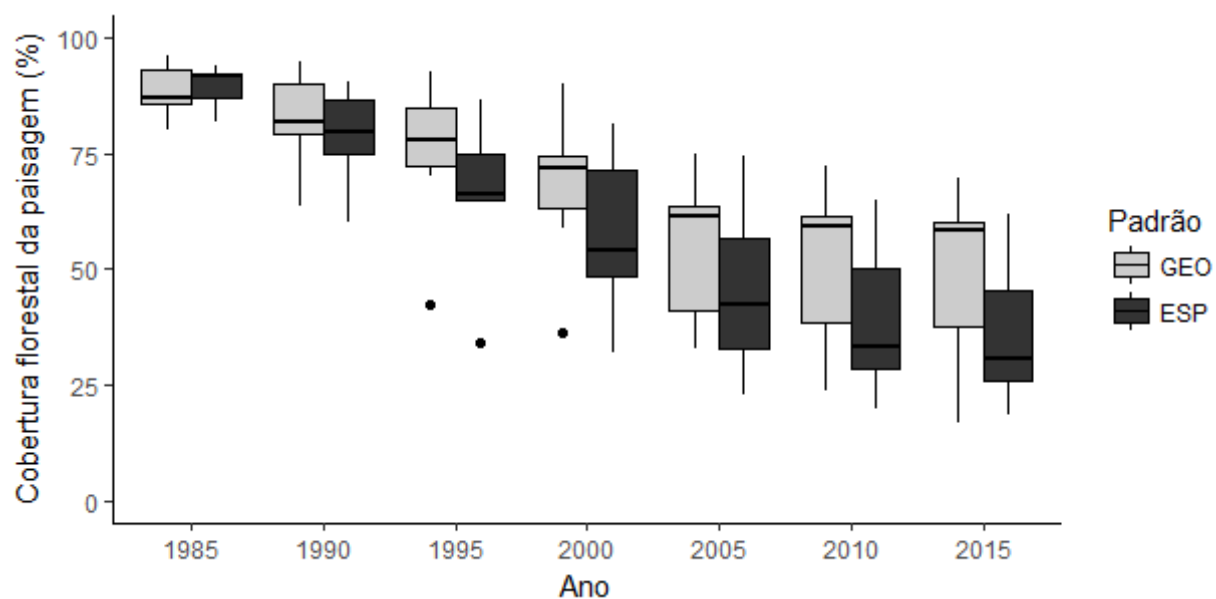


Figura 2. Cobertura florestal das paisagens ao longo da série temporal na Amazônia Brasileira. GEO - padrão de desmatamento geométrico. ESP - padrão de desmatamento em espinha de peixe. ns - diferença não significativa ($p > 0,1$) entre os grupos pelo teste de Mann-Whitney. *Boxplots* representam os quartis e a linha horizontal representa a mediana.

Número de Fragmentos Florestais

Todas as paisagens com o padrão ESP apresentaram mais fragmentos florestais que as paisagens com o padrão GEO ao longo de toda a série temporal (Figura 3). Apenas uma paisagem com o padrão GEO apresentou um número de fragmentos florestais próximo ao do encontrado no padrão ESP. Esta paisagem estava em um local com o relevo irregular e isto pode ter dificultado o desmatamento em algumas áreas devido ao acesso, dificuldade de mecanização ou até mesmo por não serem apropriadas para o cultivo resultando em diversos fragmentos florestais pequenos (Figura S1 – 224/66 PA). Além disso, algumas áreas dessa paisagem passaram por processos de reforma agrária e diversos assentamentos foram criados na região (INCRA, 2018). A magnitude da diferença entre os grupos foi grande: em 2015, a paisagem com o padrão ESP com o maior número de fragmentos contou com aproximadamente 1500 fragmentos, enquanto que a do padrão GEO com maior número de fragmentos apresentou um valor menor do que 200 fragmentos florestais.

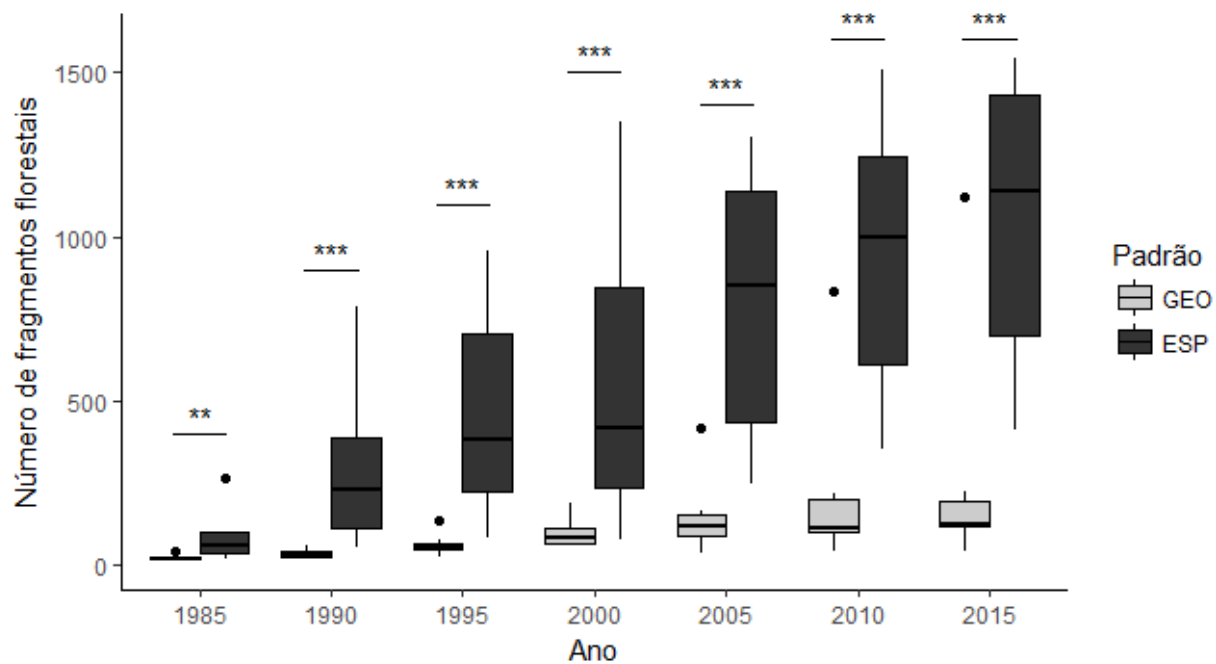


Figura 3. Número de fragmentos florestais criados em paisagens com dois padrões de desmatamento ao longo da série temporal na Amazônia brasileira. GEO - padrão de desmatamento geométrico. ESP - padrão de desmatamento em espinha de peixe. ** e *** - diferença significativa ($p < 0,05$ e $p < 0,01$, respectivamente) entre os grupos para o teste de Mann-Whitney. *Boxplots* representam os quartis e a linha horizontal representa a mediana.

O número de fragmentos das categorias de menor tamanho (<1 ha, 1-10 ha, 10-100 ha, 100-250 ha) superou o número de fragmentos das categorias de maior tamanho (250-500 ha, 500-1000 ha, 1000-5000 ha, > 5000 ha) em ambos os padrões (Figura 4 a e b). A proporção do número de fragmentos por categoria de tamanho foi semelhante em ambos os padrões, mas a área que cada categoria de tamanho ocupa na paisagem foi diferente. Em 1985, quase 100% da área de floresta estava na categoria > 5000 ha nos dois padrões. Os fragmentos das outras categorias de tamanho, principalmente da categoria 1-10 ha, representam a maior parte do número de fragmentos, mas representam uma porcentagem menor da área de floresta da paisagem. Ao longo do tempo, a maior área de florestas das duas paisagens continua concentrada na categoria > 5000 ha, mas observamos uma redução tanto em área como em número de fragmentos nessa categoria para os dois padrões, mudando a distribuição da floresta remanescente nas categorias de tamanho. Nas paisagens com o padrão ESP (Figura 4b) a mudança na distribuição é muito maior, a ponto da categoria > 5000 ha, em 2015, representar 43% da área dos remanescentes florestais, enquanto que no padrão GEO (Figura 4a), para o mesmo ano, a área de remanescentes representou 82% da área dos remanescentes florestais. No padrão GEO, a floresta está praticamente toda concentrada nos fragmentos com mais de 5000 ha, enquanto no padrão ESP a floresta está distribuída em categorias menores de tamanho, indicando uma maior fragmentação florestal deste padrão.

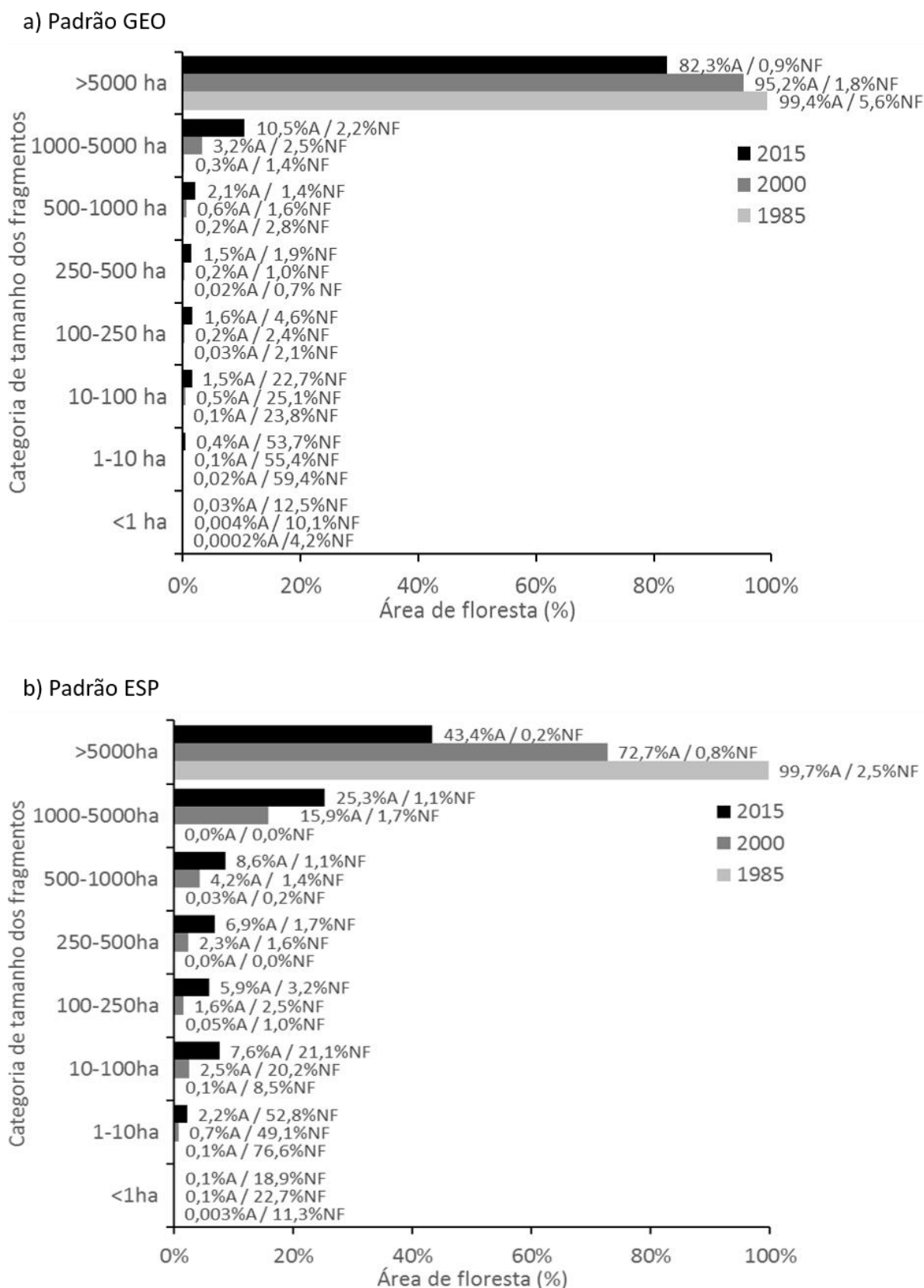


Figura 4. Distribuição da floresta remanescente por categoria de tamanho em paisagens com distintos padrões de desmatamento na Amazônia Legal brasileira. %A – porcentagem da área de floresta remanescente que está em determinada categoria de tamanho. %NF – porcentagem do número de fragmentos florestais de determinada categoria de tamanho. a) Padrão GEO - paisagens com o padrão de desmatamento geométrico. b) Padrão ESP - paisagens com o padrão de desmatamento em espinha de peixe

Isolamento

Até o ano de 1995 a variação do isolamento dos fragmentos florestais foi maior nas paisagens com o padrão GEO, e significativamente maior para o ano de 1990 ($p = 0.0530$, $\alpha = 0.1$) (Figura 5). A partir do ano 2000 (ESP) e 2005 (GEO) a variação em ambos os padrões aumentou, mas para o padrão ESP foi bem maior. Também se pode destacar, a partir da análise dos quartis inferiores e superiores do *boxplot*, uma maior variação no isolamento das paisagens com o padrão ESP do que no padrão GEO, principalmente a partir de 2000. Apesar disto, quando analisamos a diferença entre os dois grupos a partir do teste de Mann-Whitney, essa diferença não se mostrou significativa.

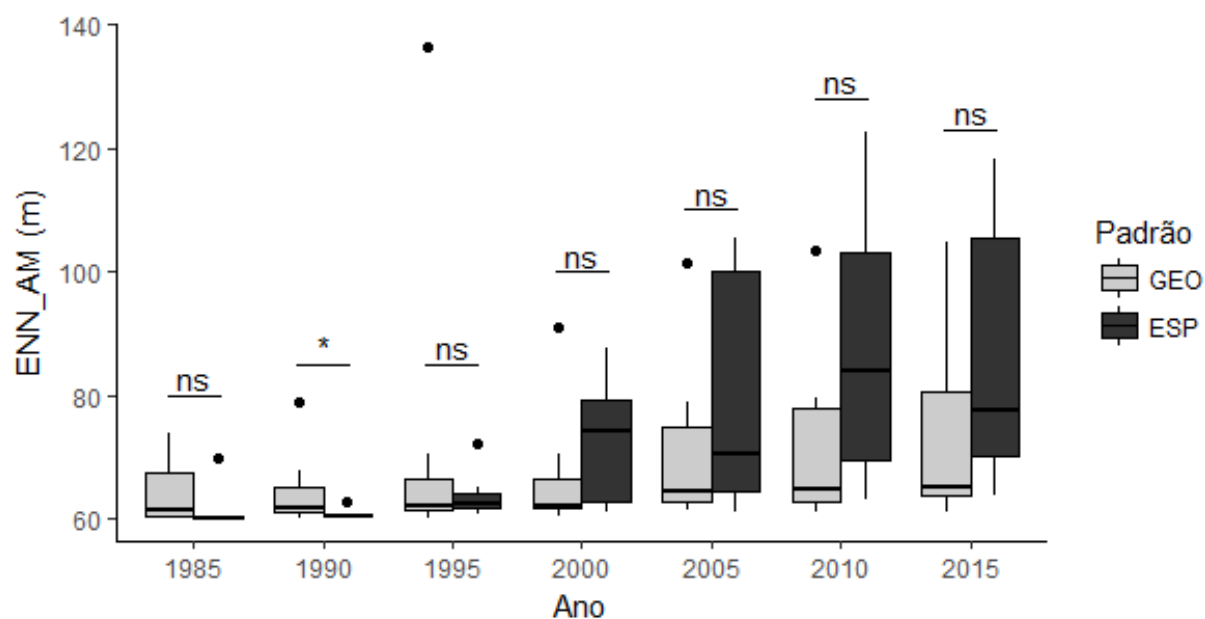


Figura 5. Variação no isolamento médio dos fragmentos florestais para as paisagens estudadas ao longo do tempo. ENN_AM - *Area-weighted mean Euclidean nearest-neighbor distance* (McGarigal, 2015). GEO – paisagens com padrão de desmatamento geométrico. ESP – paisagens com o padrão de desmatamento em espinha de peixe. * - diferença significativa entre os grupos para o teste de Mann-Whitney ($p < 0.1$). ns – diferença não significativa entre os grupos para o mesmo teste. *Boxplots* representam os quartis da distribuição e a linha horizontal a mediana.

Forma

A forma dos fragmentos florestais foi significativamente diferente entre os padrões estudados desde o início da série temporal (Figura 6). A forma dos fragmentos florestais criados no padrão ESP é mais complexa, apresentando uma forma mais convoluída, enquanto que os do padrão GEO são mais simples, se aproximando da forma de um quadrado. Essa diferença entre os grupos começa a diminuir a partir do ano 2000 e, para os anos de 2005 e 2010, as diferenças não são significativas entre os dois grupos.

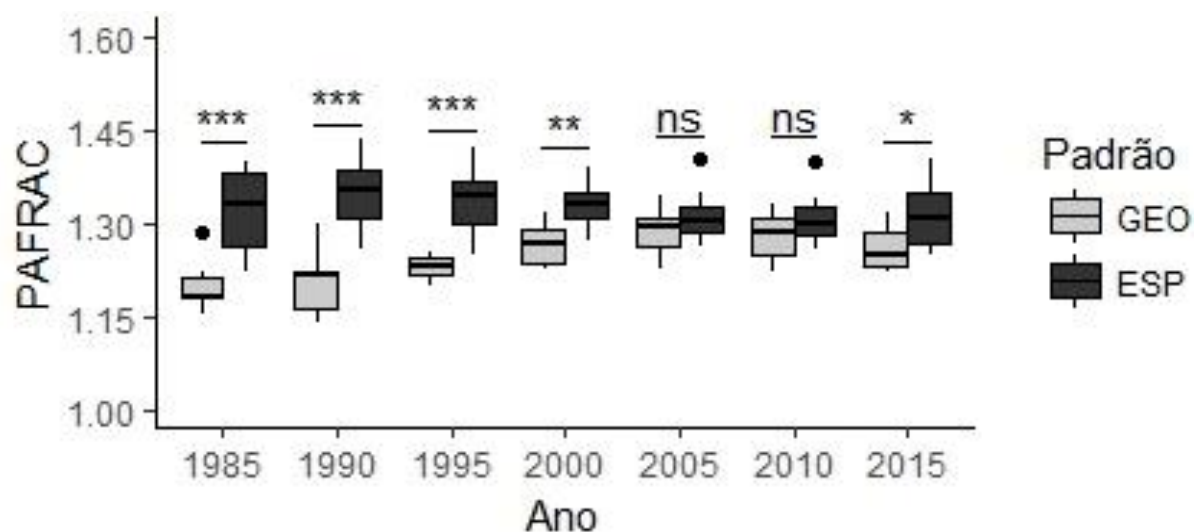


Figura 6. Variação na forma dos fragmentos florestais ao longo do tempo nas paisagens estudadas da Amazônia brasileira. PAFRAC - *Perimeter area fractal dimension* (McGarigal, 2015). GEO - padrão de desmatamento geométrico. ESP - padrão de desmatamento em espinha de peixe. *, ** e *** - diferença significativa entre os grupos para o teste de Mann-Whitney ($p < 0.1$, $p < 0.05$, $p < 0.01$, respectivamente). ns – diferença não significativa entre os grupos para o mesmo teste. *Boxplots* representam os quartis da distribuição e a linha horizontal a mediana.

Área de borda florestal

A área de influência da borda dos fragmentos florestais de todas as categorias consideradas nesse estudo aumentou com o passar do tempo nos dois padrões de desmatamento monitorados (Figura 7). Nas categorias de 100 e 300 metros, o padrão ESP apresentou aproximadamente três vezes mais área florestal sob o efeito de borda que o padrão GEO para todos os anos da série. Já nas categorias de 500 e 1000 metros, essa diferença foi reduzida para duas vezes a mais no padrão ESP do que no padrão GEO. Em 2015, mais de 90% das áreas de floresta no padrão ESP estavam a 1000 metros ou menos da borda e restavam aproximadamente 33% de área de núcleo florestal no padrão GEO, ou seja, sem uma grande influência dos efeitos de borda.

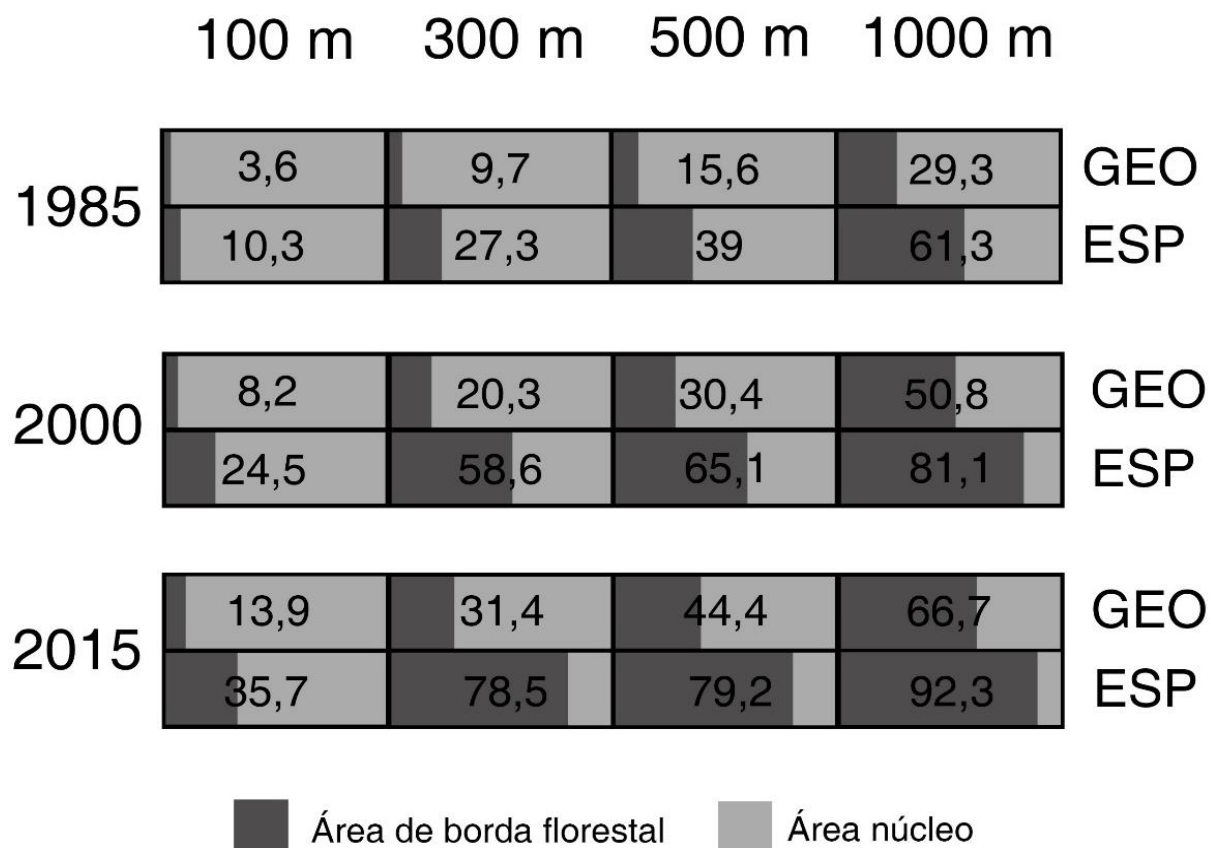


Figura 7. Porcentagem acumulada da área florestal na paisagem afetada por diferentes categorias de borda florestal ao longo dos anos (1985 a 2015) em paisagens com diferentes padrões de desmatamento da Amazônia Brasileira. Os números em cima do painel (100, 300, 500 e 1000) são referentes à distância da borda (em m). As siglas do lado direito referem ao padrão de desmatamento geométrico (GEO) e em espinha de peixe (ESP). Os números dentro dos retângulos representam os valores (em %) da área florestal sob efeito de borda, nas distâncias consideradas.

DISCUSSÃO

Embora o foco deste trabalho tenha sido a análise comparativa de dois padrões de desmatamento associados a pequenos (ESP) e grandes (GEO) produtores rurais, esses padrões podem não ser representativos das formas de ocupação desses dois tipos de produtores. O padrão espinha de peixe representa, por exemplo, uma forma de ocupação típica dos assentamentos do INCRA da década de 1970. Atualmente existem outros tipos de assentamento, como os PDS (Projeto de Desenvolvimento Sustentável), concebido para o desenvolvimento de atividades ambientalmente diferenciadas e dirigido para populações tradicionais (INCRA 2018). Essa e outras modalidades, podem apresentar grandes diferenças na forma de ocupação e, portanto, no desmatamento e na configuração espacial das paisagens por ela produzida. Fora das áreas do INCRA, outras formas de ocupação relacionada a pequenos produtores também se estabelecem e não foram avaliadas neste trabalho. Os padrões geométricos selecionados também representam uma parte dos processos de ocupação relacionados com o estabelecimento de grandes fazendas. No estado do Mato Grosso, muitas áreas não puderam ser selecionadas devido a presença de outras formações não florestais, que iria afetar grande parte das métricas utilizadas. Isso limitou a área de busca, tornando o resultado menos representativo dessa categoria. Outro fator deste estudo que limitou a representatividade dos padrões é a data inicial da série temporal. Muitos locais com o padrão GEO, por exemplo, só se expandiram no final da década de 90, como em Santarém (Dal'Asta *et al.* 2013).

Ao contrário do que esperávamos, não encontramos diferença significativa na quantidade de área desmatada em paisagens com padrão GEO e com o padrão ESP ao olharmos na escala aqui apresentada (50x50 km). Apesar disto, o conjunto das paisagens analisadas evidenciou que a maior parte das paisagens com o padrão ESP apresentam menos cobertura florestal do que as do padrão GEO (Figura 2). Também é importante notar que as maiores taxas de desmatamento nos dois padrões se concentraram no período entre 2000-2005 (Tabela 1), provavelmente porque o segundo, terceiro e quarto anos com as maiores taxas de desmatamento da Amazônia Legal também estão nesse período (INPE 2017). Sendo assim, as ameaças à biodiversidade por perda de habitat (e.g. declínio de populações - Estrada *et al.*, 2017; perda direta de espécies - Pimm *et al.*, 2014) tendem a ser semelhantes em ambos os padrões, mas mais presente em paisagens com o padrão ESP. Como a cobertura

florestal em ambos os padrões de desmatamento continuou sendo reduzida ao longo de toda a série histórica, podemos deduzir que espécies de floresta primária, vulneráveis ou que apresentam uma distribuição mais restrita por serem especialistas, foram afetadas negativamente, enquanto as espécies pioneiras e invasoras tendem a substituí-las na paisagem (Laurance *et al.*, 2018). A partir de 2005, a maior parte das paisagens com o padrão ESP e algumas do padrão GEO que foram avaliadas apresentam menos de 40% de cobertura florestal (Figura 2). Este valor está abaixo do limiar de cobertura florestal em que foi detectado a perda de algumas espécies da Amazônia, como mamíferos e aves de médio e grande porte, aves de sub-bosque (Ochoa-Quintero *et al.*, 2015) e de morcegos e pequenos mamíferos em outras florestas (Pardini *et al.*, 2010; Muylaert *et al.*, 2016). Além disso, paisagens com menos de 51% de cobertura florestal podem apresentar uma mudança abrupta na conectividade da paisagem (Michalski *et al.*, 2008). Mesmo as paisagens que estejam acima desses limiares de cobertura florestal, as florestas remanescentes nestas paisagens podem estar alteradas por conta da fragmentação florestal e da mudança na configuração da paisagem. No entanto, esses processos seguiram diferentes trajetórias tanto dentro de cada padrão de desmatamento como entre os padrões.

A variação dentro de cada padrão refletiu as diferenças nos processos históricos de ocupação de cada região da Amazônia Legal (Machado, 1998). Ainda que as paisagens apresentem o mesmo padrão de desmatamento, elas podem apresentar uma grande variedade na sua configuração e diferentes ritmos de perda florestal. Os maiores índices de desmatamento e alteração na configuração da paisagem foram observados nas paisagens localizadas no estado de Rondônia (parte sul do arco do desmatamento) (Tabela 1). A proximidade dessa região às estradas pavimentadas e ao mercado consumidor do sul e sudeste do Brasil, pode explicar o processo de desmatamento mais intenso nas paisagens desse estado (Aguiar *et al.*, 2007; Barber *et al.*, 2014). Além disso, os solos da Amazônia são diversos e os de melhor qualidade não estão homogeneamente distribuídos a região (Quesada *et al.*, 2011). Mesmo com essas variações intra-padrões, foi possível diferenciar os padrões GEO e ESP com a análise das métricas de paisagem ao longo do tempo. Os resultados das métricas mostraram que o desmatamento modifica a paisagem de forma diferenciada desde o início da ocupação e das primeiras conversões da cobertura florestal. Com isso, a biodiversidade em cada padrão de desmatamento

também deve ser afetada de forma diferenciada, mesmo que a quantidade de habitat disponível seja semelhante entre os dois padrões (Figura 2) (Prist *et al.*, 2012; Villard e Metzger, 2014).

Apesar do desmatamento total ter sido semelhante em ambos os padrões, os fragmentos florestais resultantes deste processo foram diferentes em número, tamanho, forma e arranjo espacial. A fragmentação florestal no padrão ESP resultou em um número maior de fragmentos florestais ao longo de toda série temporal (Figura 3). A fragmentação florestal pode causar efeitos negativos à biodiversidade, como por exemplo, a redução do fluxo gênico entre populações (Lancaster *et al.*, 2016), mudança na composição das comunidades (Laurance *et al.*, 2006), aceleração da dinâmica florestal (recrutamento e mortalidade de plantas) (Laurance *et al.*, 2014), aumento da área de borda florestal (Haddad *et al.*, 2015) e maior suscetibilidade à queimadas (Alencar *et al.*, 2015). No entanto, esses efeitos também são dependentes do tamanho dos fragmentos florestais remanescentes na paisagem.

Em 2015, a área ocupada pelos fragmentos com mais de 5000 ha do padrão ESP é praticamente a metade da área ocupada por fragmentos da mesma categoria de tamanho do padrão GEO (Figura 4). Com isso, a floresta remanescente no padrão ESP está distribuída entre as categorias menores de tamanho, enquanto que nas paisagens com o padrão GEO a floresta remanescente está concentrada nos fragmentos maiores (Figura 4). Remanescentes florestais de dimensões maiores (> 1000 ha) podem proteger a biodiversidade dos efeitos negativos da fragmentação florestal, além de assegurar uma maior heterogeneidade de habitats na paisagem (Van Houtan *et al.*, 2007). Fragmentos de tamanhos menores (<100 ha), apesar de também serem importantes para a manutenção da biodiversidade (Bruna *et al.*, 2005; Michalski e Peres, 2007; Arroyo-Rodríguez *et al.*, 2009), tendem a prover habitat para populações menores, a apresentar uma redução no número de espécies e a ter menor importância na provisão de serviços ecossistêmicos (Michalski e Peres, 2007; Peres *et al.*, 2010; Haddad *et al.*, 2015; Laurance *et al.*, 2018). Além disso, foi visto para algumas paisagens neotropicais que fragmentos florestais com menos de 100 ha são pouco viáveis para manutenção de espécies de répteis, anfíbios e aves de grande porte (Schneider-Maunoury *et al.*, 2016; Michalski e Peres, 2017). Por isso, é possível que a biodiversidade nas paisagens com o padrão ESP esteja mais ameaçada pelos efeitos de longo prazo acarretados pela fragmentação florestal.

As ameaças podem ser minimizadas caso as paisagens apresentem um baixo nível de isolamento entre os fragmentos florestais, gerando uma maior conectividade entre as manchas, aumentando as possibilidades de dispersão e movimentação dos indivíduos (Haddad *et al.*, 2017; Mouquet e Loreau, 2003), assegurando assim, a manutenção de suas metapopulações e metacomunidades (Haddad *et al.*, 2017; Lion *et al.*, 2016; Tulloch *et al.*, 2016). Nas paisagens com o padrão ESP, observamos uma grande variação no isolamento médio dos fragmentos (Figura 5). Essa variação aconteceu porque as paisagens com padrão ESP, principalmente as localizadas no estado de Rondônia, estão muito mais desmatadas do que as paisagens do mesmo padrão em outros estados, gerando fragmentos florestais mais distantes uns dos outros e, portanto, mais isolados (Tabela 1, Figura S1 e S2). Isto evidencia uma grande heterogeneidade dos processos de ocupação e de desmatamento nas áreas selecionadas, condicionada provavelmente por diferentes contextos de acesso, infraestrutura, socioeconômico, entre outros. Ainda assim, tanto no padrão ESP quanto no GEO, o menor valor encontrado é grande o bastante (60 m, Figura 5) para afetar espécies de besouros, abelhas e mesmo aves de sub-bosque (Laurance *et al.*, 2018). Mesmo que as paisagens com o padrão GEO sejam menos fragmentadas, os fragmentos florestais deste padrão estão tão isolados quanto os do padrão ESP (Figura 5).

Devido ao processo de ocupação das paisagens com padrão ESP, os fragmentos florestais tendem a ter uma forma mais alongada e irregular, com as bordas mais convoluídas (Figura 6). No entanto, a diferença na forma dos fragmentos florestais entre os dois padrões reduziu a partir de 2000. Isto pode se dar por uma inversão da matriz da paisagem em que uma matriz inicial dominada por florestas, passa a ter uma matriz com outras coberturas, como pasto, por exemplo, e, enquanto a paisagem fica cada vez mais fragmentada, os polígonos de floresta começam a ficar menores, menos contínuos e mais simplificados em sua forma. Este dado coincide com o fato destas paisagens terem sido mais desmatadas e fragmentadas a partir deste mesmo período (Tabela 1, Figuras 3 e 4). Mesmo com essa simplificação na forma, os fragmentos florestais das paisagens com o padrão ESP continuam mais convoluídos ao final da série. Isto facilita a exposição dessas manchas às áreas exteriores (matriz), devido as múltiplas e extensas bordas florestais, ampliando os efeitos deletérios da borda (Malcolm, 1998; Laurance *et al.*, 2018). Além disso, os

efeitos de borda variam de acordo com a distância da borda dos fragmentos (Laurance *et al.*, 2002). Até os 100 primeiros metros, os fragmentos estão suscetíveis à maior parte das mudanças relacionadas à borda florestal, como a redução na umidade do ar e do solo (Kapos, 1989; Camargo e Kapos, 1995), mudança no recrutamento de árvores (Laurance *et al.*, 1998; Sizer e Tanner, 1999) e invasão de plantas adaptadas às áreas perturbadas (Bierregaard *et al.*, 1992). Em 2015, 35,7% da área florestal nas paisagens com o padrão ESP estavam sob estes efeitos (Figura 7), comprometendo a biodiversidade nestas paisagens. Aos 300 e 500 metros da borda florestal, diversos efeitos deletérios ainda podem ser notados. O aumento na mortalidade de árvores (Laurance *et al.*, 1998) e o favorecimento de espécies adaptadas aos distúrbios (Laurance *et al.*, 2018) são alguns exemplos. Em 2015, quase 80% das áreas de floresta no padrão ESP estavam nestas condições (Figura 7), resultando em florestas potencialmente mais degradadas e com uma tendência a perder biodiversidade ao longo do tempo. Poucos efeitos são perceptíveis aos 1000 m de distância da borda, mas já foi demonstrado em paisagens que passam por queimadas frequentes, que os efeitos deletérios de borda tendem a se expandir para o interior dos fragmentos florestais (Didham e Lawton 1999; Cochrane e Laurance 2002; Briant *et al.*, 2010). Na Amazônia, queimadas são práticas frequentes (Armenteras *et al.*, 2013; Alencar *et al.*, 2015) e ter 66,7% e 92,3% (GEO e ESP, respectivamente) das florestas a menos de 1 km da borda, significa uma ameaça de se ampliar os efeitos da borda para o interior dos fragmentos florestais afetando sua qualidade e, portanto, sua biodiversidade (Cochrane e Laurance, 2002). Além disso, a área de núcleo dos fragmentos florestais dessas paisagens está mais acessível por estar mais próxima da borda e, portanto, mais suscetível à caça (Peres, 2001).

As métricas avaliadas em conjunto, apontam para a possibilidade de que a biodiversidade nas paisagens com o padrão ESP possam estar mais vulneráveis aos efeitos de longo prazo causados pela fragmentação florestal do que no padrão GEO, como previsto por Bierregaard *et al.* (1992). No entanto, como não avaliamos diretamente a biodiversidade nas paisagens não podemos afirmar com precisão o estado de conservação da biodiversidade nestas paisagens nem afirmar que as paisagens com o padrão GEO são amigáveis à biodiversidade (*sensu* Melo *et al.*, 2013). No entanto, Prist *et al.* (2012) encontraram que o número de espécies de vertebrados é maior em paisagens com o padrão GEO do que com o padrão ESP,

principalmente pela diferença no número e do tamanho dos fragmentos florestais nessas paisagens. Ainda assim, não é possível fazer a associação de que os pequenos produtores degradam mais as paisagens do que os grandes fazendeiros. Processos com a concentração de terra em assentamentos e a reforma agrária em grandes propriedades podem modificar essa relação (Silva *et al.*, 2008; Affonso *et al.*, 2017). Além disso, este estudo avaliou apenas um dos padrões de desmatamento produzidos por pequenos produtores rurais. Para chegarmos a essas conclusões seria necessário avaliar os outros padrões (Saito *et al.*, 2011). Atualmente existem vários padrões de assentamento do INCRA, seguindo diferentes concepções e formas de ocupação que contam, inclusive, com o uso sustentável dos recursos florestais. Além disso, este trabalho avaliou o impacto desses processos de ocupação em uma área limitada para efeitos de comparação. Essa delimitação esconde o fato de que no padrão GEO o desmatamento pode se espalhar para além do tamanho da paisagem que utilizamos, enquanto que o desmatamento no padrão ESP tende a ficar concentrado na área do assentamento. Por tanto, o tamanho da janela escolhida para as análises neste estudo também pode mascarar o total de áreas desmatadas no padrão GEO. Isto pode ser um dos motivos das paisagens com o padrão GEO no estado do Mato Grosso manterem uma porcentagem de cobertura florestal elevada ao longo da série temporal (Tabela 1, Figura S1). Seriam necessários outros estudos com tamanho de paisagens maiores para checar esta possibilidade.

Apesar de termos indicativos de que biodiversidade em paisagens com padrão ESP está mais ameaçada do que em paisagens com o padrão GEO, alguns aspectos ecológicos que não foram avaliados neste estudo podem mudar esse diagnóstico. A matriz de cada tipo de padrão tem uma forte influência sobre a capacidade de dispersão das espécies na paisagem (Peres *et al.*, 2010; Wolfe *et al.*, 2015; Rocha *et al.*, 2016b). No padrão GEO, as pastagens e a plantação de soja são as matrizes dominantes e são reconhecidas por serem pouco permissivas à movimentação de espécies florestais (Eycott *et al.*, 2012) e por aumentar o risco de predação (Russell *et al.*, 2003). No padrão ESP, a paisagem pode ser composta por diferentes matrizes, que variam do pasto ao cultivo de espécies arbóreas, como o cacau, que facilitam a movimentação e resguardam alguma biodiversidade (Arima *et al.*, 2015). A vegetação secundária também é frequentemente encontrada nas paisagens com o padrão ESP por questões relacionadas com a forma de manejo das pastagem (R. Rocha *et al.*,

2016). A vegetação secundária pode alterar a configuração da paisagem e reduzir as ameaças à biodiversidade, através, por exemplo, do aumento da proporção de cobertura florestal e da redução do isolamento, a partir da ocorrência de manchas de vegetação secundária, que conectam os fragmentos florestais (Chazdon, 2017). Tais manchas também podem funcionar como um tampão para a redução dos efeitos de borda sobre os remanescentes florestais (Laurance *et al.* 2017), uma vez que muitas delas podem ocorrer próximas ao limite da mancha florestal. Sendo assim, o tipo de matriz pode reduzir os impactos negativos da fragmentação florestal, mesmo que as paisagens com o padrão ESP sejam mais fragmentadas e apresentem uma configuração menos favorável para a biodiversidade como um todo.

CONCLUSÕES

A dinâmica do desmatamento foi semelhante nos dois padrões de desmatamento avaliados, mostrando que ambos, representando diferentes formas de ocupação, perderam grande parte da cobertura florestal inicial em proporções similares. Entretanto, observamos uma grande variação na forma em que ocorreu a perda da cobertura florestal nas paisagens relativas a esses dois padrões, ao longo do tempo. A fragmentação florestal foi mais intensa no padrão ESP, que produziu paisagens com maior número de fragmentos florestais, com menor área e com maior quantidade de áreas sob efeito de borda. Podemos concluir que a trajetória dos assentamentos rurais que seguiram o modelo espinha de peixe, concebido pelo INCRA na década de 1970, trouxe efeitos negativos importantes para a conservação da biodiversidade, não somente pela quantidade de área desmatada, mas principalmente pela configuração espacial produzida pela ocupação, cujo desmatamento é condicionado pela forma em que os lotes são dispostos ao longo das estradas principais e vicinais. O padrão GEO também sofreu uma significativa perda florestal e o avanço do desmatamento neste padrão tende a produzir paisagens com uma configuração que também resulta em efeitos negativos à biodiversidade. Por isso enfatizamos a necessidade de um maior controle do desmatamento nas paisagens com este padrão para a manutenção da cobertura florestal mais elevada e da menor fragmentação florestal.

AGRADECIMENTOS

Nós agradecemos ao Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais e ao Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais pelo suporte estrutural e logístico para a execução deste projeto e a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior e a Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Amazonas pela concessão da bolsa de estudo. Agradecemos também a Anielli Rosane de Souza pela ajuda na execução desse projeto e a Camilo Rennó pela ajuda nas análises estatísticas.

REFERÊNCIAS

- Affonso, A.G.; Isabel, M.; Escada, S.; Maurano, L.E. 2017. Desflorestamento e concentração de terra nos assentamentos de reforma agrária na Amazônia. *Anais do XVIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*. Santos - SP.
- Aguilar, A.P.D.; Câmara, G.; Escada, M.I.S. 2007. Spatial statistical analysis of land-use determinants in the Brazilian Amazonia: Exploring intra-regional heterogeneity. *Ecological Modelling* 209: 169–188.
- Alencar, A.; Pereira, C.; Castro, I.; Cardoso, A.; Souza, L.; Costa, R.; *et al.* 2016. *Desmatamento nos Assentamentos da Amazônia: Histórico, Tendências e Oportunidades*. IPAM, Brasília, DF, 93pp.
- Alencar, A.A.; Brando, P.M.; Asner, G.P.; Putz, F.E. 2015. Landscape fragmentation, severe drought, and the new Amazon forest fire regime. *Ecological Applications* 25: 1493–1505.
- Almeida, C.; Coutinho, A.; Esquerdo, J.C.; Adami, M.; Venturieri, A.; Diniz, C.; *et al.* 2016. 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* 46: 291–302.
- Alvarez-Berríos, N.L.; Aide, M.T. 2015. Global demand for gold is another threat for tropical forests. *Environmental Research Letters* 10.
- Arima, E.; Walker, R.; Perz, S.; Sousa, C. 2015. Explaining the fragmentation in the Brazilian Amazonian forest. *Journal of Land Use Science*: 37–41.
- Armenteras, D.; González, T.M.; Retana, J. 2013. Forest fragmentation and edge influence on fire occurrence and intensity under different management types in Amazon forests. *Biological Conservation* 159: 73–79.
- Arroyo-Rodríguez, V.; Pineda, E.; Escobar, F.; Benítez-Malvido, J. 2009. Value of small patches in the conservation of plant-species diversity in highly fragmented rainforest. *Conservation Biology* 23: 729–739.
- Assunção, J.; Gandour, C.; Pessoa, P.; Rocha, R. 2015. *Deforestation scale and farm Size: the need for tailoring policy in Brazil*. CPI Report, 27p.

- Barber, C.; Cochrane, M.; Souza, C.; Laurance, W. 2014. Roads, deforestation, and the mitigating effect of protected areas in the Amazon. *Biological Conservation* 177: 203–209.
- Bierregaard, R.O.; Lovejoy, T.E.; Kapos, V.; dos Santos, A.A.; Hutchings, R.W. 1992. The biological dynamics of tropical rainforest fragments: a prospective comparison of fragments and continuous forest . The biological dynamics of tropical rainforest fragments: a prospective comparison of fragments and continuous forest . *BioScience* 42: 859–866.
- Bins, L.S.; Erthal, G.J.; Fonseca, L.M.G. 1993. Um método de Classificação Não Supervisionada por Regiões. *Anais do VI Simpósio Brasileiro de Computação Gráfica e Processamento de Imagens*: 65–68.
- Briant, G.; Gond, V.; Laurance, S. 2010. Habitat fragmentation and the desiccation of forest canopies: A case study from eastern Amazonia. *Biological Conservation* 143: 2763–2769.
- Broadbent, E.; Asner, G.; Keller, M.; Knapp, D.; Oliveira, P.; Silva, J. 2008. Forest fragmentation and edge effects from deforestation and selective logging in the Brazilian Amazon. *Biological Conservation* 141: 1745–1757.
- Bruna, E.M.; Vasconcelos, H.L.; Heredia, S. 2005. The effect of habitat fragmentation on communities of mutualists: Amazonian ants and their host plants. *Biological Conservation* 124: 209–216.
- Câmara, G.; Cartaxo, R.; Souza, M.; Freitas, U.M.; Garrido, J. 1996. Spring : Integrating Remote Sensing and Gis By Data Modelling. *Computer & Graphics* 20: 395–403.
- Camargo, J.L.C.; Kapos, V. 1995. Complex edge effects on soil moisture and microclimate in central Amazonian forest. *Journal of Tropical Ecology* 11: 205–221.
- Carrara, E.; Arroyo-Rodríguez, V.; Vega-Rivera, J.; Schondube, J.; de Freitas, S.; Fahrig, L. 2015. Impact of landscape composition and configuration on forest specialist and generalist bird species in the fragmented Lacandona rainforest, Mexico. *Biological Conservation* 184: 117–126.

- Carrié, R.; Andrieu, E.; Cunningham, S.A.; Lentini, P.E.; Loreau, M.; Ouin, A. 2017. Relationships among ecological traits of wild bee communities along gradients of habitat amount and fragmentation. *Ecography* 40: 85-97.
- Chazdon, R.L. 2017. Landscape Restoration, Natural Regeneration, and the Forests of the Future. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 102: 251–257.
- Cochrane, M.; Laurance, W. 2002. Fire as a large-scale edge effect in Amazonian forests. *Journal of Tropical Ecology* 18: 311–325.
- Dal'Asta, A.P.; Escada, M.I.; Amaral, S.; Monteiro, A.M. 2013. Evolução do arranjo espacial urbano e das terras agrícolas no entorno de Santarém (Pará) no período de 1990 a 2010: Uma análise integrada baseada em sensoriamento remoto e espaços celulares. *XVI - Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto* 1.
- Didham, R.K.; Lawton, J.H. 1999. Edge Structure Determines the Magnitude of Changes in Microclimate and Vegetation Structure in Tropical Forest Fragments. *Biotropica* 31: 17.
- Escada, M.I.; Maurano, L.E.; Rennó, C.; Amaral, S.; Valeriano, D. 2011. Avaliação de dados dos Sistemas de Alerta da Amazônia: DETER e SAD. *XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR*: 5418–5425.
- Estrada, A.; Garber, P.A.; Rylands, A.B.; Roos, C.; Fernandez-duque, E.; Fiore, A. Di; *et al.* 2017. Impending extinction crisis of the world ' s primates : Why primates matter. *Advance Science* 3: 1–16.
- Eycott, A.E.; Stewart, G.B.; Buyung-Ali, L.M.; Bowler, D.E.; Watts, K.; Pullin, A.S. 2012. A meta-analysis on the impact of different matrix structures on species movement rates. *Landscape Ecology* 27: 1263–1278.
- Fahrig, L. 2003. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annual Review of Ecological and Environmental Systems* 34: 487–515.
- Fearnside, P. 2005. Deforestation in Brazilian Amazonia: History, rates, and consequences. *Conservation Biology* 19: 680–688.

- Fearnside, P.; Figueiredo, A.M.R. 2015. China's influence on deforestation in Brazilian Amazonia: A growing force in the state of Mato Grosso. *Global Economic Governance Initiative* 3:1-51.
- Geist, H.; Lambin, E. 2002. Proximate Causes and Underlying Driving Forces of Tropical Deforestation. *BioScience* 52: 143–150.
- Godar, J.; Tizado, E.J.; Pokorny, B. 2012. Who is responsible for deforestation in the Amazon? A spatially explicit analysis along the Transamazon Highway in Brazil. *Forest Ecology and Management* 267: 58–73.
- Haddad, N.; Brudvig, L.; Clobert, J.; Davies, K.; Gonzalez, A.; Holt, R.; *et al.* 2015. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advances* 1: 1–9.
- Haddad, N.M.; Holt, R.D.; Fletcher, R.J.; Loreau, M.; Clobert, J. 2017a. Connecting models, data, and concepts to understand fragmentation's ecosystem-wide effects. *Ecography* 40: 1–8.
- Haddad, N.M.; Gonzalez, A.; Brudvig, L.A.; Burt, M.A.; Levey, D.J.; Damschen, E.I. 2017b. Experimental evidence does not support the Habitat Amount Hypothesis. *Ecography* 40: 48–55.
- Hart, A. 2001. Mann-Whitney test is not just a test of medians: differences in spread can be important. *Bmj* 323: 391–393.
- Van Houtan, K.S.; Pimm, S.L.; Halley, J.M.; Bierregaard, R.O.; Lovejoy, T.E. 2007. Dispersal of Amazonian birds in continuous and fragmented forest. *Ecology Letters* 10: 219–229.
- INCRA. 2018. *Criação e Modalidades de Assentamentos*. <http://www.incra.gov.br/assentamentosmodalidades>. .
- INPE. 2018. *PRODES*. (<http://www.dpi.inpe.br/prodesdigital/prodes.php>). Acesso: 20/05/18.
- Kalamandeen, M.; Gloor, E.; Mitchard, E.; Quincey, D.; Ziv, G.; Spracklen, D.; *et al.* 2018. Pervasive rise of small-scale deforestation in Amazonia. *Scientific Reports* 8: 1–10.

- Kapos, V. 1989. Effects of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazon. *Journal of Tropical Ecology* 5: 173–185.
- Lancaster, M.; Cooper, S.; Carthew, S. 2016. Genetic consequences of forest fragmentation by agricultural land in an arboreal marsupial. *Landscape Ecology* 31: 655–667.
- Laurance, W.; Ferreira, L.; Rankin-de Merona, J.; Laurance, S. 1998a. Rain forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities. *Ecology* 79: 2032–2040.
- Laurance, W.; Albernaz, A.; Fearnside, P.; Vasconcelos, H.; Ferreira, L. 2004. Deforestation in Amazonia. *Science* 304: 1109–1111.
- Laurance, W.; Ferreira, L.; Rankin-de Merona, J.; Laurance, S.; Hutchings, R.; Lovejoy, T. 1998b. Effects of forest fragmentation on recruitment patterns in Amazonian tree communities. *Conservation Biology* 12: 460–464.
- Laurance, W.; Lovejoy, T.; Vasconcelos, H.; Bruna, E.; Didham, R.; Stouffer, P.; *et al.* 2002. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-years investigation. *Conservation Biology* 16: 605–618.
- Laurance, W.; Nascimento, H.; Laurance, S.; Andrade, A.; Ribeiro, J.; Giraldo, J.; *et al.* 2006. Rapid decay of tree-community composition in Amazonian forest fragments. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 103: 19010–19014.
- Laurance, W.; Andrade, A.; Magrach, A.; Camargo, J.; Campbell, M.; Fearnside, P.; *et al.* 2014. Apparent Environmental Synergism Drives the Dynamics of Amazonian forest fragments. *Ecology* 95: 3018–3026.
- Laurance, W.F.; Camargo, J.; Fearnside, P.; Lovejoy, T.; Williamson, B.; Mesquita, R.; *et al.* 2018. An Amazonian rainforest and its fragments as a laboratory of global change Manuscript. *Biological Reviews* 93 (1): 223-247
- Lion, M.B.; Garda, A.A.; Santana, D.J.; Fonseca, C.R. 2016. The Conservation Value of Small Fragments For Atlantic Forest Reptiles. *Biotropica* 48: 265–275.

- Machado, L. 1998. A fronteira agrária na Amazônia brasileira. In: Christofletti, A.; Becker, B.; Davidovich, F.R.; Geiger, P.P. (Eds.), *Geografia E Meio Ambiente No Brasil*, 2ª edição ed.São Paulo - Rio de Janeiro,.
- Malcolm, J. 1998. A model of conductive heat flow in forest edges and fragmented landscapes. *Climatic Change* 39: 487–502.
- Markham, B.L.; Helder, D.L. 2012. Forty-year calibrated record of earth-reflected radiance from Landsat: A review. *Remote Sensing of Environment* 122: 30–40.
- McGarigal, K. 2015. FRAGSTATS HELP. 182pp.
- McGarigal, K.; Cushman, S.; Ene, E. 2012. FRAGSTATS v4: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical and Continuous Maps. Software de computador produzido pelos autores na University of Massachusetts, Amherst. Disponível em <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>.
- Melo, P.L.F.; Arroyo-Rodríguez, V.; Fahrig, L.; Martínez-Ramos, M.; Tabarelli, M. 2013. On the hope for biodiversity-friendly tropical landscapes. *Trends in Ecology & Evolution* 28 (8): 462-468.
- Metzger, J.P. 2001. Effects of deforestation pattern and private nature reserves on the forest conservation in settlement areas of the Brazilian Amazon. *Biota Neotropica* 1: 1–14.
- Michalski, F.; Peres, C.A. 2007. Disturbance-mediated mammal persistence and abundance-area relationships in Amazonian forest fragments. *Conservation Biology* 21 (6): 1626-1640
- Michalski, F.; Peres, C.A.; Lake, I.R. 2008. Deforestation dynamics in a fragmented region of southern Amazonia: Evaluation and future scenarios. *Environmental Conservation* 35 (2): 93-103
- Mouquet, N.; Loreau, M. 2003. Community Patterns in Source-Sink Metacommunities. *The American Naturalist* 162: 544–557.
- Muyllaert, R.L.; Stevens, R.D.; Ribeiro, M.C. 2016. Threshold effect of habitat loss on bat richness in cerrado-forest landscapes. *Ecological Applications* 26: 1854–1867.

- Ochoa-Quintero, J.M.; Gardner, T.; Rosa, I.; Ferraz, S.; Sutherland, W. 2015. Thresholds of species loss in Amazonian deforestation frontier landscapes. *Conservation Biology* 29: 440–451.
- Oliveira-Filho, F.J.; Metzger, J.P.; 2006. Thresholds in landscape structure for three common deforestation patterns in the Brazilian Amazon. *Landscape Ecology* 21: 1061–1073.
- Pardini, R.; de Bueno, A.A.; Gardner, T.A.; Prado, P.I.; Metzger, J.P. 2010. Beyond the fragmentation threshold hypothesis: Regime shifts in biodiversity across fragmented landscapes. *PLoS ONE* 5(10): 1-10.
- Peres, C.A. 2001. Synergistic effects of subsistence hunting and habitat fragmentation on Amazonian forest vertebrates. *Conservation Biology* 15 (6): 1490-1505
- Peres, C.A.; Gardner, T.A.; Barlow, J.; Zuanon, J.; Michalski, F.; Lees, A.C.; Vieira, I.C.G.; Moreira, F.M.S.; Feeley, K.J. 2010. Biodiversity conservation in human-modified Amazonian forest landscapes. *Biological conservation* 143 (10): 2314-2327
- Pfeifer, M.; Lefebvre, V.; Peres, C.A.; Banks-Leite, C.; Wearn, O.R.; Marsh, C.J.; Butchart, S.H.M.; Arroyo-Rodríguez, V.; Barlow, J.; Cerezo, A. *et al.* 2017. Creation of forest edges has a global impact on forest vertebrates. *Nature* 551: 187-191
- Pimm, S.L.; Jenkins, C.N.; Abell, R.; Brooks, T.M.; Gittleman, J.L.; Joppa, L.N.; *et al.* 2014. The biodiversity of species and their rates of extinction, distribution, and protection. *Science* 344: 1246752–1246752.
- Prist, P.R.; Michalski, F.; Metzger, J.P. 2012. How deforestation pattern in the Amazon influences vertebrate richness and community composition. *Landscape Ecology* 27 (6): 799-812.
- Quantum GIS Development Team. 2017. Quantum GIS Geographic Information System. Disponível em: <https://qgis.org/en/site/forusers/download.html>.

- Quesada, C.A.; Lloyd, J.; Anderson, L.O.; Fyllas, N.M.; Schwarz, M.; Czimczik, C.I. 2011. Soils of Amazonia with particular reference to the RAINFOR sites. *Biogeosciences* 8: 1415–1440.
- R Core Team. 2017. R: A Language and Environment for Statistical Computing. Disponível em: <https://cran.r-project.org/bin/windows/base/>.
- Resasco, J.; Bruna, E.M.; Haddad, N.M.; Banks-Leite, C.; Margules, C.R. 2017. The contribution of theory and experiments to conservation in fragmented landscapes. *Ecography* 40: 109–118.
- Ribeiro, M.C.; Metzger, J.P.; Martensen, A.; Ponzoni, F.J.; Hirota, M. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation* 142: 1141–1153.
- Rocha, G.P.E.; Vieira, D.L.M.; Simon, M.F. 2016. Fast natural regeneration in abandoned pastures in southern Amazonia. *Forest Ecology and Management* 370: 93–101.
- Rocha, R.; López-Baucells, A.; Farneda, F.; Groenenberg, M.; Bobrowiec, P.; Cabeza, M.; *et al.* 2016. Consequences of a large-scale fragmentation experiment for Neotropical bats: disentangling the relative importance of local and landscape-scale effects. *Landscape Ecology*: 1–15.
- Rosa, I.; Gabriel, C.; Carreiras, J. 2017. Spatial and temporal dimensions of landscape fragmentation across the Brazilian Amazon. *Regional Environmental Change*: 1–13.
- Roy, D.P.; Wulder, M.A.; Loveland, T.R.; C.E., W.; Allen, R.G.; Anderson, M.C.; *et al.* 2014. Landsat-8: Science and product vision for terrestrial global change research. *Remote Sensing of Environment* 145: 154–172.
- Russell, R.E.; Swihart, R.K.; Feng, Z. 2003. Population consequences of movement decisions in a patchy landscape. *Oikos* 103: 142–152.
- Schneider-Maunoury, L.; Lefebvre, V.; Ewers, R.M.; Medina-Rangel, G.F.; Peres, C.A.; Somarriba, E.; Urbina-Cardona, N.; Pfeifer, M. 2016. Abundance signals of

amphibians and reptiles indicate strong edge effects in Neotropical fragmented forest landscapes. *Biological Conservation* 200: 207-215.

Saito, E.; Fonseca, L.M.; Escada, M.I.; Korting, T. 2011. Efeitos da mudança de escala em padrões de desmatamento na Amazônia. *Revista Brasileira de Cartografia* 63: 401–414.

Silva, M.; Câmara, G.; Escada, M.I.; de Souza, R. 2008. Remote-sensing image mining: detecting agents of land-use change in tropical forest areas. *International Journal of Remote Sensing* 29: 4803–4822.

Sizer, N.; Tanner, E.V.J. 1999. Responses of woody plant seedlings to edge formation in a lowland tropical rainforest, Amazonia. *Biological Conservation* 91: 135–142.

Tulloch, A.I.T.; Barnes, M.D.; Ringma, J.; Fuller, R.A.; Watson, J.E.M. 2016. Understanding the importance of small patches of habitat for conservation. *Journal of Applied Ecology* 53: 418–429.

USGS. 2017. *Earth Explorer*. (<https://earthexplorer.usgs.gov/>). Acesso: 20/04/17.

Villard, M.-A.A.; Metzger, J.P. 2014. Beyond the fragmentation debate: A conceptual model to predict when habitat configuration really matters. *Journal of Applied Ecology* 51: 309–318.

Wilson, M.; Chen, X.-Y.; Corlett, R.; Didham, R.; Ding, P.; Holt, R.; *et al.* 2016. Habitat fragmentation and biodiversity conservation: key findings and future challenges. *Landscape Ecology* 31: 219–227.

Wolfe, J.D.; Stouffer, P.C.; Mokross, K.; Powell, L.L.; Anciaes, M.M. 2015. Island vs. countryside biogeography: An examination of how Amazonian birds respond to forest clearing and fragmentation. *Ecosphere* 6: 1–14.

MATERIAL SUPLEMENTAR

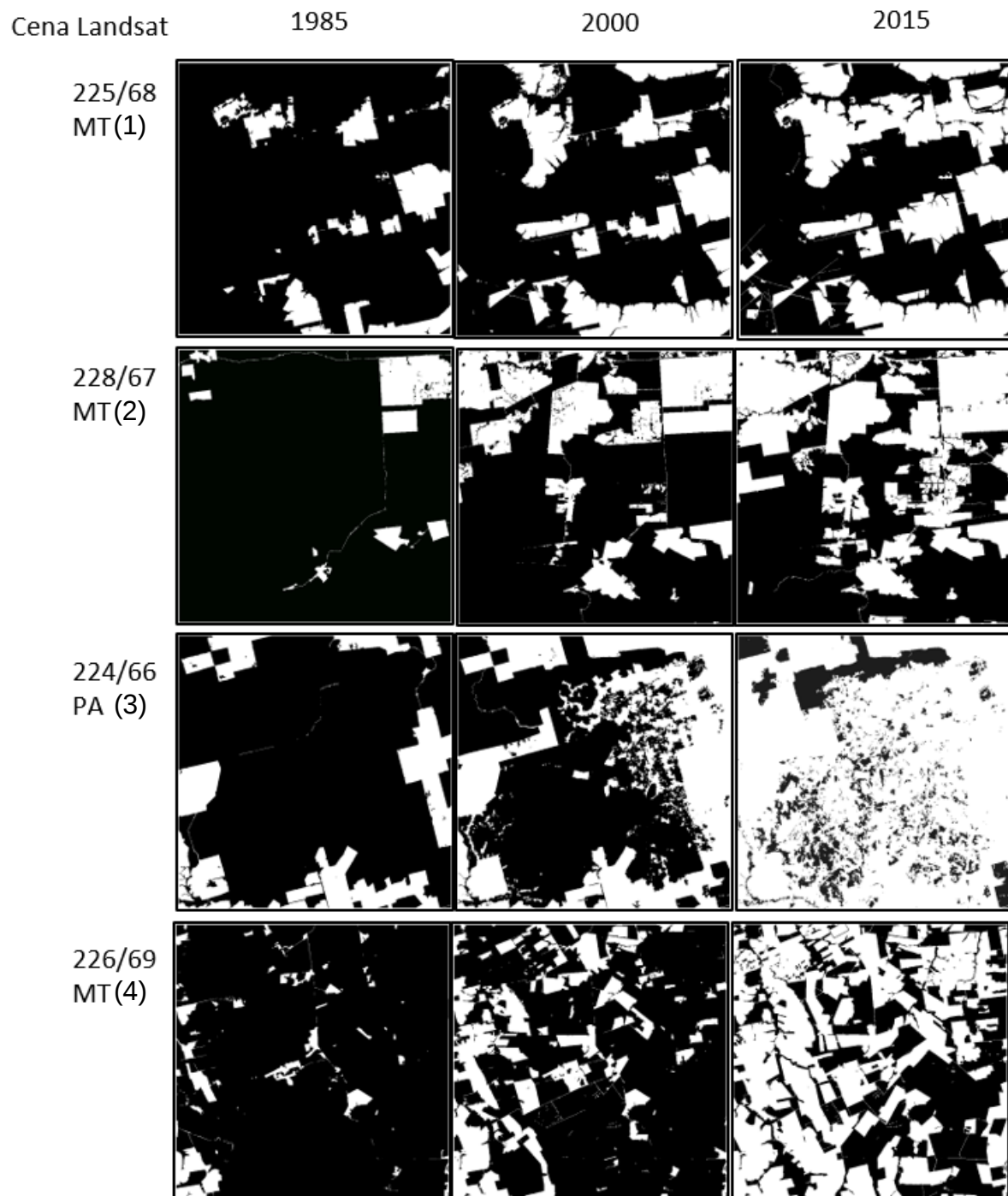


Figura S1. Paisagens de 50 x 50 km com o padrão de desmatamento geométrico na Amazônia Legal Brasileira. Os números do lado esquerdo são o *path* e *row*, respectivamente, das cenas do Landsat-5 para os anos de 1985 e 2000 e do Landsat-8 para o ano de 2015. Em branco – áreas desmatadas; em preto – áreas de floresta. MT – Estado brasileiro do Mato Grosso; PA – estado brasileiro do Pará. Os números ao lado das siglas dos estados são os códigos de identificação das paisagens.

Cena Landsat

1985

2000

2015

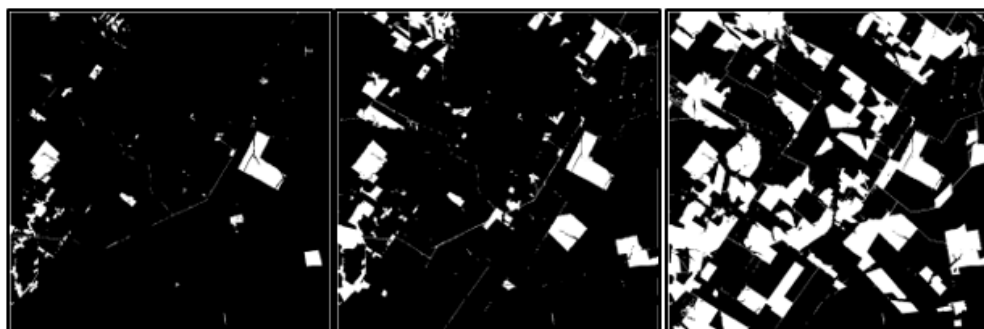
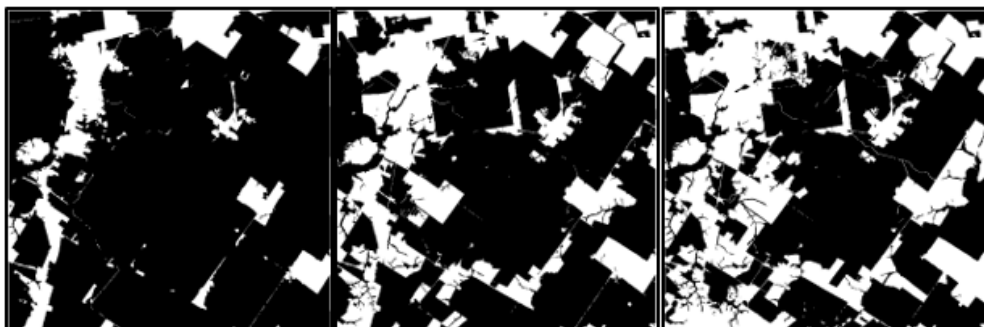
226/68
MT (5)226/68
MT (6)230/69
RO (7)

Figura S1 (continuação). Paisagens de 50 x 50 km com o padrão de desmatamento geométrico na Amazônia Legal Brasileira. Os números do lado esquerdo são o *path* e *row*, respectivamente, das cenas do Landsat-5 para os anos de 1985 e 2000 e do Landsat-8 para o ano de 2015. Em branco – áreas desmatadas; em preto – áreas de floresta. MT – estado brasileiro do Mato Grosso; RO – estado brasileiro de Rondônia. Os números ao lado das siglas dos estados são os códigos de identificação das paisagens.

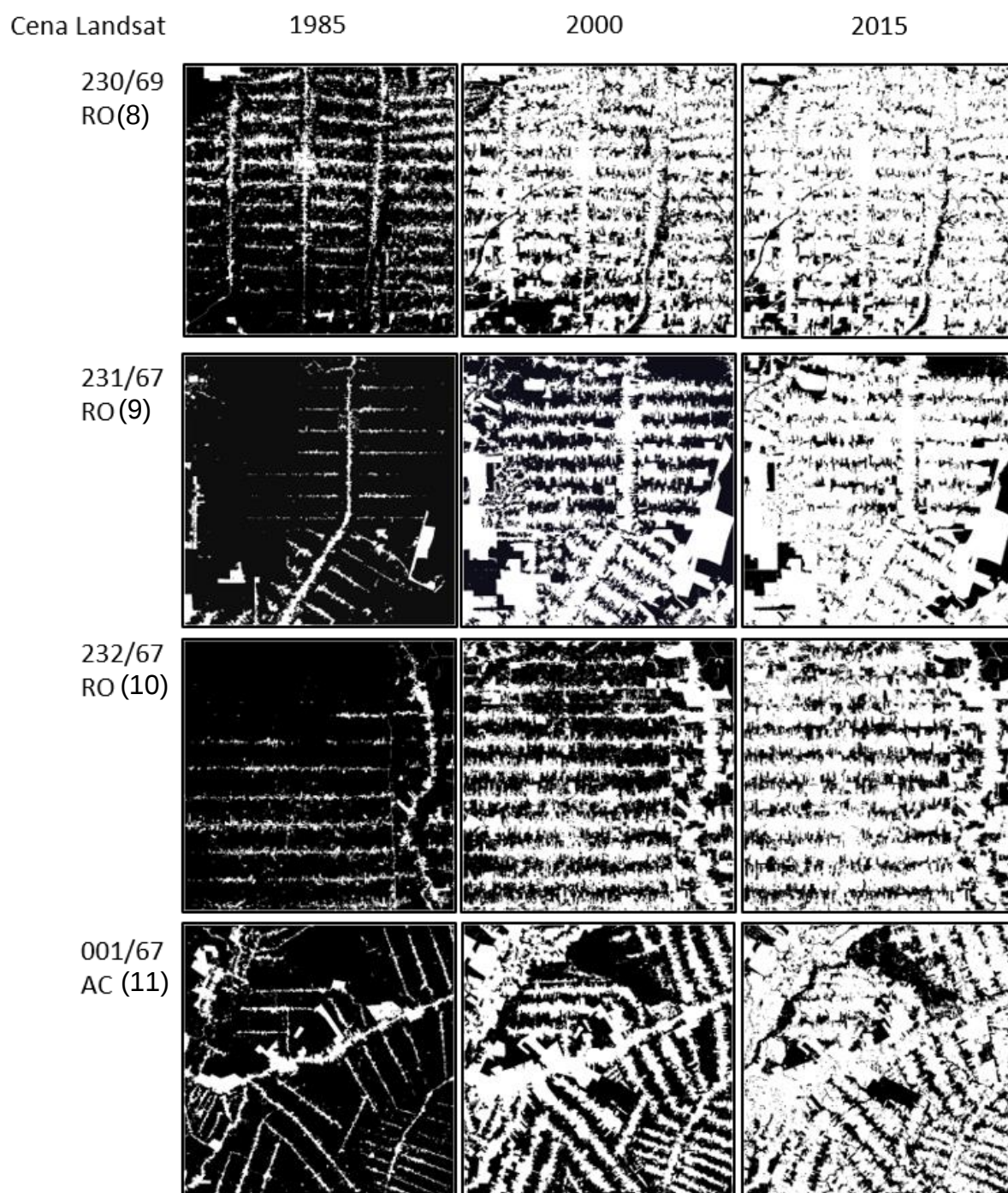


Figura S2. Paisagens de 50 x 50 km com o padrão de desmatamento em espinha de peixe na Amazônia Legal Brasileira. Os números do lado esquerdo são o *path* e *row*, respectivamente, das cenas do Landsat-5 para os anos de 1985 e 2000 e do Landsat-8 para o ano de 2015. Em branco – áreas desmatadas; em preto – áreas de floresta. RO – estado brasileiro de Rondônia; AC – estado brasileiro do Acre. Os números são os códigos de identificação das paisagens. Os números ao lado das siglas dos estados são os códigos de identificação das paisagens.

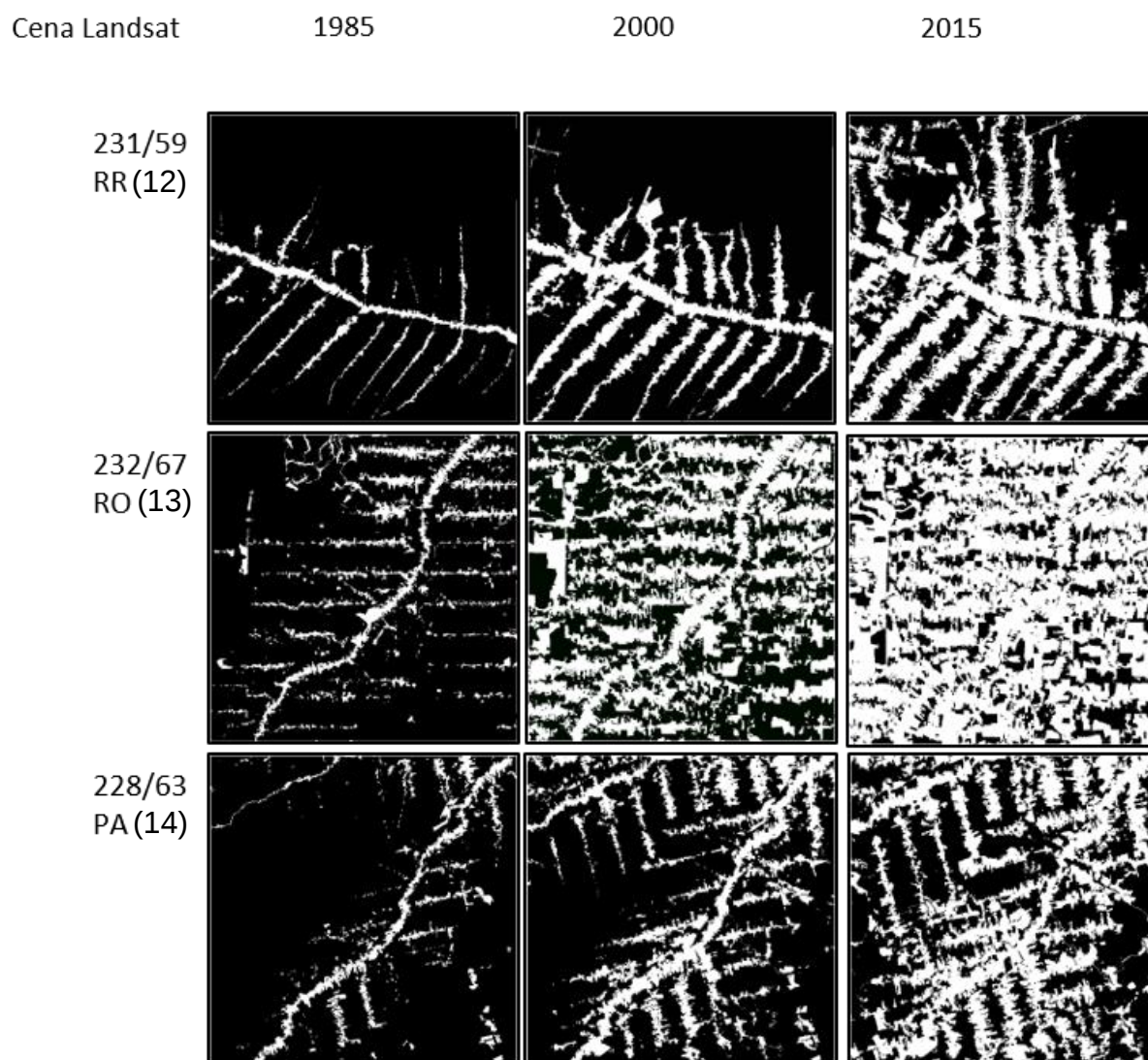


Figura S2 (continuação). Paisagens de 50 x 50 km com o padrão de desmatamento em espinha de peixe na Amazônia Legal Brasileira. Os números do lado esquerdo são o *path* e *row*, respectivamente, das cenas do Landsat-5 para os anos de 1985 e 2000 e do Landsat-8 para o ano de 2015. Em branco – áreas desmatadas; em preto – áreas de floresta. RR – estado brasileiro de Roraima; RO – estado brasileiro de Rondônia; PA – estado brasileiro do Pará. Os números são os códigos de identificação das paisagens. Os números ao lado das siglas dos estados são os códigos de identificação das paisagens.

Capítulo 2

Alencar, L., Escada, M. I. S., Camargo, J. L. C. A expansão da vegetação secundária e a mudança na configuração da paisagem em diferentes padrões de desmatamento da Amazônia brasileira. Manuscrito formatado para a *Acta Amazonica*

A expansão da vegetação secundária e a mudança na configuração da paisagem em diferentes padrões de desmatamento da Amazônia brasileira

Lucas Cordeiro ALENCAR*, Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia e Instituto Smithsonian de Pesquisas Tropicais, Manaus 69067-357, Brasil

Maria Isabel Sobral ESCADA, Departamento de Processamento de Imagens, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos 12227-010, Brasil

José Luís Campana CAMARGO, Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia e Instituto Smithsonian de Pesquisas Tropicais, Manaus 69067-357, Brasil

*alencar.lucasc@gmail.com

RESUMO

Diferentes padrões de desmatamento alteram de forma diferenciada a configuração da paisagem e trazem diferentes ameaças à biodiversidade. No entanto, a expansão da vegetação secundária nessas paisagens pode amenizar essas consequências. O primeiro objetivo deste trabalho foi comparar se a quantidade e a disposição da vegetação secundária diferem em distintos padrões de desmatamento ao longo do tempo. O segundo objetivo foi avaliar se a vegetação secundária pode alterar positivamente a configuração da paisagem para a conservação da biodiversidade. Para isso, selecionamos sete paisagens do padrão de desmatamento geométrico e sete do padrão de desmatamento em espinha de peixe e montamos uma série temporal de 1985 a 2015. Então calculamos a área e a distribuição da vegetação secundária na paisagem e comparamos a configuração destas paisagens com e sem vegetação secundária. A quantidade de vegetação secundária foi semelhante em ambos os padrões de desmatamento, mas esta vegetação ficou distribuída de forma mais dispersa pela paisagem no padrão em espinha de peixe. Nós também encontramos que a vegetação secundária alterou positivamente a configuração da paisagem do ponto de vista da biodiversidade, mas a diferença entre a paisagem com e sem vegetação secundária não foi significativa para as métricas avaliadas. Concluimos que diferentes padrões de desmatamento têm diferentes padrões de expansão da vegetação secundária na paisagem. Concluimos também que a vegetação secundária apresentou um potencial para alterar positivamente a configuração da paisagem. Para isso, esta vegetação precisa ser manejada ativamente para a conservação da biodiversidade, respeitando as diferenças entre os padrões de desmatamento e conciliando com os interesses dos produtores.

Palavras chave: Desmatamento, fragmentação florestal, regeneração natural, conservação da biodiversidade

INTRODUÇÃO

Na Amazônia brasileira, é frequentemente observado o abandono de terras após o desmatamento e utilização da área (Perz e Skole, 2010). O abandono acontece por diferentes motivos: os fazendeiros muitas vezes desmatam sem conhecer as características da terra, seja por inexperiência na prática agrícola, seja pelo fato da terra ser considerada como reserva de valor, além de fator básico de produção (Becker, 1997). Em alguns casos, a aptidão agrícola das terras distribuídas pelos programas governamentais de assentamento não foi propriamente estudada, levando também ao abandono (Perz e Skole 2010; Arima *et al.*, 2015; Laue e Arima, 2015). O abandono também pode ocorrer por conjunturas econômicas pouco favoráveis, como redução nos subsídios dos governos, queda no preço das *commodities* ou aumento das taxas de juros (Perz, 2000; Perz e Skole, 2010; Rodrigues *et al.*, 2010). Uma consequência comum do abandono de terras é o surgimento da vegetação secundária nessas áreas (Yackulic *et al.*, 2011; Mukul *et al.*, 2016).

As vegetações secundárias são formações que se estabelecem em áreas abandonadas após a conversão de florestas primárias em outros tipos de cobertura pelas atividades humanas, podendo conter árvores e arbustos a depender do estágio de regeneração (Brown e Lugo, 1990; Almeida *et al.*, 2016). Essa vegetação desempenha um papel importante na paisagem, pois ajuda a reestabelecer algumas funções florestais, possibilitando uma maior dispersão ou mobilidade para muitas espécies, e auxilia na recuperação do estoque de carbono e nutrientes (Laborde *et al.*, 2008; Arroyo-Rodríguez *et al.*, 2015; Chazdon *et al.*, 2016). É estimado que em mais de 20% da área desmatada da Amazônia é coberta por uma vegetação secundária (Almeida *et al.*, 2016). A regeneração natural é influenciada, por sua vez, pelos processos naturais de sucessão ecológica secundária, do histórico do uso da terra (tipo de uso, intensidade e duração), da fertilidade do solo, das condições climáticas, do contexto socioeconômico e da disposição dos fragmentos florestais remanescentes na paisagem, que muitas vezes desempenham o papel de centro de dispersão de sementes (Moran *et al.*, 2000; Mesquita *et al.*, 2015; Sloan *et al.*, 2016).

A disposição dos fragmentos florestais caracteriza uma configuração da paisagem que depende do processo de ocupação ao longo do tempo (Alencar *et al.*,

ver primeiro capítulo). Na Amazônia, os processos de ocupação relacionados com diversos atores e apoiados por políticas públicas distintas podem resultar em diferentes padrões de desmatamento ao longo do tempo (Saito *et al.*, 2011). Na Amazônia brasileira, existem, entre vários outros, dois padrões de desmatamento comumente encontrados; o padrão de desmatamento geométrico (Padrão GEO), associado à abertura de grandes fazendas e o padrão de desmatamento em espinha de peixe (Padrão ESP), gerado tipicamente pelo modelo tradicional de assentamento rural da década de 70 e 80 do INCRA (Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária). Supõe-se que em cada uma dessas paisagens caracterizadas por distintos padrões de desmatamento, o padrão de abandono e o processo de regeneração também sejam diferenciados, pois nestas paisagens as dinâmicas, a capitalização dos atores e as estruturas de produção diferem entre si. No padrão de desmatamento geométrico, o uso de maquinários e de mão de obra para o desmatamento, bem como a produção mais intensiva, podem levar a um padrão em que a maior parte das áreas abandonadas se restringem à locais incompatíveis com a agricultura mecanizada ou com a criação de gado em larga escala. Neste contexto, supomos que as vegetações secundárias se localizam preferencialmente em áreas que se mostraram impróprias para o uso agroindustrial (Laue e Arima, 2015). No padrão ESP, cujo sistema de produção conta, em geral, com mão de obra familiar e processos manuais de limpeza e manejo das pastagens e das áreas agrícolas, a vegetação secundária pode ocupar uma área maior e se apresentar de forma mais dispersa na paisagem.

Os efeitos do desmatamento e da fragmentação florestal podem ser ampliados ou reduzidos de acordo com a configuração dos remanescentes florestais na paisagem (Villard e Metzger, 2014). Por outro lado, o crescimento da vegetação secundária modificando a configuração das paisagens pode favorecer a manutenção da biodiversidade (Arroyo-Rodríguez *et al.*, 2015). Além do aumento da área de vegetação, que fornece recursos extras para alimentação e abrigo para as metapopulações, essas áreas podem restabelecer a conectividade entre fragmentos florestais, reduzindo o isolamento e outros os efeitos da fragmentação florestal (Chazdon, 2017; Laurance *et al.*, 2018). Sendo assim, a presença da vegetação secundária, principalmente aquela em estágios mais avançado, e do seu arranjo espacial, podem aumentar as possibilidades de dispersão de espécies, promovendo

a recolonização das manchas florestais e, assim, reduzindo a extinção local e aumentando o potencial para a conservação da biodiversidade.

Assim, o objetivo deste trabalho é avaliar se o processo de regeneração em paisagens com diferentes padrões de desmatamento, diferem entre si. Os processos de abandono de regeneração natural são influenciados pelo tipo de ocupação e pelos sistemas produtivos presentes em uma paisagem que, além de imprimirem um determinado padrão de desmatamento, influenciam no padrão espacial e na quantidade de áreas de abandono e regeneração da vegetação secundária. Supomos que esses padrões sejam distintos para cada padrão de desmatamento. Um exemplo de paisagens que produzem um padrão específico de regeneração, são os sistemas de cultivos itinerantes, baseados na prática do pousio, como nas regiões ribeirinhas com o cultivo da mandioca (Jakovac *et al.*, 2016). Nessas paisagens é comum observarmos um mosaico de capoeiras de diferentes idades, que são inerentes ao processo produtivo dessas populações. Também nas paisagens do tipo espinha de peixe, os sistemas agropecuário são de menor escala, com menor capital, assistência técnica, e mecanização, o que os tornam mais extensivos e com a maiores possibilidades de abandono (Alves *et al.*, 2003; Soler *et al.*, 2009; Rocha *et al.*, 2016a) e, portanto, apresentando maior potencial para a produção de vegetação secundária do que o padrão GEO. No padrão GEO observa-se um maior investimento e mecanização gerando sistemas produtivos mais intensificados, com menores possibilidades de abandono e de regeneração da vegetação. Considerando esses cenários, o segundo objetivo deste trabalho é verificar se o acréscimo da vegetação secundária às áreas originariamente florestais, alteram positivamente a configuração da paisagem sob os distintos padrões de desmatamento, ao longo do período de análise. Se a vegetação secundária altera positivamente a configuração espacial da paisagem, então essas paisagens passam a apresentar uma configuração potencialmente melhor para a conservação da biodiversidade do que paisagens sem ou com pouca vegetação secundária. Devido ao grau atual de modificação das paisagens da Amazônia, entender como a vegetação secundária se expande e ocupa novas áreas nas paisagens alteradas é importante para uma melhor compreensão da dinâmica e conservação da biodiversidade. Avaliar como a regeneração pode modificar a configuração da paisagem também é importante para avaliar impactos

positivos potenciais que o processo de regeneração pode trazer para a conservação da biodiversidade.

MATERIAIS E MÉTODOS

Seleção das paisagens

Para avaliarmos a regeneração natural ao longo do tempo, nós construímos uma série temporal com imagens de satélite do Landsat-5 e Landsat-8 do ano de 1985 ao ano de 2015, com intervalos de 5 em 5 anos, totalizando 7 intervalos de tempo. Esse sensor foi escolhido devido à possibilidade de acesso gratuito e por apresentarem uma resolução espacial de 30 m, o que permitiu identificar e mapear adequadamente os padrões de desmatamento selecionados neste estudo, conforme apresentado no capítulo 1 desta dissertação. As imagens da série temporal foram obtidas no site da USGS, através do Earth Explorer já ortorretificadas e registradas (USGS, 2017). Após a seleção das cenas, escolhemos paisagens de 50 x 50 km dentro delas, pois esta dimensão se apresentou com uma melhor estabilidade no cálculo de métricas em séries temporais de desmatamento na Amazônia (Saito *et al.*, 2011). Selecionamos 12 paisagens para cada padrão de desmatamento com no mínimo 80% de cobertura florestal. Posteriormente, retiramos desse conjunto aquelas cuja imagens não apresentaram nuvens ou ruídos. Após esta filtragem, restaram sete paisagens para cada padrão de desmatamento que foram mapeadas e analisadas para cada ano analisado, totalizando 98 imagens de 50X50 km (Figura S1 e S2).

Classificação das paisagens

Classificamos as paisagens utilizando o algoritmo de classificação não-supervisionado ISOSEG (Bins *et al.*, 1993). Para isso, utilizamos um segmentador por crescimento de regiões com os limiares de similaridade e de área de 8 e 16, respectivamente. Estes limiares foram determinados empiricamente ao longo da classificação das paisagens. Após esse procedimento, classificamos a paisagem utilizando o ISOSEG com o limiar de aceitação de 95% e cinco iterações para o mapeamento. Em seguida, as classes obtidas foram remapeadas para as classes floresta primária e área desmatada. Para a identificação da vegetação secundária

dentro dessas paisagens foi aplicado um modelo linear de mistura espectral gerando imagens com as frações solo, sombra e vegetação. Esse tipo de técnica é utilizada para realçar determinados tipos de alvos e para reduzir a dimensionalidade dos dados (Shimabukuro e Smith, 1991). Foi escolhida a fração solo, de acordo com os procedimentos estabelecidos por Almeida *et al.* (2010) e pelo TerraClass (Almeida *et al.*, 2016) para mapeamento de vegetação secundária. Em seguida, foi realizado o fatiamento dos níveis de cinza das imagens, cujos limiares de fatiamento foram selecionados empiricamente e visualmente, baseado em valores de níveis de cinza correspondentes à classe de vegetação secundária. Foi utilizada uma máscara de desmatamento do ano anterior de forma que a vegetação secundária foi mapeada apenas nas áreas que foram desmatadas. As áreas de vegetação secundária foram avaliadas e editadas manualmente quando necessário. Após o fatiamento, as áreas de vegetação secundária foram adicionadas aos mapas de floresta e desmatamento obtendo-se um mapa final com três categorias de cobertura da terra: floresta primária, vegetação secundária e área desmatada (Figura S1 e S2). Todo o processamento das imagens foi realizado no software SPRING (Câmara *et al.*, 1996). Enfatizamos que neste trabalho a vegetação secundária foi mapeada com uso de dados de sensoriamento remoto, que não permitem avaliar nem a qualidade dessa vegetação, nem sua estrutura e composição, por isso denominamos genericamente esse tipo de vegetação como vegetação secundária que incluem vários estágios da regeneração florestal. O fato do mapeamento ter sido realizado a cada 5 anos também impede que se estabeleça de forma precisa a idade da vegetação em regeneração. É possível que no intervalo de 5 anos a área com vegetação secundária passe pelo corte e queima, seguido por um novo abandono e crescimento da vegetação.

Cálculo das métricas e comparação entre paisagens

Para o primeiro objetivo, calculamos a área total de vegetação secundária em cada paisagem e em cada intervalo de tempo para cada padrão de desmatamento. Isto foi feito utilizando o software QGIS (QGIS Development Team, 2017). Para avaliar a distribuição espacial da vegetação secundária nas áreas desmatadas, foram realizadas medidas espaciais do agrupamento/aleatoriedade da distribuição dessas manchas nas paisagens com a métrica CLUMPY, implementada no *software* FRAGSTATS (McGarigal *et al.*, 2012). Esta é uma métrica de classe e foi aplicada

especificamente para avaliar a agregação espacial apenas da vegetação secundária nas paisagens estudadas. O resultado varia entre -1 a 1 e segue a fórmula apresentada na Figura S3. Quanto mais próximo de -1, mais desagregados estão os elementos (patches) daquela classe; quanto mais próximo de 1, maior a agregação espacial das manchas da classe e quanto mais próximo de zero, mais os elementos da classe estão dispersos aleatoriamente pela paisagem (McGarigal, 2015). Patches mais agregados significam uma área maior de vegetação secundária agregada em poucas partes da paisagem, podendo prover habitat para algumas espécies, mas contribuindo pouco para o aumento da conectividade da paisagem. Já patches menos agregados indicam que a vegetação secundária pode estar mais espalhada pela paisagem e isto tende a aumentar a conectividade entre os fragmentos florestais remanescentes, mas a fornecer menos áreas de habitat.

Para o segundo objetivo, realizamos a comparação das métricas da paisagem considerando, em um primeiro cenário, somente as manchas da classe floresta primária e depois adicionando a elas as manchas da classe de vegetação secundária. Calculamos a área de núcleo florestal de toda a paisagem sem vegetação secundária e depois considerando essa vegetação. Isto foi feito para verificar o quanto a vegetação secundária pode aumentar a área de núcleo. Em verdade, a vegetação secundária não aumenta a área de núcleo dos fragmentos florestais, mas podem proteger os fragmentos de algumas mudanças microclimáticas associadas a área de borda florestal. Com isso, mais áreas dentro dos fragmentos florestais estariam protegidas dessas mudanças. A área de núcleo foi calculada como a subtração da área total do fragmento florestal pela área de borda do fragmento, considerando a área de borda como *buffer* de 300 metros a partir da borda do fragmento para o interior do mesmo. Esse valor de foi escolhido porque nessa distância se concentram a maior parte dos efeitos de borda (Laurance *et al.*, 2002). Além disso, também avaliamos se o acréscimo da vegetação secundária modificaria significativamente o isolamento dos fragmentos florestais. Para isso comparamos o isolamento dos fragmentos florestais utilizando a métrica ENN_AM (McGarigal, 2015), implementada no FRAGSTATS (McGarigal *et al.*, 2012) e o isolamento dos fragmentos florestais quando combinados com as manchas de vegetação secundária. Esta métrica calcula a distância euclidiana (em metros) entre uma mancha de uma classe e a mancha mais próxima, ponderada pela área das manchas da classe em questão presentes na paisagem, em seguida

calcula a média dessas distâncias para a paisagem como um todo (Figura S4). Esta métrica é sempre maior que zero e vai até a distância máxima dentro dos limites da paisagem escolhida (50 km, neste caso). No entanto, como essa métrica calcula a média do isolamento de todos os fragmentos da paisagem, ela só assume o valor máximo caso existam dois fragmentos localizados no extremo oposto da paisagem. Todas as comparações foram feitas utilizando o teste de Mann-Whitney, pois nossos dados não seguem uma distribuição normal e estão divididos em duas categorias (padrão GEO e ESP).

RESULTADOS

Vegetação secundária associada aos padrões de desmatamento

A área coberta por vegetação secundária e a variação desta área foram maiores nas paisagens com o padrão ESP do que no padrão GEO, mas essa diferença não foi significativa para grande parte dos anos (Figura 1). Nos anos de 1995 e 2000, o padrão ESP apresentou uma área de cobertura significativamente maior de vegetação secundária e, a partir de 2005 observamos um aumento na variação dentro deste padrão. Em 2015, a paisagem do padrão ESP com a maior proporção de vegetação secundária apresentou cerca de 20% da paisagem compostas por vegetação secundária, enquanto no padrão GEO possuía cerca de 10% (Tabela 1). No mesmo ano, a paisagem com o padrão ESP com menor proporção de vegetação secundária apresentou 3% de cobertura, enquanto no padrão GEO apresentou 0,5%. Apesar disso, a diferença entre os grupos não foi significativa para a maior parte dos intervalos por conta da grande variação na quantidade de vegetação secundária no padrão ESP. Também observamos que a porcentagem de vegetação secundária varia bastante ao longo do tempo dentro da mesma paisagem (Tabela 1).

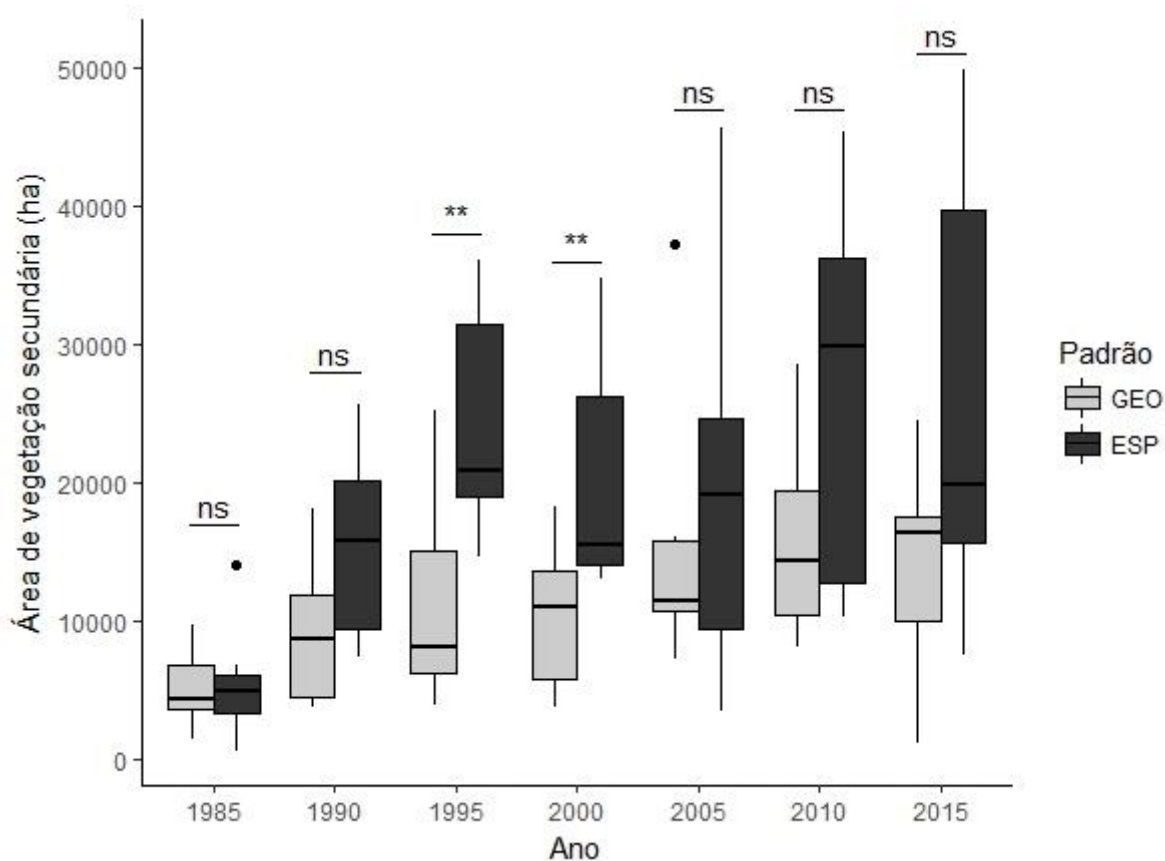


Figura 3. Área coberta por vegetação secundária em paisagens da Amazônia brasileira com diferentes padrões de desmatamento. GEO – paisagens com o padrão de desmatamento geométrico; ESP – paisagens com o padrão de desmatamento em espinha de peixe. ns – diferença não significativa; ** - diferença significativa ($p < 0.05$) pelo teste de Mann-Whitney. *Boxplots* representam os quartis da distribuição e a linha horizontal a mediana.

Tabela 2. Porcentagem de vegetação secundária em paisagens com diferentes padrões de desmatamento na Amazônia Legal Brasileira. Path/Row – cenas do Landsat-5 TM e Landsat-8 OLI (para 2015). Padrão GEO - paisagens com o padrão de desmatamento geométrico; Padrão ESP – paisagens com o padrão de desmatamento em espinha de peixe. Negrito – Paisagem com maior porcentagem de vegetação secundária em cada padrão de desmatamento por intervalo de tempo.

#	Estado	Padrão	1985	1990	1995	2000	2005	2010	2015
1	MT	GEO	3,3	4,5	3,3	4,7	6,4	5,8	6,5
2	MT	GEO	1,6	1,5	1,9	2,3	4,6	3,5	7,2
3	PA	GEO	1,8	5,0	7,6	7,3	14,9	11,4	6,9
4	MT	GEO	0,6	1,5	1,6	1,5	2,9	3,2	2,5
5	MT	GEO	1,2	2,1	3,1	2,4	4,3	4,9	0,5
6	MT	GEO	2,2	3,5	4,5	6,2	6,2	8,8	9,8
7	RO	GEO	3,9	7,3	10,1	4,4	4,4	6,7	5,6
8	RO	ESP	1,1	3,0	14,5	5,3	7,7	4,5	6,8
9	RO	ESP	1,6	3,1	8,0	5,4	1,4	5,7	3,0
10	RO	ESP	0,3	6,3	7,2	6,2	5,8	4,1	8,0
11	AC	ESP	2,8	7,4	8,4	5,8	1,8	12,0	15,4
12	RR	ESP	2,2	4,4	5,8	8,7	11,1	13,1	16,4
13	RO	ESP	2,0	10,3	14,4	13,9	8,6	18,2	5,7
14	PA	ESP	5,6	8,8	10,8	12,3	18,3	15,9	20,0

Com relação ao índice de agregação, a vegetação secundária no padrão GEO se mostraram mais agregadas em algumas partes da paisagem, enquanto a vegetação secundária associada ao padrão ESP se distribuíram de forma mais dispersas na paisagem, com diferença significativa para todos os intervalos de tempo, exceto para os anos de 2000 e 2005 (Figura 2). Novamente a variação dentro do padrão ESP foi maior do que no padrão GEO ao longo de toda a série temporal.

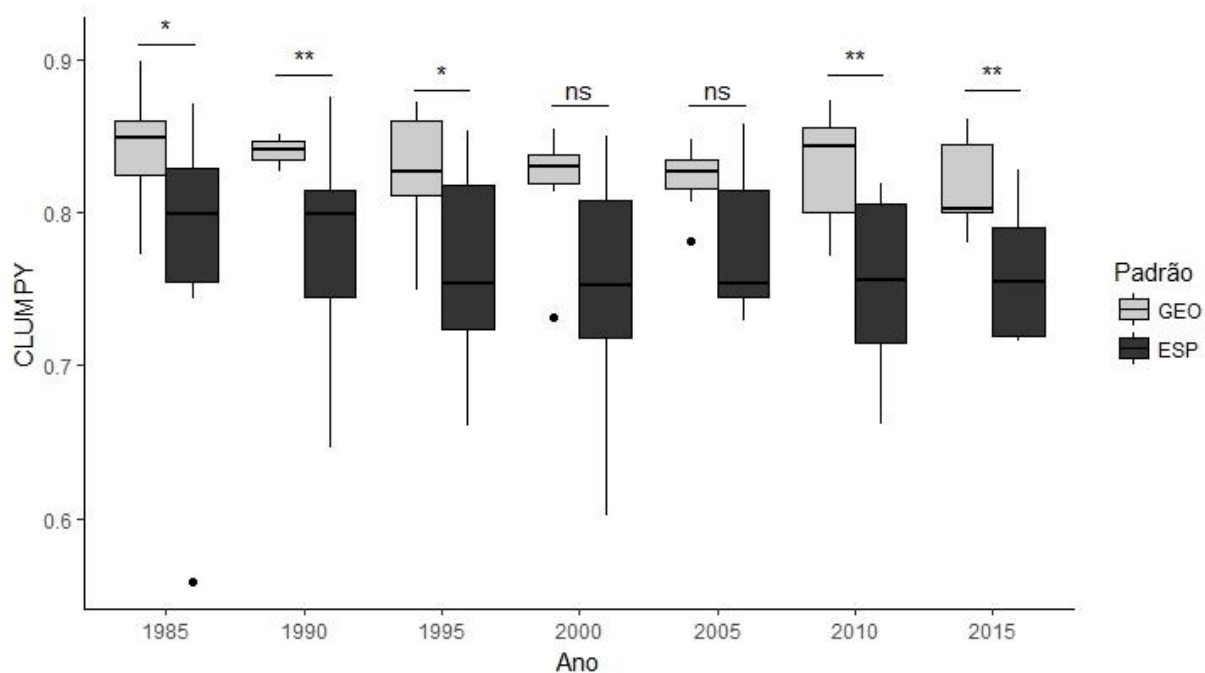


Figura 4. Distribuição da vegetação secundária dentro de paisagens da Amazônia brasileira com diferentes padrões de desmatamento. CLUMPY – Agregação espacial da vegetação secundária dentro de uma paisagem (McGill 2015). GEO – paisagens com o padrão de desmatamento geométrico; ESP – paisagens com o padrão de desmatamento em espinha de peixe. ns – diferença não significativa; * e ** - diferença significativa ($p < 0.1$ e $p < 0.05$, respectivamente) pelo teste de Mann-Whitney. *Boxplots* representam os quartis da distribuição e a linha horizontal a mediana.

Modificação na configuração das paisagens

A vegetação secundária aumentou a área de núcleo florestal nos dois padrões de desmatamento em cada intervalo de tempo, mas o incremento não foi estatisticamente significativo ao longo do tempo em cada padrão de desmatamento (Figura 3). Apesar de não significativo, observamos um aumento na área de núcleo total em algumas paisagens para o padrão GEO, evidenciado pelo aumento da mediana, do quartil superior e limite máximo (Figura 3a). Esse mesmo aumento foi mais evidente nas paisagens com o padrão ESP (Figura 3b).

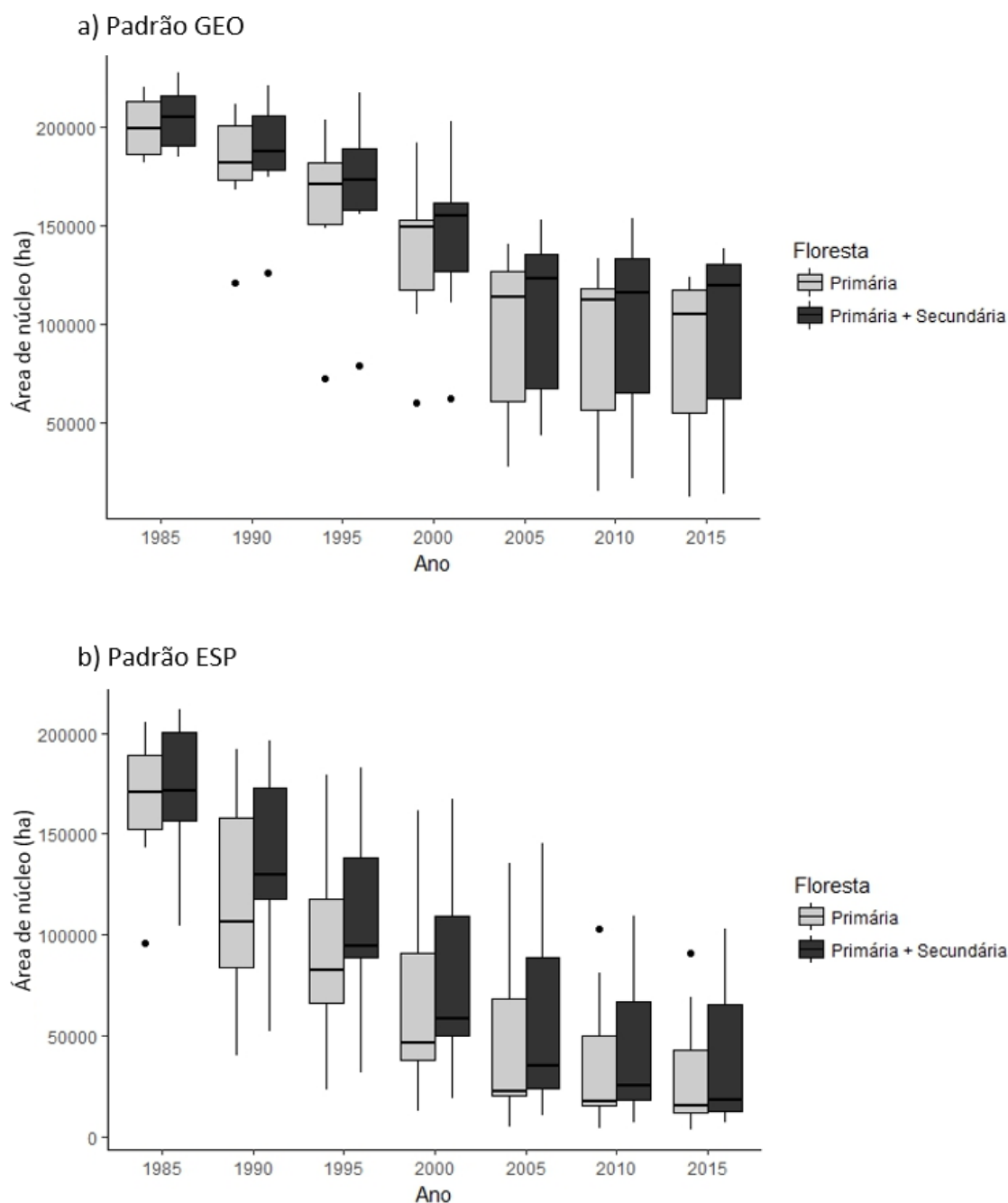
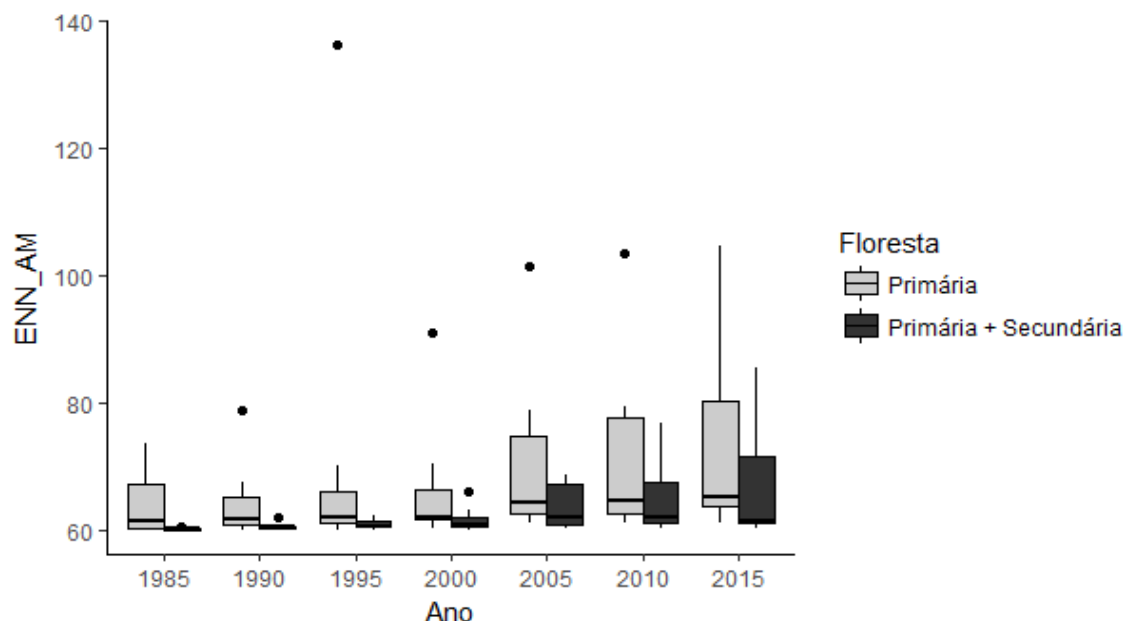


Figura 5. Efeito da vegetação secundária no aumento da área de núcleo florestal ao longo do tempo na Amazônia Legal Brasileira. a) Aumento da área de núcleo em paisagens com o padrão de desmatamento geométrico. b) Aumento da área de núcleo em paisagens com o padrão de desmatamento em espinha de peixe. Na legenda a classe denominada *Primária* diz respeito às análises realizadas apenas com os fragmentos florestais de florestas primárias; a classe *primária + secundária* considera a floresta primária e a vegetação secundária. Os *Boxplots* representam os quartis da distribuição e a linha horizontal a mediana.

O principal papel da vegetação secundária foi na redução no isolamento médio dos fragmentos florestais nas paisagens estudadas (Figura 4). Observamos uma redução grande no isolamento no padrão ESP, principalmente a partir de 2000 e até o final da série temporal, mas essa redução não foi significativa em nenhum momento da série (Figura 4b). O mesmo foi observado para o padrão GEO, mas a redução do isolamento foi menor quando comparado com o padrão ESP (Figura 4a). Quando comparamos o isolamento médio nas paisagens com os dois padrões considerando apenas a floresta primária, não verificamos uma diferença significativa para o teste de Mann-Whitney (Alencar *et al.*, ver capítulo 1). Quando adicionamos o efeito da vegetação secundária, a diferença no isolamento continuou sendo não significativa para este teste, mas a diferença entre as medianas dos padrões diminuiu.

a) Padrão GEO



b) Padrão ESP

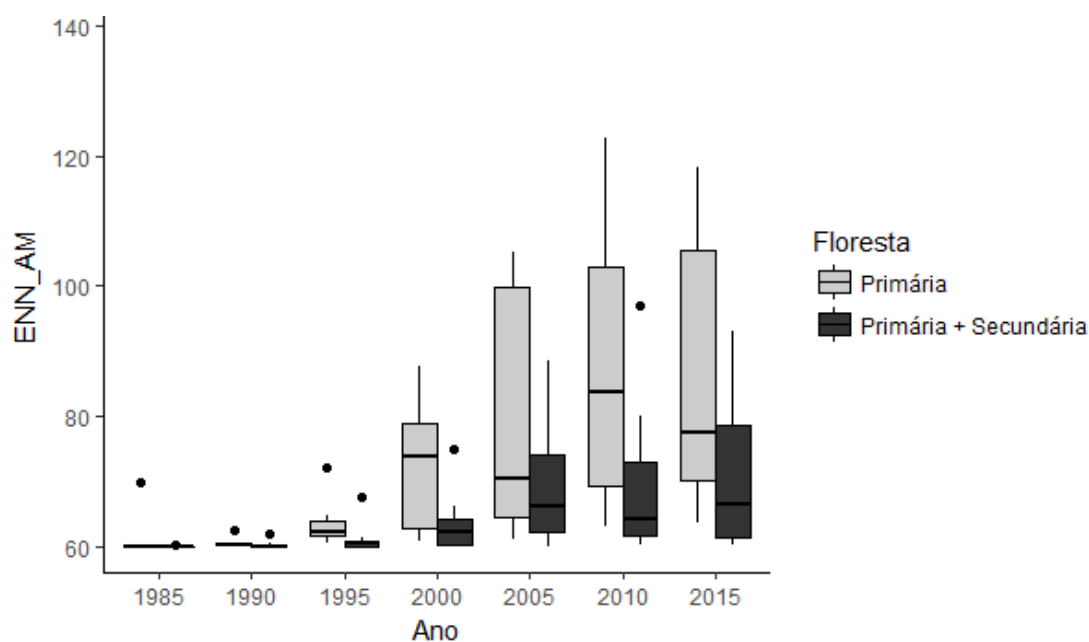


Figura 4. Influência da vegetação secundária na redução do isolamento médio (em metros) dos fragmentos florestais dentro de paisagens da Amazônia brasileira com diferentes padrões de desmatamento. ENN_AM – Area-weighted mean Euclidean nearest-neighbor distance (McGarigal 2015). a) Padrão GEO - influência da vegetação secundária nas paisagens com o padrão de desmatamento geométrico; b) Padrão ESP - influência da vegetação secundária nas paisagens com o padrão de desmatamento em espinha de peixe. Na legenda a classe denominada *Primária* diz respeito às análises realizadas apenas com os fragmentos florestais de florestas primárias; a classe *primária + secundária* considera a floresta primária e a vegetação secundária. Os *Boxplots* representam os quartis da distribuição e a linha horizontal a mediana.

DISCUSSÃO

Nós não encontramos diferença na cobertura de vegetação secundária para todos os anos entre paisagens com diferentes padrões de desmatamento na Amazônia brasileira (Figura 1). No padrão GEO, é possível que muitas áreas sejam de fato abandonadas, principalmente áreas de baixa aptidão para a agricultura de larga escala e criação de gado. Já no padrão ESP, é comum que os fazendeiros avancem sobre a floresta primária através do corte e queima para produção agrícola e posterior substituição por uma pecuária extensiva. Com o tempo, as áreas de pasto mais antigas vão sendo invadidas pela vegetação secundária e muitas vezes são abandonadas pela impossibilidade de manejar toda a área, devido à baixa capitalização e mecanização desses produtores.

Observamos, entretanto, que as paisagens do padrão ESP apresentam uma variação maior em relação ao GEO, podendo atingir uma proporção de 20% da área total da paisagem. Essa variação pode estar relacionada com o contexto regional de cada paisagem, relacionado com fatores ambientais, socioeconômicos e de infraestrutura. Isto também pode ocorrer porque algumas paisagens são manejadas mais intensamente do que outras dependendo de contextos como a qualidade do solo, pluviometria, uso de financiamento, mecanização e proximidade de áreas com infraestrutura como estradas, áreas urbanas e diferenças nas estratégias familiares (Metzger, 2002; Alves *et al.*, 2003; Vliet *et al.*, 2012). Alves *et al.* (2003) mostraram que em Rondônia, áreas de projeto de assentamento do INCRA, mais próximas da Br-364, apresentaram menores proporções de vegetação secundária do que nos projetos de assentamento mais distantes. A vegetação secundária de áreas que são manejadas mais intensamente podem ser também menos resilientes, perdendo a capacidade de se recuperar ao longo do tempo (Jakovac *et al.*, 2015; Mesquita *et al.* 2015). Esse resultado sugere uma diferença, ainda que não significativa estatisticamente na maioria dos anos, entre as formas de ocupação nos dois padrões de desmatamento. A maior variação na proporção de vegetação secundária do padrão ESP pode ser apontado como a principal diferença entre os dois padrões. O padrão GEO apresenta uma variação bem menor que o padrão ESP, com valores mínimos e

máximos mais próximos, indicando que a proporção da vegetação secundária irá depender menos do contexto em que se inserem do que o padrão ESP.

No entanto, o padrão de distribuição espacial da vegetação secundária diferiu entre os padrões de desmatamento (Figura 2). Como o tamanho, número de lotes e de famílias, e das várias estratégias que podem ser utilizadas para a produção, variam dentro das áreas do padrão ESP (Metzger, 2001), o abandono e crescimento de vegetação secundária ocorre em locais variados, resultando em uma vegetação secundária mais dispersa pela paisagem. Esse resultado é esperado pois a malha fundiária no padrão ESP é mais fragmentada e os lotes são menores e mais heterogêneos do que as fazendas do padrão GEO. No padrão GEO é esperado que grande parte da áreas de vegetação secundária se concentrem nas bordas das áreas desmatadas com as áreas florestais e em áreas onde a implantação dos sistemas agropecuários apresentam restrições ambientais como declividade, tipo de solo, etc., que limitam essa atividade. No padrão GEO, as atividades agropecuárias são realizadas com o auxílio de máquinas, tanto para o desmatamento quanto para o manejo das áreas, estabelecendo um uso mais intensificado, que procura maximizar a utilização das terras incorporando-as ao processo produtivo, com poucas áreas de abandono. Além desses fatores, a própria mudança na configuração destas paisagens ao longo do tempo pode explicar parte dessa diferença, pois a vegetação secundária cresce mais próxima da borda ou de fragmentos florestais de florestas primárias (Sloan *et al.*, 2016). Sendo assim, a vegetação secundária no padrão ESP também cresce mais dispersa porque as paisagens com este padrão apresentam mais áreas de borda e mais fragmentos florestais de floresta primária, os quais fornecem maiores oportunidades de regeneração natural (Alencar *et al.*, ver capítulo 1). Essas diferenças afetam como a vegetação secundária influencia a configuração da paisagem ao longo do tempo.

A vegetação secundária alterou positivamente a configuração da paisagem em ambos padrões em ao menos três aspectos. A presença de vegetação secundária aumentou a cobertura florestal total das paisagens com as proporções dessa vegetação variando de ano para ano. A depender do ano, essa vegetação chegou a representar quase 15% das paisagens com o padrão GEO e 20% das paisagens do padrão ESP (Tabela. 1). A presença da vegetação secundária propiciou uma maior quantidade de habitats na paisagem e provavelmente um maior fornecimento de

serviços ecossistêmicos, tais como a recuperação do estoque de nutrientes e carbono do solo e da vegetação, proteção dos solos e dos mananciais hídricos (Brown e Lugo, 1990; Chazdon *et al.*, 2009; Klemick, 2011; Rouw, 1995). No entanto o valor desta vegetação como habitat pode ser limitado (Peres *et al.*, 2010), pois as espécies de plantas de sub-bosque e animais dependentes de florestas mais estruturadas não conseguem se estabelecer facilmente e utilizar ativamente estas áreas (Chazdon, 2014; Carrara *et al.*, 2015). Assim, o aumento da área de habitat pode ser restrito para apenas alguns grupos taxonômicos (Tabarelli *et al.*, 2012).

Segundo, observamos um incremento, apesar de não significativo estatisticamente, na área de núcleo florestal, principalmente quando observamos os valores das medianas e dos quartis superiores (Figura 3). As áreas de núcleo são importantes para uma paisagem porque são áreas florestais menos alteradas pelos efeitos deletérios de longo prazo da fragmentação florestal (Ewers e Didham, 2007). Apesar da área de núcleo não ter de fato aumentado, a vegetação secundária que se estabelece próxima às bordas florestais pode reduzir a área de floresta sob os efeitos deletérios da borda, em especial, os efeitos microclimáticos (Camargo e Kapos, 1995; Didham e Lawton, 1999; Mesquita *et al.*, 1999; Laurance *et al.*, 2018). O aumento na área de núcleo evidencia que algumas paisagens se beneficiaram mais da presença da vegetação secundária do que outras, provavelmente porque apresentaram mais dessa vegetação ou porque a vegetação secundária está mais próxima da borda dos fragmentos de floresta primária. Com isso, esta vegetação deve gerar um efeito positivo na proteção dos fragmentos florestais em apenas algumas paisagens de cada padrão. Isto era esperado pois as manchas de vegetação secundária não são necessariamente vizinhas das áreas de floresta primária, formando grandes blocos de vegetação. Algumas se localizam na borda das áreas de floresta, mas são áreas pequenas e na maioria das vezes são disjuntas (Figura S1 e S2). Sendo assim, o papel mais importante delas foi o de aumentar a conectividade dos fragmentos florestais na paisagem.

Encontramos uma redução no isolamento dos fragmentos florestais em ambos os padrões ao incluirmos a vegetação secundária, mas essa redução também não diferenciou significativamente os padrões analisados em nenhum momento da série histórica (Figura 4). Para o padrão ESP encontramos uma grande redução no isolamento dos fragmentos florestais e isto se deve ao fato da vegetação secundária

apresentar um padrão de distribuição espacial mais disperso na paisagem. Enquanto que no padrão GEO, encontramos uma redução menor do isolamento e isto deve estar relacionado com o fato do crescimento da vegetação secundária ter ocorrido de maneira mais concentrada em algumas paisagens do que no padrão ESP (Figuras S1 e S2). Apesar da diferença não significativa entre padrões com e sem vegetação secundária, a redução do isolamento ajuda a amenizar os efeitos negativos do desmatamento e da fragmentação florestal da paisagem. O menor isolamento dos fragmentos florestais torna essa nova paisagem mais conectada, devendo melhorar a dispersão e mobilidade dos indivíduos na paisagem e o fluxo gênico das populações (Dick *et al.*, 2003; Mestre e Gasnier, 2008; Bobrowiec e Gribel 2010; Wolfe *et al.*, 2015).

Embora a vegetação secundária seja bastante relevante na conexão dos fragmentos florestais e no aumento de habitat, ela foi insuficiente para mudar o fato de que as paisagens com o padrão ESP estão mais fragmentadas e que sua biodiversidade pode estar mais suscetível aos efeitos deletérios associados à fragmentação florestal (Alencar *et al.*, veja capítulo I desta dissertação) do que o padrão GEO. Além disso, observa-se na Amazônia, principalmente em áreas onde se dá o agronegócio (padrão GEO), um forte processo de intensificação do uso da terra que pode ultrapassar a capacidade de regeneração natural da vegetação, de forma que esses poucos benefícios podem ser perder ao longo do tempo (Gehring *et al.* 2005, Jakovac *et al.* 2015). Este processo de intensificação pode afetar o tempo de permanência da vegetação secundária nas paisagens, que é uma característica fundamental para a redução das ameaças à biodiversidade causadas pelo desmatamento e fragmentação florestal. No entanto, não foi possível investigar isto porque analisamos as paisagens em intervalos de tempo de cinco em cinco anos. Este intervalo de tempo não permite identificar com confiança a idade e nem inferir sobre a estrutura dessas vegetações, por isso recomendamos que futuros estudos utilizem uma série temporal anual que permita investigar a persistência da vegetação secundária nas paisagens ao longo do tempo. Com isso seria possível entender melhor o potencial que essa vegetação tem para melhorar a configuração da paisagem.

CONCLUSÕES

Cada padrão de desmatamento apresentou um padrão de estabelecimento da vegetação secundária. O padrão ESP apresentou mais vegetação secundária e esta vegetação está mais espalhada pela paisagem do que no padrão GEO, modificando de forma diferenciada a configuração da paisagem em cada padrão. Com os resultados obtidos nesse trabalho podemos afirmar que a presença de vegetação secundária trouxe aspectos positivos em relação a proteção da biodiversidade para ambos os padrões de desmatamento analisados. Nos dois padrões encontramos um aumento da área de hábitat e uma redução no isolamento dos fragmentos florestais, em especial no padrão ESP. Isso evidencia o potencial que essa vegetação tem para reduzir as ameaças do desmatamento e da fragmentação florestal, mas mais estudos são necessários para entendermos as melhores formas de aproveitar esse potencial.

AGRADECIMENTOS

Nós agradecemos ao Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais e ao Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais pelo suporte estrutural e logístico para a execução deste projeto e a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior e a Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Amazonas pela concessão da bolsa de estudo. Agradecemos também a Camilo Rennó pela ajuda nas análises estatísticas.

REFERÊNCIAS

- Almeida, C.A.; Valeriano, D.M.; Escada, M.I.S.; Rennó, C.D. 2010. Estimativa de área de vegetação secundária na Amazônia Legal Brasileira. *Acta Amazonica* 40 (2): 289-302.
- Almeida, C.; Coutinho, A.; Esquerdo, J.C.; Adami, M.; Venturieri, A.; Diniz, C.; *et al.* 2016. 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* 46: 291–302.
- Alves, D.S.; Escada, M.I.S.; Pereira, J.L.G.; Albuquerque, C.L. 2003. Land use intensification and abandonment in Rondônia, Brazilian Amazônia. *International Journal of Remote Sensing* 24: 899–903.
- Arima, E.; Walker, R.; Perz, S.; Sousa, C. 2015. Explaining the fragmentation in the Brazilian Amazonian forest. *Journal of Land Use Science*: 37–41.
- Arroyo-Rodríguez, V.; Melo, F.P.L.; Martínez-Ramos, M.; Bongers, F.; Chazdon, R.L.; Meave, J.A.; *et al.* 2015. Multiple successional pathways in human-modified tropical landscapes: New insights from forest succession, forest fragmentation and landscape ecology research. *Biological Reviews* 92: 326–340.
- Becker, B. 1997. *Amazônia*. 5th ed. Editora Ática, São Paulo, 112p.
- Bins, L.S.; Erthal, G.J.; Fonseca, L.M.G. 1993. Um método de Classificação Não Supervisionada por Regiões. *Anais do VI Simpósio Brasileiro de Computação Gráfica e Processamento de Imagens*: 65–68.
- Bobrowiec, P.E.D.; Gribel, R. 2010. Effects of different secondary vegetation types on bat community composition in Central Amazonia, Brazil. *Animal Conservation* 13: 204–216.
- Brown, S.; Lugo, A.E. 1990. Tropical secondary forests. *Journal of Tropical Ecology* 6: 1–32.
- Câmara, G.; Cartaxo, R.; Souza, M.; Freitas, U.M.; Garrido, J. 1996. Spring : Integrating Remote Sensing and Gis By Data Modelling. 20: 395–403.

- Camargo, J.L.; Kapos, V. 1995. Complex edge effects on soil moisture and microclimate in central Amazonian forest. *Journal of Tropical Ecology* 11: 205–221.
- Carrara, E.; Arroyo-Rodríguez, V.; Vega-Rivera, J.; Schondube, J.; de Freitas, S.; Fahrig, L. 2015. Impact of landscape composition and configuration on forest specialist and generalist bird species in the fragmented Lacandona rainforest, Mexico. *Biological Conservation* 184: 117–126.
- Chazdon, R. 2014. *Second Growth: The Promise of Tropical Forest Regeneration in an Age of Deforestation*. 1^o ed. University of Chicago Press, Chicago, 440p.
- Chazdon, R.; Broadbent, E.; Rozendaal, D.; Bongers, F.; Zambrano, A.M.; Aide, M.; et al. 2016. Carbon sequestration potential of second-growth forest regeneration in the Latin American tropics. *Science Advances* 2 (5): 1-10.
- Chazdon, R.L. 2017. Landscape Restoration, Natural Regeneration, and the Forests of the Future. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 102: 251–257.
- Chazdon, R.L.; Peres, C.A.; Dent, D.; Sheil, D.; Lugo, A.E.; Lamb, D.; et al. 2009. The potential for species conservation in tropical secondary forests. *Conservation Biology* 23: 1406–1417.
- Dick, C.W.; Etchelecu, G.; Austerlitz, F. 2003. Pollen dispersal of tropical trees (*Dinizia excelsa*: Fabaceae) by native insects and African honeybees in pristine and fragmented Amazonian rainforest. *Molecular Ecology* 12: 753–764.
- Didham, R.K.; Lawton, J.H. 1999. Edge Structure Determines the Magnitude of Changes in Microclimate and Vegetation Structure in Tropical Forest Fragments. *Biotropica* 31 (1): 17-30.
- Ewers, R.M.; Didham, R.K. 2007. The effect of fragment shape and species' sensitivity to habitat edges on animal population size: Contributed papers. *Conservation Biology* 21: 926–936.
- Gehring, C.; Denich, M.; Vlek, P.L.G.G. 2005. Resilience of secondary forest regrowth after slash-and-burn agriculture in central Amazonia. *Journal of Tropical Ecology* 21: 519–527.

- Jakovac, C.C.; Peña-Claros, M.; Kuyper, T.W.; Bongers, F. 2015. Loss of secondary-forest resilience by land-use intensification in the Amazon. *Journal of Ecology* 103: 67–77.
- Jakovac, C.C.; Peña-Claros, M.; Mesquita, R.C.G.; Bongers, F.; Kuyper, T.W. 2016. Swiddens under transition: Consequences of agricultural intensification in the Amazon. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 218: 116–125.
- Klemick, H. 2011. Shifting cultivation, forest fallow, and externalities in ecosystem services: Evidence from the Eastern Amazon. *Journal of Environmental Economics and Management* 61: 95–106.
- Laborde, J.; Guevara, S.; Sanchez-Rios, G. 2008. Tree and shrub seed dispersal in pastures: The importance of rainforest trees outside forest fragments 1. *Ecoscience* 15: 6–16.
- Laue, J.; Arima, E. 2015. Spatially explicit models of land abandonment in the Amazon. *Journal of Land Use Science*: 1–28.
- Laurance, W.; Lovejoy, T.; Vasconcelos, H.; Bruna, E.; Didham, R.; Stouffer, P.; *et al.* 2002. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-years investigation. *Conservation Biology* 16: 605–618.
- Laurance, W.; Camargo, J.L.; Fearnside, P.; Lovejoy, T.; Williamson, B.; Mesquita, R.; *et al.* 2018. An Amazonian rainforest and its fragments as a laboratory of global change. *Biological Reviews* 93 (1): 223-247
- McGarigal, K. 2015. FRAGSTAT Help.182pp.
- McGarigal, K.; Cushman, S.; Ene, E. 2012. FRAGSTATS v4: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical and Continuous Maps. Software de computador produzido pelos autores na University of Massachusetts, Amherst. Disponível em <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>.
- Mesquita, R.; Massoca, P.E.; Jakovac, C.; Bentos, T.; Williamson, B. 2015. Amazon Rain Forest Succession: Stochasticity or Land-Use Legacy? *BioScience* 65: 849–861.

- Mesquita, R.C.G.; Delamônica, P.; Laurance, W.F. 1999. Effect of surrounding vegetation on edge-related tree mortality in Amazonian forest fragments. *Biological Conservation* 91: 129–134.
- Mestre, L.A.M.; Gasnier, T.R. 2008. Populações de aranhas errantes do gênero *Ctenus* em fragmentos florestais na Amazônia Central. *Acta Amazonica* 38: 159–164.
- Metzger, J.P. 2001. Effects of deforestation pattern and private nature reserves on the forest conservation in settlement areas of the Brazilian Amazon. *Biota Neotropica* 1: 1–14.
- Metzger, J.P. 2002. Landscape dynamics and equilibrium in areas of slash-and-burn agriculture with short and long fallow period (Bragantina region, NE Brazilian Amazon). *Landscape Ecology* 17: 419–431.
- Moran, E.F.; Brondizio, E.S.; Tucker, J.M.; Da Silva-Forsberg, M.C.; McCracken, S.; Falesi, I. 2000. Effects of soil fertility and land-use on forest succession in amazonia. *Forest Ecology and Management* 139: 93–108.
- Mukul, S.A.; Herbohn, J.; Firn, J. 2016. Tropical secondary forests regenerating after shifting cultivation in the Philippines uplands are important carbon sinks. *Scientific Reports* 6: 1–12.
- Perz, S. 2000. The Rural Exodus in the Context of Economic Crisis , Globalization and Reform in Brazil. *International Migration Review* 34: 842–881.
- Perz, S.G.; Skole, D.L. 2010. Secondary forest expansion in the brazilian amazon and the refinement of forest transition theory. *Society and Natural Resources* 16: 277–294.
- Quantum GIS Development Team. 2017. Quantum GIS Geographic Information System. Disponível em: <https://qgis.org/en/site/forusers/download.html>.
- Rocha, G.P.E.; Vieira, D.L.M.; Simon, M.F. 2016. Fast natural regeneration in abandoned pastures in southern Amazonia. *Forest Ecology and Management* 370: 93–101.

- Rodrigues, A.; Ewers, R.; Parry, L.; Jr, C.; Veríssimo, A.; Balmford, A. 2010. Boom-and-Bust Development Patterns Across the Amazon Deforestation Frontier. *Science* 324: 10–13.
- Rouw, A. 1995. The fallow period as a weed-break in shifting cultivation (tropical wet forests). *Agriculture, Ecosystems and Environment* 54: 31–43.
- Saito, E.; Fonseca, L.M.; Escada, M.I.; Korting, T. 2011. Efeitos da mudança de escala em padrões de desmatamento na Amazônia. *Revista Brasileira de Cartografia* 63: 401–414.
- Shimabukuro, Y.E.; Smith, J.A. 1991. The least-squares mixing models to generate fraction images derived from remote sensing multispectral data. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* 29: 16–20.
- Sloan, S.; Goosem, M.; Laurance, S.G. 2016. Tropical forest regeneration following land abandonment is driven by primary rainforest distribution in an old pastoral region. *Landscape Ecology* 31: 601–618.
- Soler, L. de S.; Escada, M.I.S.; Verburg, P.H. 2009. Quantifying deforestation and secondary forest determinants for different spatial extents in an Amazonian colonization frontier (Rondonia). *Applied Geography* 29: 182–193.
- Tabarelli, M.; Peres, C.A.; Melo, F.P.L. 2012. The “few winners and many losers” paradigm revisited: Emerging prospects for tropical forest biodiversity. *Biological Conservation* 155: 136–140.
- USGS. 2017. *Earth Explorer*. (<https://earthexplorer.usgs.gov/>). Acesso: 20/04/17.
- Villard, M.-A.A.; Metzger, J.P. 2014. Beyond the fragmentation debate: A conceptual model to predict when habitat configuration really matters. *Journal of Applied Ecology* 51: 309–318.
- Vliet, N.; Mertz, O.; Heinemann, A.; Langanke, T.; Pascual, U.; Schmook, B.; et al. 2012. Trends, drivers and impacts of changes in swidden cultivation in tropical forest-agriculture frontiers: A global assessment. *Global Environmental Change* 22: 418–429.

- Wolfe, J.D.; Stouffer, P.C.; Mokross, K.; Powell, L.L.; Anciaes, M.M. 2015. Island vs. countryside biogeography: An examination of how Amazonian birds respond to forest clearing and fragmentation. *Ecosphere* 6: 1–14.
- Yackulic, C.B.; Fagan, M.; Jain, M.; Jina, A.; Lim, Y.; Marlier, M.; *et al.* 2011. Biophysical and socioeconomic factors associated with forest transitions at multiple spatial and temporal scales. *Ecology and Society* 16 (3): 1-15.

MATERIAL SUPLEMENTAR

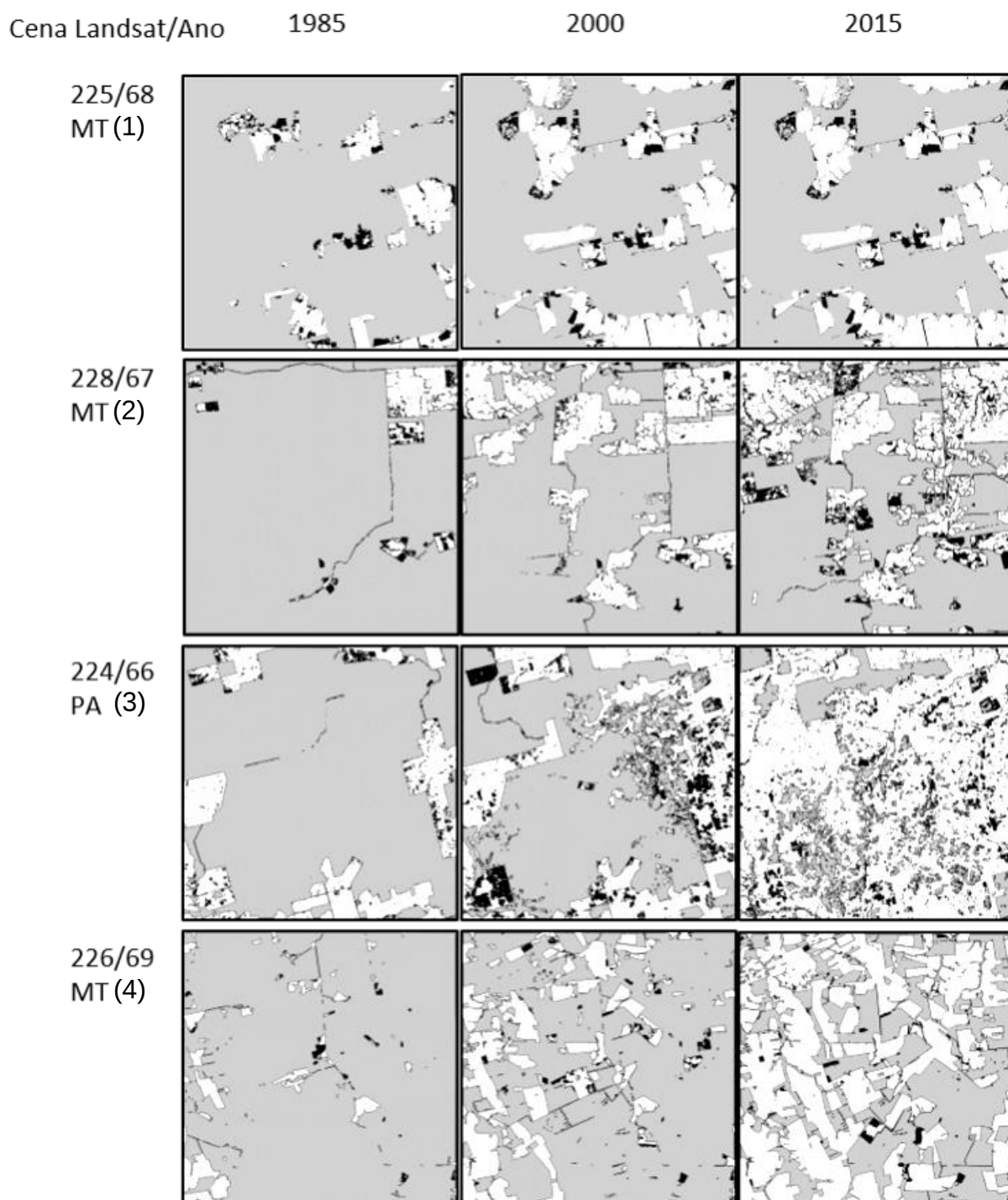


Figura S1. Paisagens de 50 x 50 km com o padrão de desmatamento geométrico na Amazônia Legal Brasileira. Os números do lado direito são o *path* e *row*, respectivamente, das cenas do Landsat-5 para os anos de 1985 e 2000 e do Landsat-8 para o ano de 2015. Em branco – áreas desmatadas; em cinza – florestas primárias; em preto – vegetação secundárias. MT – estado brasileiro do Mato Grosso; PA – estado brasileiro do Pará. Os números ao lado das siglas dos estados são os códigos de identificação das paisagens.

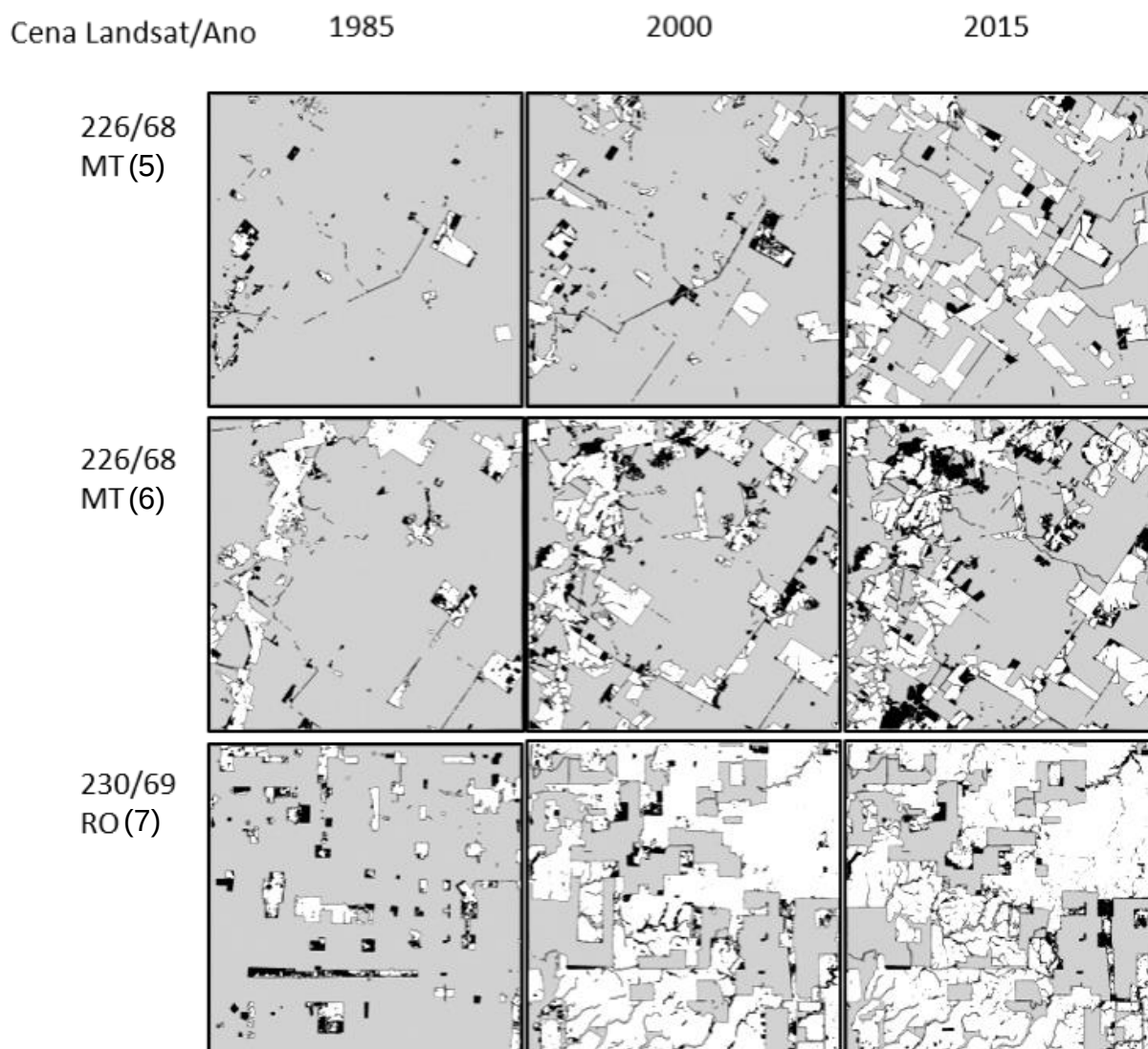


Figura S1 (continuação). Paisagens de 50 x 50 km com o padrão de desmatamento geométrico na Amazônia Legal Brasileira. Os números do lado direito são o *path* e *row*, respectivamente, das cenas do Landsat-5 para os anos de 1985 e 2000 e do Landsat-8 para o ano de 2015. Em branco – áreas desmatadas; em cinza – florestas primárias; em preto – vegetação secundária. MT – estado brasileiro do Mato Grosso; RO – estado brasileiro de Rondônia. Os números ao lado das siglas dos estados são os códigos de identificação das paisagens.

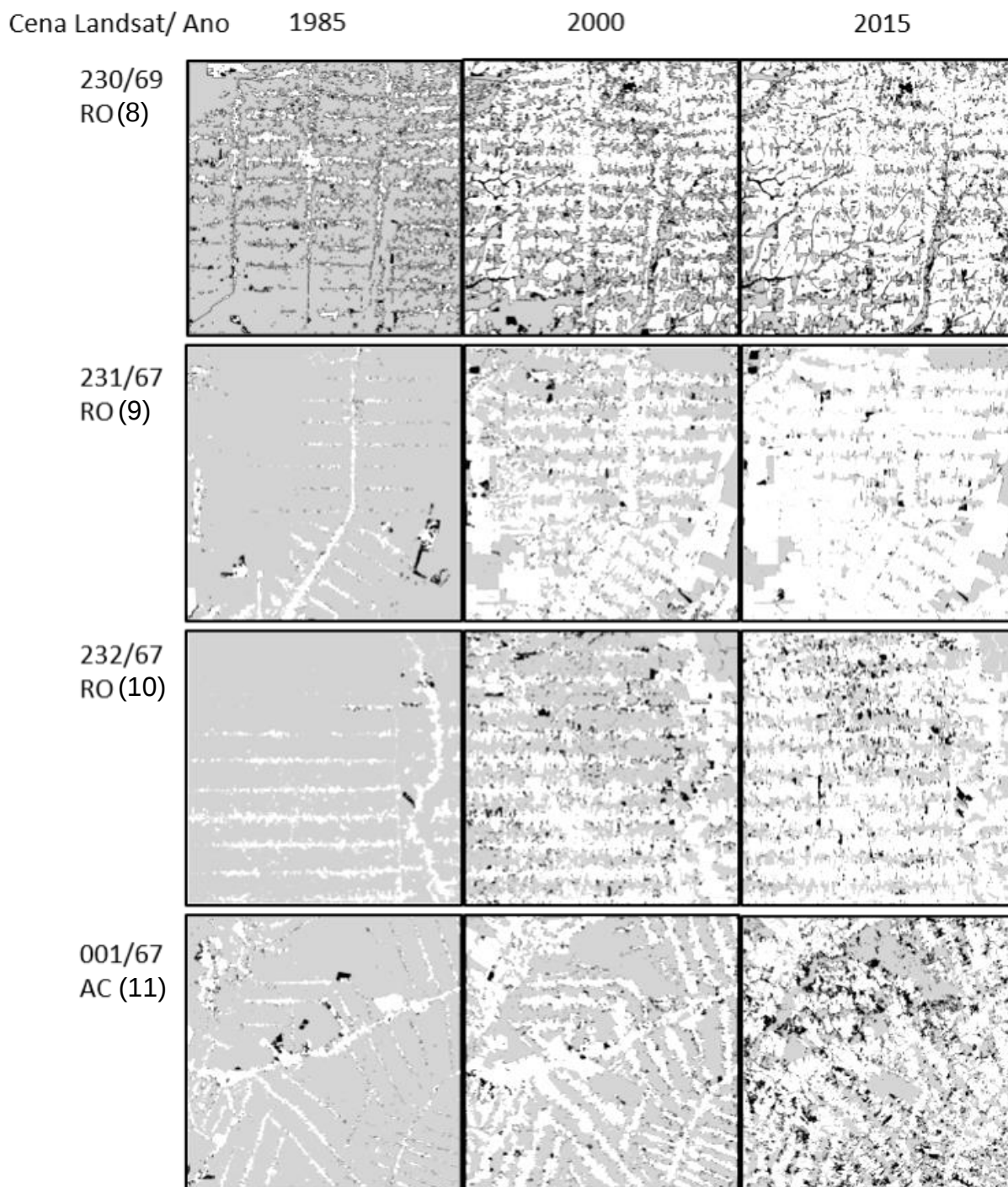


Figura S2. Paisagens de 50 x 50 km com o padrão de desmatamento em espinha de peixe na Amazônia Legal Brasileira. Os números do lado direito são o *path* e *row*, respectivamente, das cenas do Landsat-5 para os anos de 1985 e 2000 e do Landsat-8 para o ano de 2015. Em branco – áreas desmatadas; em cinza – florestas primárias; em preto – vegetação secundária. RO – estado brasileiro de Rondônia; AC – estado brasileiro do Acre. Os números ao lado das siglas dos estados são os códigos de identificação das paisagens.

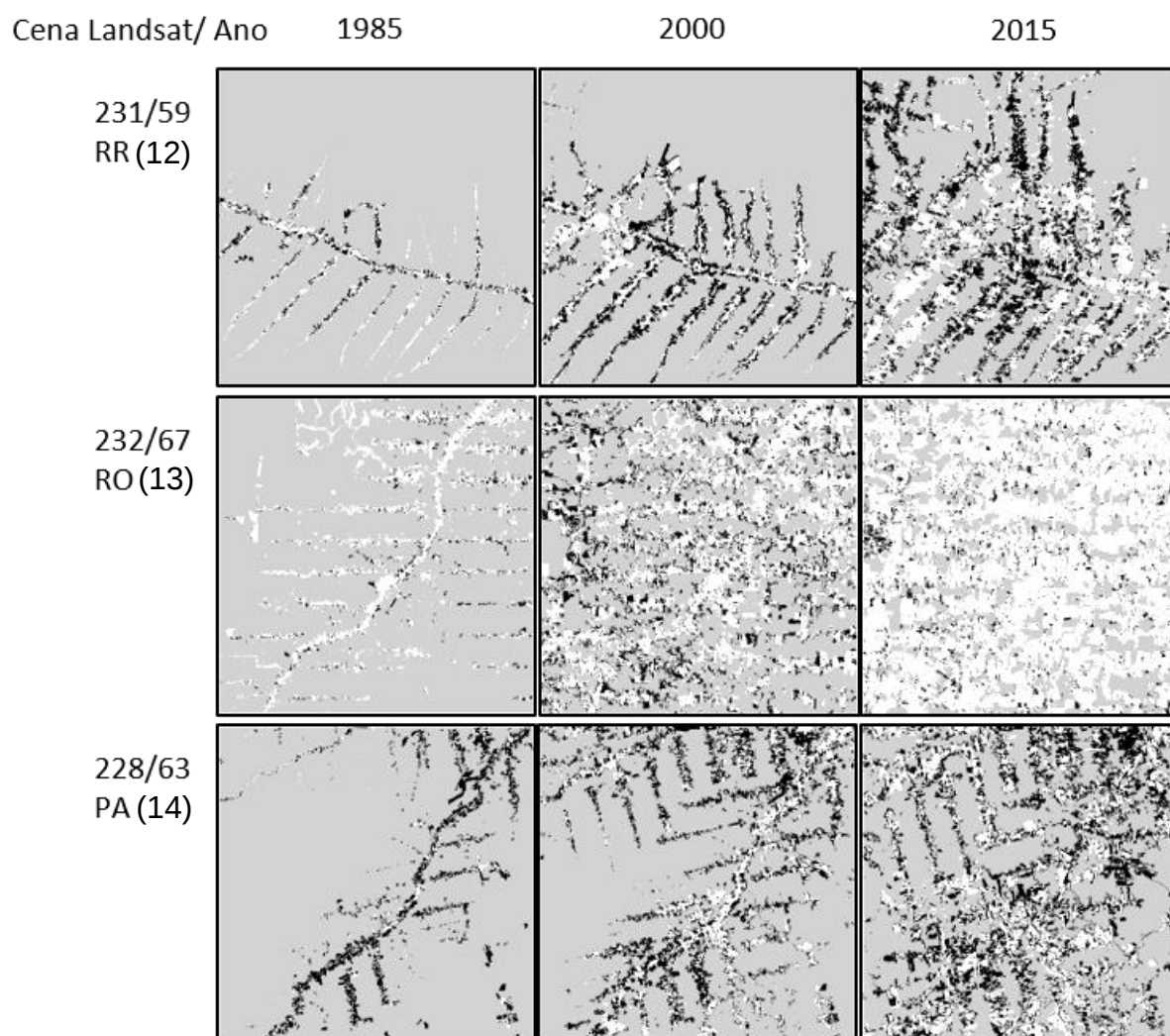


Figura S2 (continuação). Paisagens de 50 x 50 km com o padrão de desmatamento em espinha de peixe na Amazônia Legal Brasileira. Os números do lado direito são o *path* e *row*, respectivamente, das cenas do Landsat-5 para os anos de 1985 e 2000 e do Landsat-8 para o ano de 2015. Em branco – áreas desmatadas; em cinza – florestas primárias; em preto – vegetação secundária. RR – estado brasileiro de Roraima; RO – estado brasileiro de Rondônia; PA – estado brasileiro do Pará. Os números ao lado das siglas dos estados são os códigos de identificação das paisagens.

a)

$$\frac{g_{ii}}{\sum_{k=1}^m g_{ik}}$$

b)

$$\frac{G_i - P_i}{1 - P_i} \text{ for } G_i \geq P_i$$

$$\frac{G_i - P_i}{1 - P_i} \text{ for } G_i < P_i; P_i \geq .5$$

$$\frac{P_i - G_i}{-P_i} \text{ for } G_i < P_i; P_i < .5$$

Figura S3 (continuação). Formulação matemática da métrica CLUMPY (*Clumpiness index*). **a)** Fórmula para calcular o valor de G_i , onde g_{ii} é o número pixels com pixels adjacentes pertencentes a mesma classe, g_{ik} é o número de pixels com pixels adjacentes pertencentes a uma classe diferente da classe escolhida para a análise. **b)** As três possíveis fórmulas para calcular o valor da métrica CLUMPY a depender da relação entre G_i e P_i . G_i está descrito em **a)** e P_i é igual a proporção da paisagem ocupada pela classe escolhida para a análise.

$$\sum_{j=1}^n \left[X_{ij} \left(\frac{a_{ij}}{\sum_{j=1}^n a_{ij}} \right) \right]$$

Figura S4. Fórmula matemática para cálculo da métrica *Area-weighted mean Euclidean nearest-neighbor distance* (ENN_AM), onde X_{ij} é a distância em linha reta entre os patches e a_{ij} é a área dos patches correspondentes.

SÍNTESE

- O desmatamento total ao longo do tempo foi semelhante nas áreas sob ambos os padrões de desmatamento, indicando que a biodiversidade pode ter sido igualmente afetada de forma negativa pela perda direta de habitat.
- A variação dentro de cada padrão refletiu as diferenças nos processos históricos de ocupação de cada região da Amazônia Legal. Fatores como a proximidade a estradas, centros urbanos e mercados, e fatores ambientais com a qualidade do solo e o regime de chuvas também podem explicar essas diferenças entre paisagens de diferentes regiões.
- Ao final da série temporal, as paisagens com o padrão ESP foram muito mais fragmentadas do que as paisagens com o padrão GEO, com isso a biodiversidade no padrão ESP deve ter sido mais afetada pelos efeitos negativos de longo prazo da fragmentação florestal.
- A floresta remanescente nas paisagens com o padrão ESP está distribuída em fragmentos de categorias menores de tamanho, enquanto que no padrão GEO estão concentradas nos fragmentos florestais com mais de 5000 hectares.
- As paisagens no padrão ESP apresentam uma configuração pior para a conservação da biodiversidade do que as do padrão GEO, pois os fragmentos florestais desta paisagem apresentam mais área de borda florestal, menor área de núcleo florestal e uma forma convoluída.
- Ambos os padrões apresentam uma quantidade semelhante de vegetação secundária ao longo do tempo, mas apresentam padrões distintos de abandono da terra e regeneração natural. O padrão ESP possui mais vegetação secundária e esta vegetação está mais distribuída por toda a paisagem. Isto é positivo para a conservação da biodiversidade, pois podem auxiliar na conectividade dos fragmentos isolados na paisagem.
- A vegetação secundária modificou positivamente a configuração da paisagem. Isto mostra o potencial desta vegetação em promover paisagens com uma configuração mais adequada para a conservação da biodiversidade.

- O modelo de ocupação tradicional do INCRA (*i.e.*, o que gera o padrão de desmatamento em espinha de peixe) resulta em mais ameaças à biodiversidade do que o padrão GEO.
- Embora a vegetação secundária seja bastante relevante na conexão dos fragmentos florestais e no aumento de habitat, ela foi insuficiente para mudar o fato de que as paisagens com o padrão ESP estão mais fragmentadas e que sua biodiversidade pode estar mais suscetível aos efeitos deletérios associados à fragmentação florestal (Alencar *et al*, ver capítulo I desta dissertação) do que o padrão GEO
- O padrão GEO apresentou índices de configuração espacial da paisagem mais favoráveis à conservação da biodiversidade, mas esse padrão também sofreu uma perda florestal significativa. O avanço do desmatamento nessas paisagens, com o passar dos anos, tende a produzir paisagens também fragmentadas.
- Enfatizamos a necessidade do controle do desmatamento e a conservação dos remanescentes florestais nas paisagens com o padrão GEO de forma que se mantenha uma configuração espacial da paisagem mais favorável para a biodiversidade.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Affonso, A.G.; Isabel, M.; Escada, S.; Maurano, L.E. 2017. Desflorestamento e concentração de terra nos assentamentos de reforma agrária na Amazônia. *Anais do XVIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*. Santos - SP.
- Aguiar, A.P.D.; Câmara, G.; Escada, M.I.S. 2007. Spatial statistical analysis of land-use determinants in the Brazilian Amazonia: Exploring intra-regional heterogeneity. *Ecological Modelling* 209: 169–188.
- Alencar, A.; Pereira, C.; Castro, I.; Cardoso, A.; Souza, L.; Costa, R.; et al. 2016. *Desmatamento nos Assentamentos da Amazônia: Histórico, Tendências e Oportunidades*. IPAM, Brasília, DF, 93p.
- Alencar, A.A.; Brando, P.M.; Asner, G.P.; Putz, F.E. 2015. Landscape fragmentation, severe drought, and the new Amazon forest fire regime. *Ecological Applications* 25: 1493–1505.
- Almeida, C.A.; Valeriano, D.M.; Escada, M.I.S.; Rennó, C.D. 2010. Estimativa de área de vegetação secundária na Amazônia Legal Brasileira. *Acta Amazonica* 40 (2): 289-302.
- Almeida, C.; Coutinho, A.; Esquerdo, J.C.; Adami, M.; Venturieri, A.; Diniz, C.; et al. 2016. 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* 46: 291–302.
- Alvarez-Berríos, N.L.; Aide, M.T. 2015. Global demand for gold is another threat for tropical forests. *Environmental Research Letters* 10.
- Alves, D.S.; Escada, M.I.S.; Pereira, J.L.G.; Albuquerque, L.C. 2003. Land use intensification and abandonment in Rondônia, Brazilian Amazônia. *International Journal of Remote Sensing* 24: 899–903.
- Arima, E.; Walker, R.; Perz, S.; Sousa, C. 2015. Explaining the fragmentation in the Brazilian Amazonian forest. *Journal of Land Use Science*: 37–41.
- Armenteras, D.; González, T.M.; Retana, J. 2013. Forest fragmentation and edge influence on fire occurrence and intensity under different management types in Amazon forests. *Biological Conservation* 159: 73–79.

- Arroyo-Rodríguez, V.; Melo, F.P.L.; Martínez-Ramos, M.; Bongers, F.; Chazdon, R.L.; Meave, J.A.; *et al.* 2015. Multiple successional pathways in human-modified tropical landscapes: New insights from forest succession, forest fragmentation and landscape ecology research. *Biological Reviews* 92: 326–340.
- Arroyo-Rodríguez, V.; Pineda, E.; Escobar, F.; Benítez-Malvido, J. 2009. Value of small patches in the conservation of plant-species diversity in highly fragmented rainforest. *Conservation Biology* 23: 729–739.
- Assunção, J.; Gandour, C.; Pessoa, P.; Rocha, R. 2015. *Deforestation scale and farm Size: the need for tailoring policy in Brazil*. 27p.
- Barber, C.; Cochrane, M.; Souza, C.; Laurance, W. 2014. Roads, deforestation, and the mitigating effect of protected areas in the Amazon. *Biological Conservation* 177: 203–209.
- Becker, B. 1997. *Amazônia*. 5th ed. Editora Ática, São Paulo, 112p.
- Bierregaard, R.O.; Lovejoy, T.E.; Kapos, V.; dos Santos, A.A.; Hutchings, R.W. 1992. The biological dynamics of tropical rainforest fragments: a prospective comparison of fragments and continuous forest . The biological dynamics of tropical rainforest fragments: a prospective comparison of fragments and continuous forest . *BioScience* 42: 859–866.
- Bins, L.S.; Erthal, G.J.; Fonseca, L.M.G. 1993. Um método de Classificação Não Supervisionada por Regiões. *Anais do VI Simpósio Brasileiro de Computação Gráfica e Processamento de Imagens*: 65–68.
- Bobrowiec, P.E.D.; Gribel, R. 2010. Effects of different secondary vegetation types on bat community composition in Central Amazonia, Brazil. *Animal Conservation* 13: 204–216.
- Briant, G.; Gond, V.; Laurance, S. 2010. Habitat fragmentation and the desiccation of forest canopies: A case study from eastern Amazonia. *Biological Conservation* 143: 2763–2769.
- Broadbent, E.; Asner, G.; Keller, M.; Knapp, D.; Oliveira, P.; Silva, J. 2008. Forest fragmentation and edge effects from deforestation and selective logging in the Brazilian Amazon. *Biological Conservation* 141: 1745–1757.

- Brown, S.; Lugo, A.E. 1990. Tropical secondary forests. *Journal of Tropical Ecology* 6: 1–32.
- Bruna, E.M.; Vasconcelos, H.L.; Heredia, S. 2005. The effect of habitat fragmentation on communities of mutualists: Amazonian ants and their host plants. *Biological Conservation* 124: 209–216.
- Câmara, G.; Cartaxo, R.; Souza, M.; Freitas, U.M.; Garrido, J. 1996. Spring : Integrating Remote Sensing and Gis By Data Modelling. *Computer & Graphics* 20: 395–403.
- Camargo, J.L.; Kapos, V. 1995. Complex edge effects on soil moisture and microclimate in central Amazonian forest. *Journal of Tropical Ecology* 11: 205–221.
- Carrara, E.; Arroyo-Rodríguez, V.; Vega-Rivera, J.; Schondube, J.; de Freitas, S.; Fahrig, L. 2015. Impact of landscape composition and configuration on forest specialist and generalist bird species in the fragmented Lacandona rainforest, Mexico. *Biological Conservation* 184: 117–126.
- Carreiras, J.; Jones, J.; Lucas, R.; Gabriel, C. 2014. Land use and land cover change dynamics across the Brazilian Amazon: Insights from extensive time-series analysis of remote sensing data. *PLoS ONE* 9 (8): e104144.
- Carrié, R.; Andrieu, E.; Cunningham, S.A.; Lentini, P.E.; Loreau, M.; Ouin, A. 2017. Relationships among ecological traits of wild bee communities along gradients of habitat amount and fragmentation. *Ecography* 40.
- Chazdon, R. 2014. *Second Growth: The Promise of Tropical Forest Regeneration in an Age of Deforestation*. 1^o ed. University of Chicago Press, Chigaco, 440p.
- Chazdon, R.; Broadbent, E.; Rozendaal, D.; Bongers, F.; Zambrano, A.M.; Aide, M.; *et al.* 2016. Carbon sequestration potential of second-growth forest regeneration in the Latin American tropics. *Science Advances* 2 (5): e1501639.
- Chazdon, R.L. 2017. Landscape Restoration, Natural Regeneration, and the Forests of the Future. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 102: 251–257.
- Chazdon, R.L.; Peres, C.A.; Dent, D.; Sheil, D.; Lugo, A.E.; Lamb, D.; *et al.* 2009. The potential for species conservation in tropical secondary forests. *Conservation*

Biology 23: 1406–1417.

Cochrane, M.; Laurance, W. 2002. Fire as a large-scale edge effect in Amazonian forests. *Journal of Tropical Ecology* 18: 311–325.

Dal'Asta, A.P.; Escada, M.I.; Amaral, S.; Monteiro, A.M. 2013. Evolução do arranjo espacial urbano e das terras agrícolas no entorno de Santarém (Pará) no período de 1990 a 2010: Uma análise integrada baseada em sensoriamento remoto e espaços celulares. *XVI - Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, Foz do Iguaçu - PR.

Dick, C.W.; Etchelecu, G.; Austerlitz, F. 2003. Pollen dispersal of tropical trees (*Dinizia excelsa*: Fabaceae) by native insects and African honeybees in pristine and fragmented Amazonian rainforest. *Molecular Ecology* 12: 753–764.

Didham, R.K.; Lawton, J.H. 1999. Edge structure determines the magnitude of changes in microclimate and vegetation structure in tropical forest fragments. *Biotropica* 31: 17.

Escada, M.I.; Maurano, L.E.; Rennó, C.; Amaral, S.; Valeriano, D. 2011. Avaliação de dados dos Sistemas de Alerta da Amazônia: DETER e SAD. *XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR*: 5418–5425.

Estrada, A.; Garber, P.A.; Rylands, A.B.; Roos, C.; Fernandez-duque, E.; Fiore, A. Di; *et al.* 2017. Impending extinction crisis of the world ' s primates : Why primates matter. *Science Advances* 3: 1–16.

Ewers, R.M.; Laurance, W.F. 2006. Scale-dependent patterns of deforestation in the Brazilian Amazon. *Environmental Conservation* 33 (3): 203–211

Ewers, R.M.; Didham, R.K. 2007. The effect of fragment shape and species' sensitivity to habitat edges on animal population size: Contributed papers. *Conservation Biology* 21: 926–936.

Eycott, A.E.; Stewart, G.B.; Buyung-Ali, L.M.; Bowler, D.E.; Watts, K.; Pullin, A.S. 2012. A meta-analysis on the impact of different matrix structures on species movement rates. *Landscape Ecology* 27: 1263–1278.

Fahrig, L. 2003. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annual Review of Ecological and Environmental Systems* 34: 487–515.

- Fearnside, P.M. 1987. Causes of Deforestation in the Brazilian Amazon. pp. 37-61 In: R.F. Dickinson (ed.) *The Geophysiography of Amazonia: Vegetation and Climate Interactions*. John Wiley & Sons, New York. 526 pp
- Fearnside, P. 2005. Deforestation in Brazilian Amazonia: History, rates, and consequences. *Conservation Biology* 19: 680–688.
- Fearnside, P.; Figueiredo, A.M.R. 2015. China's influence on deforestation in Brazilian Amazonia: A growing force in the state of Mato Grosso. *Global Economic Governance Initiative* 3:1-51.
- Fearnside, P.M. 2015. Highway construction as a force in destruction of the Amazon forest. pp. 414-424 In: R. van der Ree, D.J. Smith & C. Grilo (eds.) *Handbook of Road Ecology*. John Wiley & Sons Publishers, Oxford, UK. 552 pp.
- Gehring, C.; Denich, M.; Vlek, P.L.G.G. 2005. Resilience of secondary forest regrowth after slash-and-burn agriculture in central Amazonia. *Journal of Tropical Ecology* 21: 519–527.
- Geist, H.; Lambin, E. 2002. Proximate Causes and Underlying Driving Forces of Tropical Deforestation. *BioScience* 52: 143–150.
- Godar, J.; Tizado, E.J.; Pokorny, B. 2012. Who is responsible for deforestation in the Amazon? A spatially explicit analysis along the Transamazon Highway in Brazil. *Forest Ecology and Management* 267: 58–73.
- Haddad, N.; Brudvig, L.; Clobert, J.; Davies, K.; Gonzalez, A.; Holt, R.; *et al.* 2015. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advances* 1: 1–9.
- Haddad, N.M.; Holt, R.D.; Fletcher, R.J.; Loreau, M.; Clobert, J. 2017. Connecting models, data, and concepts to understand fragmentation's ecosystem-wide effects. *Ecography* 40: 1–8.
- Hart, A. 2001. Mann-Whitney test is not just a test of medians: differences in spread can be important. *Bmj* 323: 391–393.
- Van Houtan, K.S.; Pimm, S.L.; Halley, J.M.; Bierregaard, R.O.; Lovejoy, T.E. 2007. Dispersal of Amazonian birds in continuous and fragmented forest. *Ecology Letters* 10: 219–229.

- Hundera, K.; Aerts, R.; Beenhouwer, M.; Overtveld, K.; Helsen, K.; Muys, B.; *et al.* 2013. Both forest fragmentation and coffee cultivation negatively affect epiphytic orchid diversity in Ethiopian moist evergreen Afromontane forests. *Biological Conservation* 159: 285–291.
- INCRA. 2018. *Criação e Modalidades de Assentamentos*. <http://www.incra.gov.br/assentamentosmodalidades>. .
- INPE. 2017. *PRODES*. (<http://www.dpi.inpe.br/prodesdigital/prodes.php>). Accessed on 20 Jul. 2002.
- Isbell, F.; Tilman, D.; Polasky, S.; Loreau, M. 2015. The biodiversity-dependent ecosystem service debt. *Ecology Letters* 18: 119–134.
- Jakovac, C.C.; Peña-Claros, M.; Kuyper, T.W.; Bongers, F. 2015. Loss of secondary-forest resilience by land-use intensification in the Amazon. *Journal of Ecology* 103: 67–77.
- Jakovac, C.C.; Peña-Claros, M.; Mesquita, R.C.G.; Bongers, F.; Kuyper, T.W. 2016. Swiddens under transition: Consequences of agricultural intensification in the Amazon. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 218: 116–125.
- Kalamandeen, M.; Gloor, E.; Mitchard, E.; Quincey, D.; Ziv, G.; Spracklen, D.; *et al.* 2018. Pervasive Rise of Small-scale Deforestation in Amazonia. *Scientific Reports* 8: 1–10.
- Kapos, V. 1989. Effects of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazon. *Journal of Tropical Ecology* 5: 173–185.
- Klemick, H. 2011. Shifting cultivation, forest fallow, and externalities in ecosystem services: Evidence from the Eastern Amazon. *Journal of Environmental Economics and Management* 61: 95–106.
- Laborde, J.; Guevara, S.; Sanchez-Rios, G. 2008. Tree and shrub seed dispersal in pastures: The importance of rainforest trees outside forest fragments 1. *Ecoscience* 15: 6–16.
- Lancaster, M.; Cooper, S.; Carthew, S. 2016. Genetic consequences of forest fragmentation by agricultural land in an arboreal marsupial. *Landscape Ecology* 31: 655–667.

- Laue, J.; Arima, E. 2015. Spatially explicit models of land abandonment in the Amazon. *Journal of Land Use Science* : 1–28.
- Laurance, W.; Ferreira, L.; Rankin-de Merona, J.; Laurance, S. 1998a. Rain forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities. *Ecology* 79: 2032–2040.
- Laurance, W.; Albernaz, A.; Fearnside, P.; Vasconcelos, H.; Ferreira, L. 2004. Deforestation in Amazonia. *Science* 304: 1109–1111.
- Laurance, W.; Ferreira, L.; Rankin-de Merona, J.; Laurance, S.; Hutchings, R.; Lovejoy, T. 1998b. Effects of forest fragmentation on recruitment patterns in Amazonian tree communities. *Conservation Biology* 12: 460–464.
- Laurance, W.; Lovejoy, T.; Vasconcelos, H.; Bruna, E.; Didham, R.; Stouffer, P.; *et al.* 2002. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-years investigation. *Conservation Biology* 16: 605–618.
- Laurance, W.; Nascimento, H.; Laurance, S.; Andrade, A.; Ribeiro, J.; Giraldo, J.; *et al.* 2006. Rapid decay of tree-community composition in Amazonian forest fragments. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 103: 19010–19014.
- Laurance, W.; Andrade, A.; Magrach, A.; Camargo, J.L.; Campbell, M.; Fearnside, P.; *et al.* 2014. Apparent Environmental Synergism Drives the Dynamics of Amazonian forest fragments. *Ecology* 95: 3018–3026.
- Laurance, W.; Camargo, J.L.; Fearnside, P.; Lovejoy, T.; Williamson, B.; Mesquita, R.; *et al.* 2018. An Amazonian rainforest and its fragments as a laboratory of global change. *Biological Reviews* 93 (1): 223–247
- Lima, L.S.; Coe, M.T.; Soares Filho, B.S.; Cuadra, S. V.; Dias, L.C.P.; Costa, M.H.; *et al.* 2014. Feedbacks between deforestation, climate, and hydrology in the Southwestern Amazon: Implications for the provision of ecosystem services. *Landscape Ecology* 29: 261–274.
- Lion, M.B.; Garda, A.A.; Santana, D.J.; Fonseca, C.R. 2016. The Conservation Value of Small Fragments For Atlantic Forest Reptiles. *Biotropica* 48: 265–275.
- Liu, J.; Wilson, M.; Hu, G.; Liu, J.; Wu, J.; Yu, M. 2018. How does habitat fragmentation

affect the biodiversity and ecosystem functioning relationship? *Landscape Ecology*.

- Machado, L. 1998. A fronteira agrária na Amazônia brasileira. In: Christofolletti, A.; Becker, B.; Davidovich, F.R.; Geiger, P.P. (Eds.), *Geografia E Meio Ambiente No Brasil*, 2ª edição ed.São Paulo - Rio de Janeiro,.
- Magrath, A.; Laurance, W.; Larrinaga, A.; Santamaria, L. 2014. Meta-Analysis of the Effects of Forest Fragmentation on Interspecific Interactions. *Conservation Biology* 28: 1342–1348.
- Malcolm, J. 1998. A model of conductive heat flow in forest edges and fragmented landscapes. *Climatic Change* 39: 487–502.
- Markham, B.L.; Helder, D.L. 2012. Forty-year calibrated record of earth-reflected radiance from Landsat: A review. *Remote Sensing of Environment* 122: 30–40.
- McGarigal, K. 2015. FRAGSTAT Help. 182pp.
- McGarigal, K.; Cushman, S.; Ene, E. 2012. FRAGSTATS v4: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical and Continuous Maps. Software de computador produzido pelos autores na University of Massachusetts, Amherst. Disponível em <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>.
- Melo, P.L.F.; Arroyo-Rodríguez, V.; Fahrig, L.; Martínez-Ramos, M.; Tabarelli, M. 2013. On the hope for biodiversity-friendly tropical landscapes. *Trends in Ecology & Evolution* 28 (8): 462-468.
- Mertens, B.; Lambin, E. 1997. Spatial modelling of deforestation in southern Cameroon. *Applied Geography* 17: 143–162.
- Mesquita, R.; Massoca, P.E.; Jakovac, C.; Bentos, T.; Williamson, B. 2015. Amazon Rain Forest Succession: Stochasticity or Land-Use Legacy? *BioScience* 65: 849–861.
- Mesquita, R.C.G.; Delamônica, P.; Laurance, W.F. 1999. Effect of surrounding vegetation on edge-related tree mortality in Amazonian forest fragments. *Biological Conservation* 91: 129–134.
- Mestre, L.A.M.; Gasnier, T.R. 2008. Populações de aranhas errantes do gênero

- Ctenus em fragmentos florestais na Amazônia Central. *Acta Amazonica* 38: 159–164.
- Metzger, J.P. 2001a. O que é ecologia de paisagens? *Biota Neotropica* 1: 1–9.
- Metzger, J.P. 2001b. Effects of deforestation pattern and private nature reserves on the forest conservation in settlement areas of the Brazilian Amazon. *Biota Neotropica* 1: 1–14.
- Metzger, J.P. 2002. Landscape dynamics and equilibrium in areas of slash-and-burn agriculture with short and long fallow period (Bragantina region, NE Brazilian Amazon). *Landscape Ecology* 17: 419–431.
- Michalski, F.; Peres, C.A. 2007. Disturbance-mediated mammal persistence and abundance-area relationships in Amazonian forest fragments. *Conservation Biology* 21 (6): 1626-1640
- Michalski, F.; Peres, C.A.; Lake, I.R. 2008. Deforestation dynamics in a fragmented region of southern Amazonia: Evaluation and future scenarios. *Environmental Conservation* 35 (2): 93-103
- Michalski, F.; Peres, C.A. 2017. Gamebird responses to anthropogenic forest fragmentation and degradation in a southern Amazonian landscape. *PeerJ* 5: e3442
- Moran, E.F.; Brondizio, E.S.; Tucker, J.M.; Da Silva-Forsberg, M.C.; McCracken, S.; Falesi, I. 2000. Effects of soil fertility and land-use on forest succession in amazonia. *Forest Ecology and Management* 139: 93–108.
- Mouquet, N.; Loreau, M. 2003. Community Patterns in Source-Sink Metacommunities. *The American Naturalist* 162: 544–557.
- Mukul, S.A.; Herbohn, J.; Firn, J. 2016. Tropical secondary forests regenerating after shifting cultivation in the Philippines uplands are important carbon sinks. *Scientific Reports* 6: 1–12.
- Muylaert, R.L.; Stevens, R.D.; Ribeiro, M.C. 2016. Threshold effect of habitat loss on bat richness in cerrado-forest landscapes. *Ecological Applications* 26: 1854–1867.

- Ochoa-Quintero, J.M.; Gardner, T.; Rosa, I.; Ferraz, S.; Sutherland, W. 2015. Thresholds of species loss in Amazonian deforestation frontier landscapes. *Conservation Biology* 29: 440–451.
- Oliveira-Filho, F.J.; Metzger, J.P. 2006. Thresholds in landscape structure for three common deforestation patterns in the Brazilian Amazon. *Landscape Ecology* 21: 1061–1073.
- Pardini, R.; de Bueno, A.A.; Gardner, T.A.; Prado, P.I.; Metzger, J.P. 2010. Beyond the fragmentation threshold hypothesis: Regime shifts in biodiversity across fragmented landscapes. *PLoS ONE* 5 (10): e13666.
- Pereira, H.M.; Leadley, P.W.; Proenca, V.; Alkemade, R.; Scharlemann, J.P.W.; Fernandez-Manjarres, J.F.; *et al.* 2010. Scenarios for Global Biodiversity in the 21st Century. *Science* 330: 1496–1501.
- Peres, C.A. 2001. Synergistic effects of subsistence hunting and habitat fragmentation on Amazonian forest vertebrates. *Conservation Biology* 15 (6): 1490-1505
- Peres, C.A.; Gardner, T.A.; Barlow, J.; Zuanon, J.; Michalski, F.; Lees, A.C.; Vieira, I.C.G.; Moreira, F.M.S.; Feeley, K.J. 2010. Biodiversity conservation in human-modified Amazonian forest landscapes. *Biological conservation* 143 (10): 2314-2327
- Perz, S. 2000. The Rural Exodus in the Context of Economic Crisis , Globalization and Reform in Brazil. *International Migration Review* 34: 842–881.
- Perz, S.G.; Skole, D.L. 2010. Secondary forest expansion in the brazilian amazon and the refinement of forest transition theory. *Society and Natural Resources* 16: 277–294.
- Pfeifer, M.; Lefebvre, V.; Peres, C.A.; Banks-Leite, C.; Wearn, O.R.; Marsh, C.J.; Butchart, S.H.M.; Arroyo-Rodríguez, V.; Barlow, J.; Cerezo, A. *et al.* 2017. Creation of forest edges has a global impact on forest vertebrates. *Nature* 551: 187-191
- Pimm, S.L.; Jenkins, C.N.; Abell, R.; Brooks, T.M.; Gittleman, J.L.; Joppa, L.N.; *et al.* 2014. The biodiversity of species and their rates of extinction, distribution, and protection. *Science* 344 (6187): 987-997.

- Prist, P.R.; Michalski, F.; Metzger, J.P. 2012. How deforestation pattern in the Amazon influences vertebrate richness and community composition. *Landscape Ecology* 27 (6): 799-812.
- Quantum GIS Development Team. 2017. Quantum GIS Geographic Information System. Disponível em: <https://qgis.org/en/site/forusers/download.html>.
- Quesada, C.A.; Lloyd, J.; Anderson, L.O.; Fyllas, N.M.; Schwarz, M.; Czimczik, C.I. 2011. Soils of Amazonia with particular reference to the RAINFOR sites. *Biogeosciences* 8: 1415–1440.
- R Core Team (2017). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL: <https://www.R-project.org/>.
- Resasco, J.; Bruna, E.M.; Haddad, N.M.; Banks-Leite, C.; Margules, C.R. 2017. The contribution of theory and experiments to conservation in fragmented landscapes. *Ecography* 40: 109–118.
- Ribeiro, M.C.; Metzger, J.P.; Martensen, A.; Ponzoni, F.J.; Hirota, M. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation* 142: 1141–1153.
- Rocha, G.P.E.; Vieira, D.L.M.; Simon, M.F. 2016. Fast natural regeneration in abandoned pastures in southern Amazonia. *Forest Ecology and Management* 370: 93–101.
- Rocha, R.; López-Baucells, A.; Farneda, F.; Groenenberg, M.; Bobrowiec, P.; Cabeza, M.; *et al.* 2016. Consequences of a large-scale fragmentation experiment for Neotropical bats: disentangling the relative importance of local and landscape-scale effects. *Landscape Ecology*: 1–15.
- Rodrigues, A.; Ewers, R.; Parry, L.; Jr, C.; Veríssimo, A.; Balmford, A. 2010. Boom-and-Bust Development Patterns Across the Amazon Deforestation Frontier. *Science* 324: 10–13.
- Rosa, I.; Gabriel, C.; Carreiras, J. 2017. Spatial and temporal dimensions of landscape fragmentation across the Brazilian Amazon. *Regional Environmental Change*: 1–

13.

- de Rouw, A. 1995. The fallow period as a weed-break in shifting cultivation (tropical wet forests). *Agriculture, Ecosystems and Environment* 54: 31–43.
- Roy, D.P.; Wulder, M.A.; Loveland, T.R.; C.E., W.; Allen, R.G.; Anderson, M.C.; *et al.* 2014. Landsat-8: Science and product vision for terrestrial global change research. *Remote Sensing of Environment* 145: 154–172.
- Russell, R.E.; Swihart, R.K.; Feng, Z. 2003. Population consequences of movement decisions in a patchy landscape. *Oikos* 103: 142–152.
- Saito, E.; Fonseca, L.M.; Escada, M.I.; Korting, T. 2011. Efeitos da mudança de escala em padrões de desmatamento na Amazônia. *Revista Brasileira de Cartografia* 63: 401–414.
- Schneider-Maunoury, L.; Lefebvre, V.; Ewers, R.M.; Medina-Rangel, G.F.; Peres, C.A.; Somarriba, E.; Urbina-Cardona, N.; Pfeifer, M. 2016. Abundance signals of amphibians and reptiles indicate strong edge effects in Neotropical fragmented forest landscapes. *Biological Conservation* 200: 207–215.
- Schnell, J.; Harris, G.; Pimm, S.; Russell, G. 2013. Estimating Extinction Risk with Metapopulation Models of Large-Scale Fragmentation. *Conservation Biology* 27: 520–530.
- Shimabukuro, Y.E.; Smith, J.A. 1991. The least-squares mixing models to generate fraction images derived from remote sensing multispectral data. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* 29: 16–20.
- Silva, M.; Câmara, G.; Escada, M.I.; de Souza, R. 2008. Remote-sensing image mining: detecting agents of land-use change in tropical forest areas. *International Journal of Remote Sensing* 29: 4803–4822.
- Sizer, N.; Tanner, E.V.J. 1999. Responses of woody plant seedlings to edge formation in a lowland tropical rainforest, Amazonia. *Biological Conservation* 91: 135–142.
- Sloan, S.; Goosem, M.; Laurance, S.G. 2016. Tropical forest regeneration following land abandonment is driven by primary rainforest distribution in an old pastoral region. *Landscape Ecology* 31: 601–618.

- Soler, L. de S.; Escada, M.I.S.; Verburg, P.H. 2009. Quantifying deforestation and secondary forest determinants for different spatial extents in an Amazonian colonization frontier (Rondonia). *Applied Geography* 29: 182–193.
- Tabarelli, M.; Peres, C.A.; Melo, F.P.L. 2012. The “few winners and many losers” paradigm revisited: Emerging prospects for tropical forest biodiversity. *Biological Conservation* 155: 136–140.
- Tulloch, A.I.T.; Barnes, M.D.; Ringma, J.; Fuller, R.A.; Watson, J.E.M. 2016. Understanding the importance of small patches of habitat for conservation. *Journal of Applied Ecology* 53: 418–429.
- USGS. 2017. *Earth Explorer*. (<https://earthexplorer.usgs.gov/>). Accessed on 20 Jul. 2002.
- Villard, M.-A.A.; Metzger, J.P. 2014. Beyond the fragmentation debate: A conceptual model to predict when habitat configuration really matters. *Journal of Applied Ecology* 51: 309–318.
- van Vliet, N.; Mertz, O.; Heinimann, A.; Langanke, T.; Pascual, U.; Schmook, B.; *et al.* 2012. Trends, drivers and impacts of changes in swidden cultivation in tropical forest-agriculture frontiers: A global assessment. *Global Environmental Change* 22: 418–429.
- Vrancx, G.; Jacquemyn, H.; Muys, B.; Honnay, O. 2012. Meta-Analysis of Susceptibility of Woody Plants to Loss of Genetic Diversity through Habitat Fragmentation. *Conservation Biology* 26: 228–237.
- Wilson, M.; Chen, X.-Y.; Corlett, R.; Didham, R.; Ding, P.; Holt, R.; *et al.* 2016. Habitat fragmentation and biodiversity conservation: key findings and future challenges. *Landscape Ecology* 31: 219–227.
- Wolfe, J.D.; Stouffer, P.C.; Mokross, K.; Powell, L.L.; Anciaes, M.M. 2015. Island vs. countryside biogeography: An examination of how Amazonian birds respond to forest clearing and fragmentation. *Ecosphere* 6: 1–14.
- Yackulic, C.B.; Fagan, M.; Jain, M.; Jina, A.; Lim, Y.; Marlier, M.; *et al.* 2011. Biophysical and socioeconomic factors associated with forest transitions at multiple spatial and temporal scales. *Ecology and Society* 16 (3): 1-15.

APÊNDICE A – Contextualização das paisagens utilizadas nas análises

Quadro 1. Contextualização das paisagens utilizadas nas análises. # - Número das paisagens apontadas na Figura 1 do capítulo 1. Path/Row indicam a cena do Landsat.

#	Path/Row	Padrão	Localização	Contexto
1	225/68	Geométrico	Nordeste do Mato Grosso, Município de São Félix do Araguaia. Paisagem próxima ao Parque do Xingu	Entre as paisagens analisadas, apresentou uma das menores perdas de cobertura vegetal ao longo da série temporal. Maiores taxas de desmatamento entre 2000-05. Após 2005, o desmatamento caiu pela metade, mas em 2015 esteve entre os municípios que mais desmataram no Mato Grosso
2	228/67	Geométrico	Norte do Mato Grosso na divisa entre os municípios de Nova Monte Verde e Alta Floresta	A paisagem está entre as regiões de Alta Floresta com maior cobertura florestal, mas também entre as regiões de Nova Monte Verde com mais desmatamento. Apresentou uma proporção intermediária de cobertura florestal ao final da série temporal. A maior taxa de desmatamento nesta paisagem se deu entre 1995 e 2000
3	224/66	Geométrico	Sul do Pará, na região do Alto Xingú. Município de Santa Maria das Barreiras	Região inicialmente ocupada por fazendas com desmatamento realizado em grandes polígonos. Durante o final da década de 1990 e início dos anos 2000, diversos assentamentos rurais foram criados na região

4	226/69	Geométrico	Região central do Mato Grosso, município de Vera	A paisagem está próxima da BR-163 (Cuiabá-Santarém) e uma rodovia estadual (MT-140) corta a paisagem ao meio. Esta é uma região do estado produtora de soja e apresenta uma estação seca mais prolongada. A paisagem teve um <i>boom</i> de desmatamento entre os anos 2000 e 2005, mas apresentou taxa baixas nos outros anos da série temporal.
5	226/68	Geométrico	Região centro-norte do Mato Grosso. Município de Santa Carmem	Paisagem localizada na região de Sinop, próxima à BR-163. Paisagem é cortada pela rodovia estadual MT-422 e apresentou um <i>boom</i> de desmatamento entre os anos 2000 e 2005
6	226/68	Geométrico	Centro-norte do Mato Grosso. Município de Cláudia.	Paisagem localizada na próxima à Sinop e cortada pela BR-163. Localizada na mesma cena Landsat que a paisagem anterior e com características econômicas e ambientais semelhantes. Também apresentou um <i>boom</i> de desmatamento entre os anos 2000 e 2005 e taxas baixas de desmatamento nos outros anos da série temporal.
7	230/69	Geométrico	Sul de Rondônia na divisa entre os municípios de Corumbiara, Chupinguaia e Pimenteira do Oeste.	Paisagem com menor cobertura florestal do padrão GEO no final da série temporal. Esta foi a única paisagem em que a maior taxa de desmatamento ocorreu entre os anos de 1985 e 1990. A segunda maior taxa observada foi entre 1990 e 1995. A partir de

				2005, a região passou por processos de reforma agrária com a criação de alguns assentamentos
8	230/69	Espinha de Peixe	Sul de Rondônia na região dos municípios de Cerejeira, Cabixi e Colorado do Oeste	Os primeiros assentamentos dessa região foram criados ainda na década de 70 (Colorado do Oeste, mas outros foram criados mais recentemente, como em Cabixi na década de 90. A maior taxa de desmatamento nessa paisagem foi entre 1990 e 1995 e a segunda maior taxa entre 1985 e 1990. Essa região apresenta maior proximidade com os mercados consumidores do sul e sudeste do Brasil, conectada pela BR- 364
9	231/67	Espinha de peixe	Norte de Rondônia na divisa entre os municípios de Theobroma e Vale do Anari	Estrutura agrária formada principalmente por pequenos e médios agricultores com concentração de terras ao longo do tempo. Paisagem cortada pela rodovia estadual (pavimentada) RO-133. Esta paisagem apresentou a maior perda de cobertura florestal entre as paisagens com o padrão ESP
10	232/67	Espinha de peixe	Norte de Rondônia. Município de Alto Paraíso com parte da paisagem no município de Ariquemes	Paisagem próxima de Porto Velho com processo de concentração de terras ao longo do tempo. Esta paisagem também é cortada pela BR-364 e apresenta uma das maiores perdas de cobertura florestal dentro do padrão ESP. A maior taxa de desmatamento dentro

				dessa paisagem ocorreu entre os anos de 2000 e 2005
11	001/67	Espinha de peixe	Região leste do Acre que inclui partes do município de Plácido Castro e parte do município de Senador Guimard	Esta paisagem está próxima de Rio Branco e é cortada pela BR-364 e pela BR-317 (Boca do Acre). Esta região é a parte do Acre com as maiores perdas de cobertura florestal. Manteve altas taxas de desmatamento até 2010, quando praticamente zerou o desmatamento na Região. Apesar disso, os assentamentos dessa região estão entre os que mais desmataram em 2014.
12	231/59	Espinha de peixe	Sul de Roraima. Município de Caroebe	A paisagem é cortada pela BR-210 e é a região de assentamento com maior desmatamento acumulado no estado de Roraima. Apesar disto, o desmatamento nessa região foi gradativo, com uma taxa média de desmatamento de aproximadamente 1% ao ano. Dentre as paisagens com o padrão ESP, foi a que apresentou a menor perda de cobertura florestal ao longo da série temporal.
13	232/67	Espinha de peixe	Norte de Rondônia entre os municípios de Monte Negro e Cacaulândia	Estrutura agrária formada principalmente por pequenos e médios agricultores com concentração de terras ao longo do tempo. Entre a região de assentamentos de Rondônia com mais desmatamento acumulado. Esta paisagem apresentou altas taxas de

				desmatamento até o ano de 2005, quando atingiu o pico. Nessa região também se localiza um dos assentamentos da Amazônia que mais desmataram entre 2010 e 2014
14	228/63	Espinha de peixe	Estado do Pará na divisa entre os municípios de Trairão e Itaituba	A paisagem é cortada pela BR-163 e próxima a BR-230 (Rodovia Transamazônica). Esta paisagem está no contexto dos assentamentos da Transamazônica que por muito tempo possuíam uma baixa assistência técnica e problemas fundiários. Paisagem mais isolada dos mercados consumidores do Sul e Sudeste do Brasil, mas próximo do porto de Santarém.