

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS
PRÓ – REITORIA DE PESQUISA E PÓS – GRADUAÇÃO
DOUTORADO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS**

MARIA DO CARMO CORREA LAGOS

**EFEITO DE BORDA EM FRAGMENTOS DO BIOMA CERRADO
E MATA ATLÂNTICA**

**GOIÂNIA
2017**

**TERMO DE CIÊNCIA E DE AUTORIZAÇÃO PARA DISPONIBILIZAR VERSÕES ELETRÔNICAS
DE TESES E
DISSERTAÇÕES NA BIBLIOTECA DIGITAL DA UFG**

Na qualidade de titular dos direitos de autor, autorizo a Universidade Federal de Goiás (UFG) a disponibilizar, gratuitamente, por meio da Biblioteca Digital de Teses e Dissertações (BDTD/UFG), regulamentada pela Resolução CEPEC nº 832/2007, sem ressarcimento dos direitos autorais, de acordo com a Lei nº 9610/98, o documento conforme permissões assinaladas abaixo, para fins de leitura, impressão e/ou *download*, a título de divulgação da produção científica brasileira, a partir desta data.

1. Identificação do material bibliográfico: ☐ Dissertação ☒ Tese

2. Identificação da Tese ou Dissertação:

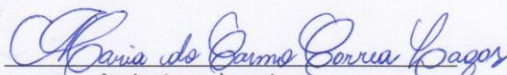
Nome completo do autor: Maria do Carmo Correa Lagos

Título do trabalho: **Efeito de Borda em Fragmentos do Bioma Cerrado e Mata Atlântica.**

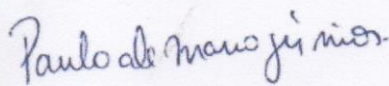
3. Informações de acesso ao documento:

Concorda com a liberação total do documento ☒ SIM ☐ NÃO¹

Havendo concordância com a disponibilização eletrônica, torna-se imprescindível o envio do(s) arquivo(s) em formato digital PDF da tese ou dissertação.


Assinatura da autora

Ciente e de acordo:


Assinatura do orientador

Data: 24/07/2017

¹ Neste caso o documento será embargado por até um ano a partir da data de defesa. A extensão deste prazo suscita justificativa junto à coordenação do curso. Os dados do documento não serão disponibilizados durante o período de embargo.

Casos de embargo:

- Solicitação de registro de patente
- Submissão de artigo em revista científica
- Publicação como capítulo de livro
- Publicação da dissertação/tese em livro

²A assinatura deve ser escaneada.

MARIA DO CARMO CORREA LAGOS

**EFEITO DE BORDA EM FRAGMENTOS DO BIOMA CERRADO E
MATA ATLÂNTICA**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências - nível Doutorado, da Universidade Federal de Goiás, como Requisito para obtenção do título de Doutora em Ciências Ambientais.

Área de concentração: Estrutura e Dinâmica Ambiental;

Linha de Pesquisa: Conservação e análise de efeito de borda.

Orientador: Dr. Paulo De Marco Júnior

**GOIÂNIA
2017**

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor, através do
Programa de Geração Automática do Sistema de Bibliotecas da UFG.

CORREA LAGOS, MARIA DO CARMO
Efeito de Borda em Fragmentos do Bioma Cerrado e Mata Atlântica
[manuscrito] / MARIA DO CARMO CORREA LAGOS. - 2017.
IV, 86 f.: il.

Orientador: Prof. Dr. Paulo De Marco Júnior.
Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Goiás, Instituto de
Ciências Biológicas (ICB), Programa de Pós-Graduação em Ciências
Ambientais, Goiânia, 2017.
Bibliografia.
Inclui mapas, gráfico, tabelas.

1. Fragmento. 2. Lacunas do conhecimento. 3. Modelos. 4.
Cerrado. 5. Mata Atlântica. I. De Marco Júnior, Paulo , orient. II. Título.

CDU 502/504



SERVIÇO PÚBLICO FEDERAL
UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS
PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS

ATA DA DEFESA PÚBLICA DE TESE Nº 005/2017

Aos trinta dias do mês de junho do ano de dois mil e dezessete, às 14:00, reuniu-se no Centro de Documentação, Informação e Memória – CDIM/UFG, Câmpus Samambaia, a Banca Examinadora composta pelos: Prof. Dr. Paulo De Marco Junior – CIAMB, Prof. Dr. Fausto Miziara – CIAMB, Prof. Dr. Rogério Pereira Bastos - CIAMB, Prof.^a Dr.^a Mariana Nascimento Siqueira – Universidade de Rio Verde e o Prof. Dr. Arthur Ângelo Bispo – Curso Educação Intercultural/UFG, para, sob a presidência do primeiro, proceder a defesa da Tese intitulada: **“Efeito de Borda em Fragmentos do Bioma Cerrado e Mata Atlântica”**, de autoria de Maria do Carmo Correa Lagos, discente de Doutorado do Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais (CIAMB), área de concentração em Estrutura e Dinâmica Ambiental. Foi realizada a avaliação oral no sistema de apresentação e defesa de tese de autoria da discente. Terminada a avaliação oral, a Banca Examinadora reuniu-se emitindo os seguintes pareceres mediante as justificativas e sugestões abaixo:

Membro da Banca	Parecer (Aprovado/Reprovado)	Assinatura
Dr. Paulo De Marco Junior	APROVADO	<i>Paulo De Marco Jr.</i>
Dr. Fausto Miziara	APROVADO	<i>Fausto</i>
Dr. Rogério Pereira Bastos	APROVADO	<i>R. Bastos</i>
Dr. ^a Mariana Nascimento Siqueira	APROVADO	<i>Mariana N. Siqueira</i>
Dr. Arthur Ângelo Bispo	APROVADO	<i>Arthur Ângelo Bispo</i>

JUSTIFICATIVAS e SUGESTÕES:

Após a avaliação, a referida candidata foi considerada APROVADA na defesa de tese. Às 17:30 horas, o Prof. Dr. Paulo De Marco Junior, Presidente da Banca Examinadora, deu por encerrada a sessão e, para constar, lavrou-se a presente Ata.

Fausto

Prof. Dr. Fausto Miziara
Membro Titular

Mariana N. Siqueira

Prof.^a Dr.^a Mariana Nascimento Siqueira
Membro Titular

R. Bastos

Prof. Dr. Rogério Pereira Bastos
Membro Titular

Arthur Ângelo Bispo

Prof. Dr. Arthur Ângelo Bispo
Membro Titular

Paulo De Marco Junior

Prof. Dr. Paulo De Marco Junior
Presidente

*Dedico este trabalho aos meus queridos pais,
Sergio Lagos (in memoriam) e Maria Rita.*

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus pela conclusão deste trabalho.

Ao Cnpq pela concessão da bolsa de estudos que foi fundamental para o desenvolvimento desta pesquisa.

Ao meu orientador Paulo De Marco Júnior agradeço pela orientação, dedicação e pelos ricos ensinamentos durante a realização deste trabalho.

Aos meus pais que sempre me incentivaram a estudar e a toda a minha família, agradeço muito pelo apoio e carinho.

Agradeço de coração a todos os membros da equipe do laboratório *The Meta Land* principalmente o Arthur Bispo, Cássio, Daniella, Paulo e a todos que de forma direta ou indireta colaboraram para a elaboração desta tese.

Aos grandes amigos que estiveram presentes neste percurso, Mariana Siqueira, Joildes, Fernanda Rodrigues, Elizon Nunes e Rejane, agradeço pela compreensão e amizade.

E a todos que não citei o nome, mas que estiveram envolvidos nessa caminhada proporcionando momentos de muita alegria e aprendizagem... Muito Obrigada!

SUMÁRIO

Introdução geral.....	9
Estrutura da Tese	16
Literatura Citada.....	17
Capítulo I	22
Introdução.....	23
Métodos.....	27
Área de Estudo	27
Resultados.....	28
Discussão	33
Considerações Finais	39
Literatura Citada.....	40
Capítulo II	54
Introdução.....	56
Métodos.....	61
Área de Estudo.....	61
Resultados.....	66
Discussão.....	76
Conclusão Geral.....	82
Literatura Citada.....	84

RESUMO

O tema central dessa tese é sobre o efeito de borda proveniente da fragmentação de ecossistemas e o nosso objetivo principal é o de contribuir para o conhecimento sobre esse efeito em formações savânicas e florestais nos biomas Cerrado e Mata Atlântica. Nesse sentido, propomos aqui duas abordagens diferentes para cada um desses biomas: No Bioma Cerrado foi enfatizado a grande “Lacuna de Conhecimento” sobre a produção de Serapilheira em fragmentos desse bioma e propomos possíveis medidas para o preenchimento dessas lacunas. Na Mata Atlântica foi realizada uma abordagem sobre o efeito de borda em fragmentos florestais, onde verificamos como esse efeito ocorre desde a borda ao centro dos fragmentos utilizando o Índice de vegetação NDVI. Além disso, foi verificado qual o modelo mais adequado para analisar a dinâmica do efeito de borda. Ao avaliar a qualidade do modelo-linear e o modelo não – linear constatamos que o modelo não-linear foi o mais adequado para a descrição do efeito de borda no bioma Mata Atlântica. Com base no estudo de todos esses aspectos relacionados ao efeito de borda, esperamos subsidiar trabalhos sobre fragmentação nesses dois Biomas e ainda contribuir para a execução de projetos que visam a conservação de fragmentos florestais em uma escala ampla.

Palavras-chave: Fragmento, Lacunas do conhecimento, Modelos, Cerrado, Mata Atlântica

ABSTRACT

The central theme of this thesis is about the edge effect from the fragmentation of ecosystems and our central objective is to contribute to the knowledge about this effect in forest fragments in the Cerrado and Atlantic Forest biomes. In this sense, we propose here two different approaches for each of these biomes: In the Cerrado Biome the great "Knowledge Gap" on the production of Litter in fragments of this biome was emphasized and we propose possible measures to fill these gaps. In the Atlantic Forest an approach was taken on the edge effect in forest fragments, where we verified how this effect occurs from the edge to the center of the fragments using the NDVI vegetation Index. In addition, it was verified the most suitable model to analyze the dynamics of the edge effect. When evaluating the quality of the linear model and the nonlinear model we found that the nonlinear model was the most adequate for the description of the edge effect in the Atlantic Forest biome. Based on the study of all these aspects about the edge effect, we hope to subsidize works on fragmentation in these two Biomes and also contribute to the execution of projects that aim at the conservation of forest fragments in a wide scale.

Key words: Fragment, Knowledge gaps, Models, Cerrado, Atlantic Forest

1. INTRODUÇÃO GERAL

O Brasil é um país rico em biodiversidade (LEWINSOHN; PRADO, 2002; MITTERMEIER, 2005) com grande heterogeneidade ambiental evidenciada pela variedade de biomas que o compõe. Dois desses biomas – o Cerrado e Mata Atlântica – se destacam por abranger grande parte do território brasileiro, mantendo grande diversidade de espécies endêmicas e potencialmente vulneráveis, o que lhes rendeu a categoria de *hotspots* de diversidade mundial (MYERS et al., 2000; STRASSBURG et al. 2017). Além disso, o Bioma Cerrado abriga as nascentes das três maiores bacias hidrográficas da América do Sul, Amazônica/Tocantins, São Francisco e Prata (MMA, 2015). A área de domínio da Mata Atlântica compreende oito bacias hidrográficas responsáveis pelo abastecimento de 70% da população brasileira onde estão os rios Paraná, Uruguai, São Francisco, Parnaíba, as bacias do Atlântico Sudeste, Atlântica Sul, Atlântico Leste, Atlântico Nordeste Oriental, e o Aquífero Guarani. Embora estas áreas sejam consideradas como prioritariamente estratégicas para a preservação da biodiversidade (MMA, 2007), elas têm sido extremamente fragmentadas e expostas a alta intensidade de atividades humanas impactantes. Estudos atuais preveem que se o desmatamento do Bioma Cerrado mantiver o ritmo atual, o Bioma poderá ter até 2050 a maior extinção de espécies do mundo. A previsão é de que 480 espécies endêmicas desapareçam se a vegetação continuar alterada para a expansão da agropecuária (STRASSBURG et al. 2017). Além disso estudos recentes mostram que o total de desflorestamento (classe mata – remanescentes florestais) identificado nas áreas dos 17 Estados da Mata Atlântica no período 2015 a 2016 foi de 29.075 hectares (ha). Comparando a supressão da floresta nativa nos mesmos 17 Estados mapeados no período 2014 a 2015, houve aumento de 57,7% na taxa de desmatamento (SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 2017). Considerando todos esses números, é fácil concluir que esses dois sistemas estão ameaçados em sua estrutura vegetacional e que a biodiversidade que eles abrigam estão em um alto nível

de vulnerabilidade no presente.

A Fragmentação do habitat é um dos principais impactos negativos da atividade humana sobre a biodiversidade (VITOUSEK et al., 1997; LAURANCE et al., 2007, VAUGHN et al., 2014) e se espera que possa apresentar efeitos diferentes nos diversos biomas. Uma das predições importantes dos estudos sobre fragmentação é que as manchas (ou fragmentos) isoladas de habitat podem não ser suficientes para suportar populações que sejam viáveis a longo prazo (FAHRIG, 2003). Vários fatores são considerados principais causadores da fragmentação, destacando-se a mudança de uso e cobertura do solo causada por fatores antrópicos como a agricultura e pecuária (CARVALHO et al., 2009) e expansão urbana (WALT et al., 2015). A repetida ocorrência de distúrbios, produz um sistema que é um mosaico de unidades de desenvolvimento sucessional diferente (WIENS, 1976). Em consequência disso as relações ecológicas são diretamente afetadas pela fragmentação de habitat, através do aparecimento de barreiras de origem natural ou antrópica tais barreiras propiciam o isolamento propriamente dito, a redução de área utilizável, a redução do fluxo gênico, o isolamento reprodutivo e como consequência a perda da diversidade genética (DANTAS et al., 2017). Além disso, mesmo que não haja destruição de novas áreas de vegetação, muitas espécies podem ser extintas devido ao isolamento reprodutivo, uma vez que estas espécies estão imersas em pequenos fragmentos degradados e isolados por áreas agrícolas e urbanas. (BRANCALION et al., 2016). Nesse sentido é importante notar que, no Cerrado e na Mata Atlântica os maiores fragmentos que ainda restam são os fragmentos que são protegidos pela legislação ambiental (Área de Preservação Permanente - APP, Área de Proteção Ambiental - APA etc.). Desse modo a adoção de medidas para a conservação desses fragmentos é extremamente necessária, uma vez que essa situação tende a alcançar níveis irreparáveis.

As teorias mais recentes sobre ecologia de paisagens focam na importância da quantidade de habitat remanescente como preditor da capacidade de uma paisagem em manter populações viáveis das diversas espécies componentes (FAHRIG, 2013). Alguns autores refutam a ideia da Quantidade de Habitat (*Habitat amount*) proposta por Fahrig (2013), que prevê que a quantidade de habitat em uma paisagem local, independentemente da sua configuração, é o principal determinante da riqueza de espécies a nível de paisagem. Em estudo realizado por Haddad et al. (2017), os autores fornecem uma refutação direta e experimentalmente derivada da Hipótese de Quantidade de Habitat, apoiando a visão de longa data de que, além da área, o isolamento e a configuração do fragmento são importantes determinantes da riqueza de espécies. As diferenças na riqueza de espécies entre habitats fragmentados e não fragmentos aumentam ao longo do tempo, demonstrando que são necessários estudos a longo prazo para compreender os efeitos da fragmentação, além da quantidade de habitat perdido.

Independente do processo que é determinante durante a fragmentação, é importante destacar que toda a biodiversidade e relações ecossistêmicas são colocadas em risco com este processo de separação de habitats gerando um desequilíbrio ambiental previsível a partir do tamanho e da disposição dos fragmentos florestais remanescentes. Nesse contexto, a distribuição do tamanho dos fragmentos remanescentes é essencial para prever tanto a capacidade individual de manutenção dessas populações quanto a conectividade entre esses fragmentos. Assim, os fragmentos menores que 50 ha são frequentemente considerados como pequenos (RIBEIRO et al., 2009), e com pouco potencial de manter populações persistentes de espécies ameaçadas. Fragmentos com área de 0,72 ha têm condições suficientes de assumir a função de trampolins ecológicos na conexão dos remanescentes (METZGER, 1997), pelo menos para espécies de aves. Quando fragmentos tem uma população muito reduzida essa

situação pode se agravar com o desaparecimento ou diminuição do tamanho do fragmento até se reduzir a um habitat de borda (BENDER et al., 1998).

A capacidade dos fragmentos de manter os processos ecológicos também está diretamente relacionada a que distancia as alterações/impactos avançam desde a borda para o interior dos fragmentos. Estes impactos/alterações são usualmente associados (ou denominado) ao “efeito de borda”, que pode ser entendido como o resultado da interação entre dois ecossistemas adjacentes, separados por transição abrupta (MURCIA, 1995). De uma forma mais operacional, Forman e Godron (1986) definem o efeito de borda como uma alteração na composição ou na abundância relativa das espécies na parte marginal do fragmento. A distância com que esse efeito avança para o interior do fragmento prediz o quanto de área conservada existe nestas porções internas do fragmento que comumente é chamada de área núcleo ou área *core*, que é a área que não sofre o efeito de borda. Portanto supõe-se que quanto mais irregular e menor for o fragmento, maior será a área de contato com a matriz, e maior o efeito de borda. Nesse sentido, a origem dos fragmentos implica na formação de uma borda florestal, definida como uma região de contato entre a área ocupada (matriz antrópica) e o fragmento de vegetação natural (WILLIAMS-LINERA et al., 1997). Desse modo, a conservação de habitats não depende apenas da área do fragmento ou isolamento, depende também da matriz que tem influência na conectividade, efeito de borda, entre outros fatores (WIENS, 1994). Os fragmentos de menor tamanho podem sofrer impactos maiores, como por exemplo ser totalmente devastados por ventos fortes, enquanto fragmentos maiores os impactos são amenos de modo que após ocorrer perturbações iniciais, logo em seguida ocorre estabelecimento de vegetação secundária. (GASCON et al., 2000; LAURANCE et al., 2002).

O efeito de borda pode ser classificado em três tipos (MURCIA, 1995): efeito abiótico, efeito biológico direto e efeito biológico indireto. O efeito abiótico está relacionado

a alterações nas condições ambientais (vento, umidade relativa do ar, luz e temperatura). Já o efeito biológico é a alteração na distribuição de espécies, alterações na abundância das espécies causadas pelas mudanças físicas. O efeito biológico indireto se refere as mudanças nas interações entre espécies (predação, parasitismo, competição, herbivoria e dispersão de sementes). Desse modo, o efeito de borda é tanto afetado pela natureza da floresta e quanto da matriz não florestada que a circunda (MURCIA, 1995). Em uma paisagem fragmentada, os fragmentos de vegetais nativos são separados por uma matriz de áreas heterogêneas consistindo em diferentes tipos de uso e cobertura do solo (UEZU et al., 2008). A criação de bordas de habitats afeta rigorosamente o ambiente próximo a borda (RANNEY et al., 1981; LOVEJOY et al., 1986; HARRIS, 1988) causando alterações em nos processos físicos, químicos e biológicos do sistema, como disponibilidade energética e fluxo de organismos (WIENS et al., 1993) O efeito de borda muitas vezes dá origem a uma comunidade característica de modo que algumas espécies aumentam em abundância enquanto outras diminuem (NOSS, 1983; YAHNER, 1988). No entanto a forma com que as espécies são distribuídas estão de acordo com a adaptação as pressões seletivas do ambiente, e para que haja ocupação e colonização de um local é necessário que exista condições ideais para a sobrevivência destas espécies.

Existem muitos fatores/mecanismos utilizados para avaliar o efeito de borda em fragmentos florestais, através do estudo de aves, mamíferos, da fitossociologia, artrópodes, solo e inúmeros outros estudos que encontramos na literatura. Neste trabalho identificamos dois possíveis descritores do efeito de borda que seriam interessantes em dois distintos sistemas vegetacionais: o bioma Cerrado e Mata Atlântica. Sendo o Cerrado um ecossistema de savanas, com componentes herbáceos mais relevantes e maior abertura de dossel, consideramos inicialmente que a variação espacial da serapilheira poderia ser um componente interessante para a avaliação do efeito de borda. No caso da Mata Atlântica, considerando a

importância da estruturação vertical e da heterogeneidade vegetal dentro de um fragmento de floresta, nós identificamos a variação espacial do índice de vegetação derivado de informações de satélite (NDVI - Índice de Vegetação da Diferença Normalizada) como um indicador interessante. Esses dois descritores, permitem discutir diferentes processos organizadores de comunidades vegetais e identificar diferentes aspectos dos efeitos da fragmentação de habitats no sistema. Por essa razão, são discutidos aqui com mais detalhe, incluindo alguns aspectos relevantes e lacunas de conhecimento potencialmente importantes.

Podemos denominar a serapilheira como todo o material senescente da porção aérea da vegetação que cai sobre o solo e que após sua decomposição é fundamental para a produtividade e sustentabilidades dos ecossistemas florestais (STEENWERTH; BELINA, 2008; WERTH; KUZYAKOV, 2008). A serapilheira é um dos principais componentes para a manutenção da floresta e está diretamente relacionada com a disponibilidade de nutrientes para os vegetais (COLEMAN et al., 2004; BERG; McCLAUGHERTY, 2008), a idade da comunidade florestal, a densidade, o clima, o solo e as características genéticas dos vegetais são fatores que afetam a produção de serapilheira que caem da parte aérea dos vegetais, além desses fatores o efeito de borda pode afetar diretamente esse componente alterando a quantidade de nutrientes que retornam ao solo e interferido no processo de ciclagem de nutrientes do local, a serapilheira é a principal responsável pela intensidade e velocidade do fogo no Cerrado como verificado em estudos recentes o aumento da produção de serapilheira no período seco também aumenta a inflamabilidade da floresta (NEPSTAD et al., 2004).

O conhecimento da quantidade de serapilheira que é produzida desde a borda para o interior de fragmentos é importante para avaliação de como está o funcionamento e manutenção dos fragmentos e qual o fator de risco de incêndio e pode ser importante para ações de prevenção e controle de incêndios que tais fragmentos sofrem devido a quantidade de serapilheira que é produzida. No entanto, ainda existem muitas lacunas do conhecimento

sobre a dinâmica do efeito de borda envolvendo a produção de serapilheira no bioma Cerrado. Pouco se sabe como os seus componentes (frações de ramos, flores, frutos, sementes artrópodes) são afetados por estes efeitos e como as taxas de produção de serapilheira são alteradas desde a borda para o interior dos fragmentos do bioma Cerrado. No entanto, considerando as lacunas de conhecimento sobre taxas de produção de serapilheira nós acabamos conduzindo nosso estudo na direção de avaliar o quanto de informação existente permitiram que essas hipóteses fossem convenientemente avaliadas.

Para o bioma Mata Atlântica utilizamos NDVI como descritor útil para compreensão espacial do efeito de borda. Os índices de vegetação são formados por combinações de vários valores espectrais que são matematicamente recombinaados de forma a produzir um único valor indicando a quantidade ou o vigor da vegetação dentro de um pixel (CAMPBELL, 1996). Existem muitos índices de vegetação entre eles podemos citar “Ratio Vegetation Index” (RVI); “Normalized Difference Vegetation Index” (NDVI); Soil Adjusted Vegetation Index” (Savi). No entanto, o índice mais utilizado é o Normalized Difference Vegetation Index - NDVI (COHEN et al., 2003). No NDVI, a relação entre bandas vermelhas e infravermelho próximo é usada para enfatizar as diferenças espectrais entre estas bandas, que mostra as condições de vegetação (ROUSE et al., 1974).

Como ferramenta para o monitoramento da vegetação, o NDVI é utilizado para construir perfis sazonais e temporais das atividades da vegetação, permitindo comparações interanuais desses perfis, trata-se de um índice amplamente utilizado até os dias atuais, tem sido explorado com diferentes abordagens em estudos climáticos e de culturas agrícolas e florestais (PONZONI et al., 2015). O NDVI também tem sido utilizado em outros estudos que visam investigar a mudança de uso cobertura do solo e as alterações da cobertura florestal e avaliação do efeito de borda (AMIN; FAZAL, 2017). O NDVI é conhecido como um índice extremamente confiável do vigor de coberturas vegetais. O uso de índices vegetativos como

indicador da estrutura florestal pode ser uma ferramenta valiosa para o planejamento paisagístico e para decisões sobre estratégias de conservação e restauração (FREITAS et al., 2005). A compreensão das mudanças que ocorrem no dossel da floresta através do NDVI é fundamental uma vez que o dossel desempenha um papel importante no funcionamento dos ecossistemas florestais, a estrutura do dossel afeta a quantidade de radiação solar absorvida (RUSSELL et al., 1989). Variações no dossel densidade e composição afetam as taxas de sobrevivência das plantas (KOBÉ, 1999; NICOTRA et al., 1999).

1.1 ESTRUTURA DA TESE

O tema central dessa tese é o efeito de borda decorrente da fragmentação de ecossistemas. Esse tema será tratado em uma abordagem eminentemente teórica e focada nos estudos sobre o Cerrado, e uma abordagem empírica usando informações de áreas de Mata atlântica. A tese está inicialmente dividida em dois capítulos sendo que no primeiro capítulo intitulado de *Lacunas do Conhecimento e Diferenças na Produção de Serapilheira entre Fitofisionomias do Bioma Cerrado*, neste capítulo buscamos observar a ausência de conhecimento sobre a deposição de serapilheira existente no bioma Cerrado e identificar lacunas existentes sobre esse tema sob perspectiva que a quantidade de conhecimento total é pequena e que grandes lacunas ainda permanecem.

Nele, buscamos avaliar a lacuna de conhecimentos existentes sobre os estudos de fragmentação. O texto está formatado de acordo com a *Revista Árvore*.

O segundo capítulo é intitulado de *Caracterização de Borda em Fragmentos Florestais do Bioma Mata Atlântica com Base em Índice de Vegetação*, neste capítulo nós assumimos que a borda dos fragmentos pequenos e grandes têm um nível de alteração semelhante, muito determinada pelo ecótono com as áreas antropizadas. Nós hipotetizamos então que fragmentos menores apresentarão um menor incremento de cobertura à medida que se avança ao seu interior. O texto está formatado de acordo com a revista *Biodiversity and Conservation*.

1.2 LITERATURA CITADA

- AMIN, A.; FAZAL, S. Assessment of forest fragmentation in District Shopian using multi-temporal land cover (A GIS Approach). **Journal of Geosciences and Geomatics**, v. 5, n. 1, p. 12-23, 2017.
- BENDER, D. J.; CONTRERAS, T. A.; FAHRING, L. 1998. Habitat loss and population decline: a meta-analysis of the patch size effect. **Ecology**, v. 79, n. 2, p. 517–533, 1996.
- BERG, B.; MCCLAUGHERTY, C. **Plant litter: decomposition, humus formation, carbon sequestration**. Heidelberg: Springer Verlag, 2008. p. 338. 338.
- BRANCALION, P. H. S; GARCIA, L. C.; LOYOLA, R; RODRIGUES, R. R; PILLAR, V. D.; LEWINSOHN, T. M. Análise crítica da lei de proteção da vegetação nativa (2012), que substituiu o antigo código florestal: atualizações e ações em curso. **Natureza & Conservação**, v. 14, n. 1, p. 1-16, 2016.
- CAMPBELL, J. B. 1996. **Introduction to Remote Sensing**. The Guilford Press, New York., New York, 1996.
- CARVALHO, F. M. V.; DE MARCO, P.; FERREIRA, L. G. The Cerrado into-pieces: Habitat fragmentation as a function of landscape use in the savannas of central Brazilian. **Biological Conservation**, v. 142, p. 1392-1403, 2009.
- COHEN, W. B.; MAIERSPERGER, T. K.; GOWER S. T.; TURNER, D. P. An improved strategy for regression of biophysical variables and landsat ETM+ data. **Remote Sensing of Environment**, v. 84, p. 561-571, 2003.
- COLEMAN, D. C.; CROSSLEY, D. A. J. R.; HENDRIX, P. F. **Fundamentals of soil ecology**. Burlington: Elsevier, 2004. p. 386.
- FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 34, p. 487-515, 2003.
- FAHRIG, L. Rethinking patch size and isolation effects: the habitat amount hypothesis. **Journal of Biogeography**, v. 40, p. 1649–1663, 2013.
- FORMAN, R. T. T.; GODRON, M. **Landscape ecology**. New York: Wiley, 1986. p. 619.
- FREITAS, S. R.; MELLO, M. C. S.; CRUZ, C. B. M. Relationships between forest structure and vegetation indices in Atlantic Rainforest. **Forest Ecology and Management**, v. 218, p. 353–362, 2005.
- GASCON, C.; WILLIAMSON, G. B.; FONSECA, G. A. B. Receding edges and vanishing reserves. **Science**, v. 288, p. 1356-1358, 2000.

- HADDAD, N. M.; GONZALEZ, A.; BRUDVIG, L. A.; BURT, M. A.; LEVEY, D. J.; DAMSCHEN, E. I. Experimental evidence does not support the Habitat Amount Hypothesis. **Ecography**, v. 40, p. 48–55, 2017.
- HARRIS, L. D. Edge effects and conservation of biotic diversity. **Conservation Biology**, v. 2, n. 4, 1988.
- HARRIS, L. D. 1988. Edge effects and conservation of biotic diversity. **Conservation Biology**, v. 2, p. 330-332, 1988.
- KOBE, R. K. 1999. Light gradient partitioning among tropical tree species through differential seedling mortality and growth. **Ecology**, v. 80, p. :187–201, 1999.
- LAURANCE, W. F.; LOVEJOY, T.; VASCONCELOS, H. L.; BRUNA, E. M.; DIDHAM, R. K.; STOUFFER, P.; GASCON, C.; BIERREGAARD, R.; LAURANCE, S.; SAMPAIO, E. 2002. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments, a 22-year investigation. **Conservation Biology**, v. 16, p. 605-618, 2002
- LAURANCE, W. F.; NASCIMENTO, H. E. M.; LAURANCE, S. G.; ANDRADE, A.; EWERS, R. M.; HARMS, K. E.; LUIZÃO, R. C. C.; RIBEIRO, J. E. Habitat fragmentation, variable edge effects, and the landscape-divergence hypothesis. **Plos One**, v. 2, n. 10, 2007.
- LAURANCE, W. F.; VASCONCELOS, H. L. Consequências ecológicas da fragmentação florestal na Amazônia. **Oecologia Brasiliensis**, v. 13, n. 3, p. 434-451, 2009.
- LEWINSOHN, T. M.; PRADO, P. I. **Biodiversidade brasileira: síntese do estado atual do conhecimento**. Contexto, São Paulo, 2002.
- LOVEJOY, T. E., R. O.; BIERREGAARD, Jr., A. B.; RYLANDS, J. R.; MALCOLM, C. E.; QUINTELA, L. H.; HARPER, K. S.; BROWN, Jr., A. H.; POWELL, G. V. N.; POWELL, H. O. R.; SHUBART, AND M. B. HAYS. 1986. **Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments**. Pages 257-285 iIn: M. E. Soul6, editor. *Conservation biology: the science of scarcity and diversity*. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts, USA.
- METZGER, J. P. Relationships between landscape structure and tree species diversity in tropical forests of South-East Brazil. **Landscape and Urban Planning**, v. 37., p. 29-35, 1997.
- MITTERMEIER, R. A.; FONSECA, G. A. B.; RYLANDS, A. B. BRANDON, K. A Brief History of Biodiversity Conservation in Brazil. **Conservation Biology**, v. 19, n. 3, p 601-607, 2005.
- MMA. Acesso em <http://www.mma.gov.br/biomas/cerrado>, 2015.

- MMA. **Áreas Prioritárias para Conservação, Uso Sustentável e Repartição de Benefícios da Biodiversidade Brasileira: Atualização - Portaria MMA nº9, de 23 de janeiro de 2007.** Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Biodiversidade e Florestas. – Brasília: MMA, 2007.
- MURCIA, C. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 10, n. 2, p. 58-62, 1995.
- MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; DA FONSECA, a G. A. B.; KENT, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, p. 853–858, 2000.
- NEPSTAD, D.; LEFEBVRE, P.; SILVA, U. L.; TOMASELLA, J.; SCHLESINGER, P.; SOLÓRZANO, L.; ALMOUTINHO, P.; RAY, D.; BENITO, J. G. 2004. Amazon drought and its implications for forest flammability and tree growth: a basin-wide analysis. **Global Change Biology**, v. 10, p. 704-717, 2004.
- NICOTRA, A. B.; R. L. CHAZDON, R. L.; AND S. V. B. IRIARTE S. V. B. 1999. Spatial heterogeneity of light and woody seedling regeneration in tropical wet forests. **Ecology**, v. 80, p. 1908–1926, 1999.
- NOSS, R. F. 1983. A regional landscape approach to maintain diversity. **BioScience**, v. 33, p. 700-706, 1983.
- PONZONI, F. J.; SHIMABUKURO, Y. E.; KUPLICH, T. M. 2015. **Sensoriamento remoto da vegetação.** Editora: Oficina textos, 2015.
- RANNEY, J. W.; M. C. BRUNER, M. C. AND J. B. LEVENSON. 1981. **The importance of edge in the structure and dynamics of forest islands.** P.ages 67-95 in: R. L. BURGESS, R. L.; SHARPE, and D. M. Sharpe, editorsEdts. *Forest island dynamics in man-dominated landscapes.* Springer-Verlag, New York, New York, USA.
- RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F. J.; HIROTA, M. M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p.1141-1153, 2009.
- ROUSE, J. W.; HAAS, R. H.; SCHELL, J. A.; DEERING, D.W.; HARLAN, J. C., 1974. **Monitoring the vernal advancement and retrogradation (greenwave effect) of natural vegetation.** Final Report. Texas A&M University, Greenbelt.
- RUSSELL, G.; P. G. JARVIS, P. G.; AND J. L. MONTEITH, J. L. 1989. **Absorption of radiation by canopies and stand growth.** Pages 21–39. inIn: G. RUSSELL, G.; , B.

- MARSHALL, B.; and P. G. JARVIS, P. G. Edts. Plant canopies: their growth, form, and function. Cambridge University Press, Cambridge, UK. 1989.
- SOS - Fundação SOS Mata Atlântica, INPE - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. **Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica Período 2015-2016**. São Paulo, 2017.
- STEENWERTH, K.; BELINA, K. M. Cover crops enhance soil organic matter, carbon dynamics and microbiological function in a vineyard agroecosystem. **Applied Soil Ecology**, v. 40, p. 359- 369, 2008.
- STRASSBURG, B. B. N.; BROOKS, T; FELTRAN-BARBIERI, R.; IRIBARREM, A.; CROUZEILLES, R.; LOYOLA, R.; LATAWIEC, A. E.; OLIVEIRA, F. J. B. O; SCARAMUZZA, C. A. M.; SCARANO, F. R.; SOARES-FILHO, B.;
- BALMFORD, A. Mmoment of truth for the cerrado *hotspot*. **Nature Ecology & Evolution**, v. 1, n. 0099, 2017.
- UEZU, A; BEYER, D. D.; METZGER, J. P. Can agroforest woodlots work as stepping stones for birds in the Atlantic forest region? **Biodiversity and Conservation**, v. 17, p. 1907–1922, 2008.
- VAUGHN, N. R.; ASNER, G. P.; GIARDINA, C. P. Centennial impacts of fragmentation on the canopy structure of tropical montane forest. **Ecological Applications**, v. 24, n. 7, p. 1638-1650, 2014
- VITOUSEK, P. M.; MOONEY, H. A.; LUBCHENCO, J.; MELILLO, J. M. Human Domination of Earth's Ecosystems, **Science**, v. 277, 1997.
- WALT, L. V. D.; CILLIERS, S. S.; KELLNER, K. TOIT, D.; TONGWAY, D. To what extent does urbanisation affect fragmented grassland functioning? *Journal of Environmental Management*, v. 151, p. 517- 530, 2015.
- WERTH, M.; KUZYAKOV, Y. Root-derived carbon in soil respiration and microbial biomass determined by ¹⁴C and ¹³C. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 40, p. 625- 637, 2008.
- WIENS, J. A. Habitat fragmentation: island. Vs. Landscape perspectives on Bird conservation. **IBIS -, International Journal of Avian Science**. London, v. 137, p. 97-104, 1994.
- WIENS, J. A. Population responses to patchy environments. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 7, p. 81-120, 1976.
- WIENS, J. A.; STENSETH, N. C.; VAN HORNE, B.; IMS, R. A. Ecological mechanisms and landscape ecology. **Oikos**, v. 66, n. 3, p. 369-380, 1993.

- WILLIAMS-LINERA, G.; DOMÍNGUEZ-GASTELÚ, V.; GARCÍA-ZURITA, M. E. 1997.
Microenvironment and floristics of diferente edges in a fragmented tropical rainforest.
Conservation Biology, v. 12, p.1091-1102, 1997.
- YAHNER, R. H. 1988. Changes in wildlife communities near edges. **Conservation Biology**,
v. 2, p. 333-339, 1988.

2 CAPÍTULO I

LACUNAS DO CONHECIMENTO E DIFERENÇAS NA PRODUÇÃO DE SERAPILHEIRA ENTRE FITOFISIONOMIAS DO BIOMA CERRADO

RESUMO - A serapilheira é um componente importante para o funcionamento de ecossistemas dentro do bioma Cerrado, mas ainda não existe uma avaliação sobre o nosso conhecimento desse sistema. Nosso objetivo nesse estudo foi o de recuperar informações publicadas sobre produção de serapilheira dentro do bioma Cerrado e com isso indicar linhas de pesquisa prioritárias para o avanço desse conhecimento. Ao realizar uma revisão sistemática em diferentes bases digitais de pesquisa um total de 53 artigos foram encontrados na literatura corrente, mas apenas 17 estudos apresentavam dados compatíveis com os critérios aqui empregados (trabalhos realizados apenas no bioma cerrado e em suas diferentes fitofisionomias e apenas sobre produção de serapilheira). Encontramos na metodologia destes estudos muitas lacunas de conhecimento acompanhadas de forte enviesamento metodológico que impossibilitam a compreensão desse processo para futuros estudos de conservação no bioma Cerrado.

Palavras-Chave: Serapilheira, Metodologia de Pesquisa, Cerrado, Vieses, Sistematização

KNOWLEDGE GAPS AND DIFFERENCES IN LITTER PRODUCTION BETWEEN PHYTOPHYSIOGNOMY OF CERRADO BIOME

ABSTRACT- *Litterfall is an important component for the ecosystem functioning in the Cerrado biome, but we have limited knowledge about this system. Our aim in this study was to regain information published on litter production in the Cerrado and thus indicate priority lines of research for the advancement of this knowledge. By performing a systematic review on different digital bases to search a total of 53 articles were found in the current literature, but only 17 studies had compatible data with the criterion employed here (work carried out only in the Cerrado and its different vegetation types and just about litter production). We found the methodology of these studies many gaps of knowledge accompanied by strong methodological bias that make it impossible to understand this process for future conservation studies in the Cerrado biome.*

Keywords: *Litterfall, Research Methods, Cerrado, Biases, Systematization*

2.1 INTRODUÇÃO

Nas últimas décadas, o Brasil tem se destacado pela busca de aumentar sua produção agrícola para atender a demandas crescentes tanto do mercado interno quanto externo (LAPOLA, 2014). A expansão e a intensificação de culturas são os meios usados para aumentar a produção na agricultura moderna (GODFRAY et al., 2010). Entretanto, esse processo tem causado grandes impactos ambientais (ROSOLEN et al., 2015). A expansão das fronteiras agrícolas gera a conversão de habitats nativos em áreas agrícolas, tornando-as indisponíveis à manutenção de espécies da fauna e flora que seja mais sensível às alterações ambientais (PHALAN, 2013). Por outro lado, a intensificação da agricultura é feita, frequentemente, com o uso intensivo de agrotóxicos e fertilizantes que podem ter um efeito direto sobre a biodiversidade (MUELLER, 2012). Todos esses processos não ocorrem de forma homogênea no território nacional, sendo possível identificar uma concentração nas ações que geram mudanças no uso do solo nas regiões Amazônicas (NEPSTAD et al., 2009) e principalmente no bioma Cerrado (NOVAES et al., 2013). Imensas áreas de vegetação original foram desmatadas por corte e queima e substituídas por monoculturas de grãos (principalmente soja e milho) algodão, pastagens manejadas associadas com pastagens degradadas, entre outros. (PHALAN, 2013).

A compreensão de como esses processos de alteração da paisagem afetam a biodiversidade dependem de entender melhor o conceito de fragmentação de habitats. A visão atual (FAHRIG, 2003) é que existem dois componentes que precisam ser corretamente identificados: a perda de habitat e a fragmentação *per se*. Por perda de habitat estamos considerando a indisponibilidade das áreas para uso da biodiversidade. A fragmentação *per se* é a perda da conectividade estrutural entre fragmentos, criando populações isoladas com maior possibilidade de extinção local (FAHRIG, 2003).

Vários estudos têm avaliado as consequências da fragmentação e perda habitat em uma grande variedade de preditores ecológicos e sistemas ambientais (KNOLL; PENATTI, 2012; MENDES-OLIVEIRA et al., 2012; ARAÚJO et al., 2009; CHRISTIANINI; OLIVEIRA, 2013; FEDERMAN et al., 2014; ISHINO; ROSSI, 2012). Mas não são muitos os estudos que avaliam o efeito na taxa de produção de serapilheira e a sua evolução temporal, poucos estudos são direcionados para a investigação conjunta da vegetação e de variáveis

ambientais que sustentam estes ecossistemas, incluindo serapilheira (BORÉM; RAMOS, 2002).

A serapilheira é composta por frações como flores, frutos, sementes, ramos, artrópodes, restos (lixo) que são depositadas na camada superficial do solo (FACELLI; PICKETT, 1991; CIANCIARUSO et al., 2006). A sua deposição varia conforme a ação de diversos fatores bióticos e abióticos como fitofisionomia, solo (ALMEIDA et al., 2015), latitude (BRAY; GORHAM, 1964), altitude (LU; LIU, 2012), relevo, temperatura, precipitação pluviométrica, disponibilidade de luz, fotoperíodo, evapotranspiração, deciduidade, estágio sucessional (TOSCAN et al., 2014), herbivoria, disponibilidade hídrica e estoque de nutrientes no solo. Sua presença pode influenciar nas mudanças no ambiente físico, como alterações na disponibilidade de nutrientes, na temperatura do solo, na disponibilidade de luz e estas alterações pode afetar a estrutura da comunidade de plantas (FACELLI; PICKETT, 1991; PORTELA; SANTOS, 2007). A serapilheira representa uma fonte de matéria orgânica que desempenha um papel significativo na função do solo como: capacidade de troca catiônica, a estrutura do solo, aeração, capacidade de retenção de água, e resistência do solo (MACK et al., 2014).

Em ecossistemas de florestas tropicais a serapilheira é considerada o principal componente do ciclo biogeoquímico (SILVER et al., 2014) e sua integridade é fundamental na manutenção dos mecanismos de proteção contra as perdas de nutrientes (JORDAN; HERRERA, 1981). Ela permite às árvores sintetizar matéria orgânica reciclando os nutrientes, principalmente em solos altamente intemperizados, onde a biomassa vegetal e a serapilheira formam o principal reservatório (SCHUMACHER et al., 2004) e pode ser considerado um tipo de subsistema ecológico, no qual os microorganismos trabalham em conjunto com pequenos artrópodes do solo (ácaros e insetos) para decompor a matéria orgânica (ASHFORD et al., 2013). Os microorganismos do solo constituem importantes componentes para a avaliação da qualidade do solo (APONTE et al., 2010), sendo utilizados como indicadores de sustentabilidade de sistemas de produção, desempenham papel fundamental na gênese do solo e ainda atuam como reguladores de nutrientes, pela decomposição da matéria orgânica e ciclagem dos elementos, atuando, portanto, como fonte e dreno de nutrientes para o crescimento das plantas (ALLISON, 2013; BARDGETT; PUTTEN, 2014).

A transferência de nutrientes para o solo é viabilizada por meio da serapilheira (VITOUSEK et al., 1995) e a redução de fragmentos florestais pode alterar a quantidade de

serapilheira produzida bem como a quantidade de nutrientes disponíveis no solo. Assim, mesmo sendo uma variável de caráter *local*, ela pode ajudar a entender processos ao nível da paisagem ou refletir efeitos ambientais nessa escala. Por exemplo, o acúmulo de serapilheira constitui um material combustível que em períodos de pouca chuva provoca incêndio florestais. Esses eventos podem afetar diretamente a paisagem além de ter um papel de redistribuir nutrientes tanto da camada lenhosa quanto da serapilheira (NARDOTO et al., 2006). A ocorrência frequente e generalizada de incêndios no Cerrado brasileiro influencia na estrutura e na dinâmica de nutriente do ecossistema (KAUFFMAN; WARD, 1994), embora o fogo seja um processo natural no Bioma Cerrado o incêndio tem sido provocado em sua maioria por ações antrópicas e a ocorrência de grande quantidade de serapilheira tem contribuído para aumentar o impacto e a velocidade da propagação do fogo nesses ecossistemas causando assim alterações negativas.

Tanto em sistemas de Savanas quanto em sistemas florestais brasileiros a perda e fragmentação de habitats são consideradas os maiores impactos afetando tanto a biodiversidade diretamente (TABARELLI et al., 2010) quanto o funcionamento desses ecossistemas (LAURANCE; VASCONCELOS, 2009). A fragmentação de habitats, cria bordas entre esses remanescentes e o entorno desmatado favorecendo um “efeito de borda” que é caracterizado por alterações no microclima no solo e nas bordas, levando a mudanças nas comunidades biológicas e afetam vários processos ecológicos (MURCIA, 1995; FOX et al., 1997; FAHRIG, 2003). Assim definido, a fragmentação e o efeito de borda dela decorrente podem estar afetando tanto a produção da serapilheira quanto os processos ecológicos nesse subsistema. No entanto, a serapilheira tem sido pouco estudada principalmente em fragmentos de fitofisionomias do Cerrado.

Os estudos que visam a avaliação da produção de serapilheira são vastos quando nos referimos aos Biomas Mata Atlântica (ALVES et al., 2010; WERNECK, et al., 2001; BACKES et al., 2005; MARTINS; RODRIGUES, 1999; DOMIGOS et al., 1997) e Amazônia (SMITH et al., 1998; DANTAS; PHILLIPSON, 1989; LUIZÃO, 1989) mas no Bioma Cerrado ainda é pouco estudado o quanto é produzido de serapilheira.

Diante disso, nós propomos aqui uma análise e sistematização das informações sobre a produção de serapilheira no Bioma Cerrado através do processo de meta-análise. Essa abordagem, que têm se espalhado na literatura nessas últimas duas décadas (BOVAL et al., 2015; ACHAT et al., 2015; BOGONI, et al., 2015), combina resultados de vários estudos para

fazer uma síntese reproduzível e quantificável dos dados. Essa síntese melhora a potência estatística na pesquisa dos efeitos dos tratamentos, sendo mais precisa na estimação e tamanho do efeito. O objetivo da sistematização é reduzir possíveis vieses (em estatística: erro sistemático ou tendenciosidade) que ocorreriam em uma revisão não-sistemática (HALLIGAN, 2005).

O objetivo mais amplo desse estudo foi de recuperar as informações publicadas sobre fragmentação e os dados de serapilheira dentro do bioma Cerrado, sob a expectativa de que a quantidade de conhecimento total é pequena e que grandes lacunas ainda permanecem. Nosso objetivo central foi descrever melhor essas lacunas de conhecimento nessa área e avaliar de que forma elas podem afetar a possibilidade de produzir generalizações sobre esse sistema. Além disso, buscamos também indicar linhas de pesquisa prioritárias para o avanço desse conhecimento. No entanto, havendo dados padronizados tratáveis sobre a produção de serapilheira, nós buscamos utilizar toda a informação disponível para analisar a possibilidade de produzir modelos gerais úteis para estudos nesse bioma. Quaisquer desses modelos deveriam se basear no conjunto seguinte de relações que devem ser consideradas essenciais:

1. O tamanho do fragmento florestal do bioma Cerrado afeta a biomassa de produção de serapilheira.
2. A sazonalidade afeta a biomassa de produção de serapilheira.
3. A fitofisionomia florestal do bioma Cerrado afeta a biomassa de produção de serapilheira.
4. Existem diferenças de produção de serapilheira entre a borda e o interior de fragmentos

Nós usamos essas questões para nortear nossa avaliação dos dados da literatura avaliando a possibilidade dos dados existentes em responde-las.

3. MÉTODOS

3.1. ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi realizado a partir de trabalhos sobre produção de serapilheira no Bioma Cerrado. Esse bioma comporta formações florestais, savânicas e campestres, com 11 tipos fitofisionômicos (RIBEIRO; WALTER, 1998) e se estende por uma ampla área central do Brasil. O Bioma Cerrado é caracterizado por forte estacionalidade das chuvas, com uma estação seca que ocorre de maio a setembro e outra chuvosa que ocorre de outubro a abril (EMBRAPA, 2015).

- Coleta de Dados

A estrutura geral dos procedimentos utilizados para recuperar, avaliar e organizar a informação da literatura sobre serapilheira é apresentada na figura 1. Para a sistematização dos dados foi necessária uma pesquisa criteriosa por artigos publicados sobre produção de serapilheira no Bioma Cerrado em um período de 45 anos (1970 até 2015) nas bases de dados digitais *Google Scholar*, *Scielo* e *Web of Science*. Apesar de uma possível redundância entre as bases, que foi facilmente identificada e corrigida, essa abordagem garante uma maior abrangência e confiabilidade ao resultado. Os termos de pesquisa utilizados foram: *litterfall*, *litterfall Savanna*, *litterfall Savanna Brazil*, *matter organic*, *serapilheira*, *serapilheira Cerrado* e *matéria orgânica*. Posteriormente os artigos resultantes de cada termo pesquisado passaram por uma seleção após uma leitura prévia. Assim, foram descartados os artigos que não tratavam do tema da produção de serapilheira no bioma Cerrado. Os trabalhos realizados em áreas de transição do bioma Cerrado também não fizeram parte desta análise, mas nesse caso devido à falta de descrição e localização da fitofisionomia. Após a seleção dos artigos foi realizada uma leitura minuciosa para a identificação de dados de interesse, que em seguida foram sistematizados de acordo com os seguintes critérios: Revista em que o artigo foi publicado, e verificado os títulos dos artigos das teses, dissertações e boletins, nome do autor de cada trabalho, localização geográfica, área de estudo, tipo de fitofisionomia, número de amostra da borda e do interior do fragmento, sazonalidade, distância entre coletores, tamanho do fragmento, período de coleta, quantidade de serapilheira produzida, número de coletores, número de amostra.

Os artigos que apresentaram dados com unidades de medida diferentes foram padronizados para possibilitar a realização das análises estatísticas. No caso da massa da

serapilheira os dados foram todos convertidos para Kg/ha. O tamanho dos fragmentos foi sempre convertido para hectare (ha) e a localização de cada local de coleta, várias delas originalmente em UTM, foram convertidas para graus-decimais. As fitofisionomias do bioma Cerrado foram padronizadas para a classificação de Ribeiro e Walter (1998). A localização dos pontos referentes a esses estudos é apresentada na Figura 2. As médias de produção de serapilheira nas diferentes fitofisionomias foram comparadas por uma Análise de Variância simples.

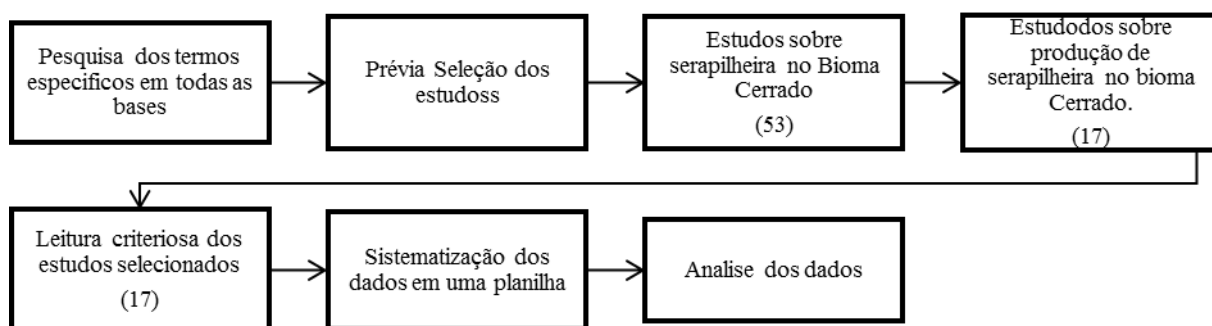


Figura 1 - Resumo esquemático da coleta de dados

4. RESULTADOS

4.1 Lacuna de conhecimento sobre produção de serapilheira no Cerrado

Um total de 53 trabalhos foram encontrados nas bases de dados digitais pesquisadas, incluindo artigos (n=43), boletins (n=3), dissertações (n=6) e teses (n=1), continham alguma citação sobre serapilheira dentro do bioma Cerrado. Os trabalhos se distribuíram entre os estados de Minas Gerais (n=12), São Paulo (n=7), Distrito Federal (n=13), Mato Grosso (n=16), Piauí (n=1), e Goiás (n=2). A distribuição dos pontos é apresentada na Figura 3, e se referem a apenas 51 estudos que continham a informação das coordenadas geográficas. Ao observar a localização das áreas em que foram amostradas a serapilheira foi possível observar que os estudos ocorreram em sua maioria na porção Sul do bioma Cerrado (Figura 2), os pontos de coleta se concentraram nas regiões oeste e leste, com estudos concentrados nos estados de Minas Gerais, Mato Grosso e Distrito Federal.

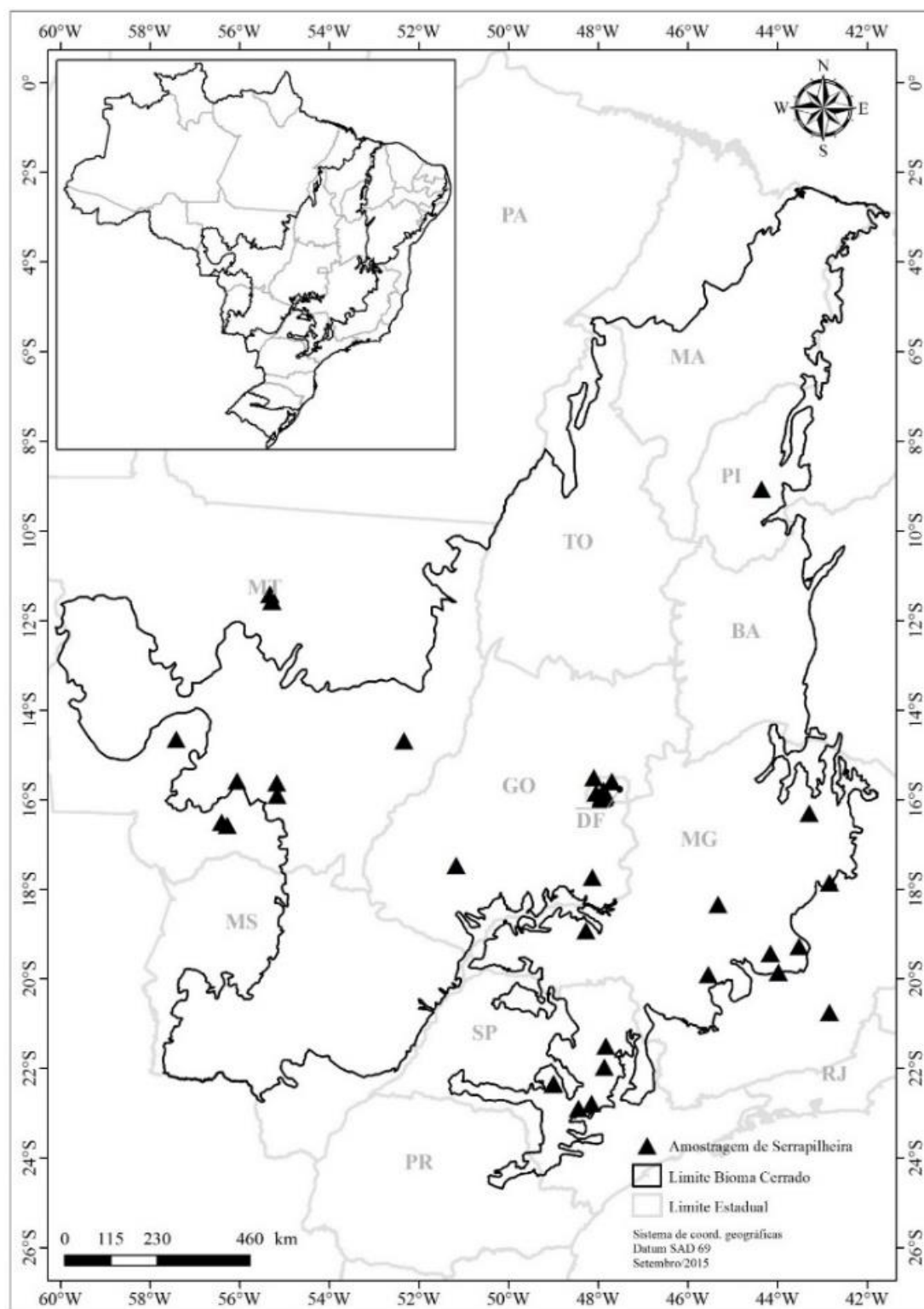


Figura 2. Distribuição espacial dos locais constantes nos trabalhos avaliados. Os locais marcados com triângulos contêm informações sobre produção de serapilheira.

Como na maioria dos estudos desse tipo, nota-se uma tendência geral de aumento do número de artigos com o tempo, que pode estar relacionado ao aumento total da produção científica (figura 3). O ano de 2012 apresentou a maior produção no tema com 9 artigos publicados.

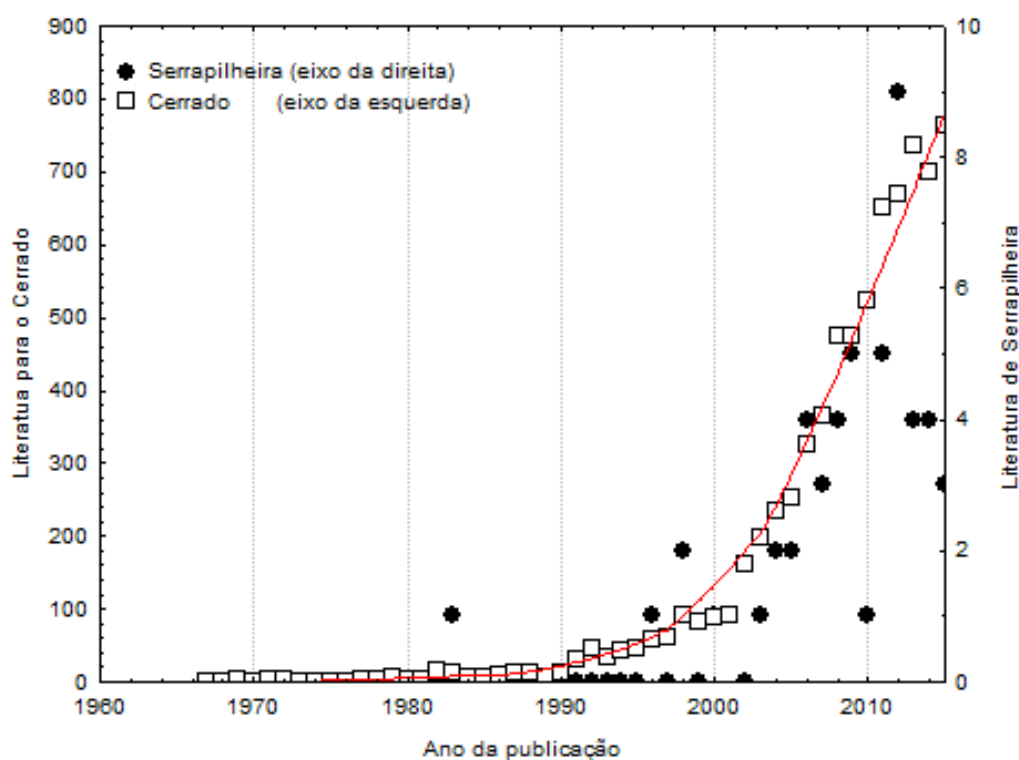


Figura 3. Dinâmica da produção científica sobre o tema “produção serapilheira no Bioma Cerrado” e “estudos realizados no bioma Cerrado” entre os anos de 1960 a 2015. A linha vermelha estima uma tendência a partir do método de Distância com pesos por quadrados mínimos (Distance weighted Least Squares) indicando o aumento de produção científica em uma escala temporal.

Os trabalhos publicados sobre produção de serapilheira seguiram um padrão não muito diferente do padrão de trabalhos publicados sobre o Bioma Cerrado, houve um aumento de produção a partir do ano de 1990 tanto nos estudos relacionados ao Cerrado quanto nos estudos sobre produção de serapilheira. Indicando que a literatura científica no Bioma Cerrado aumentou nos últimos anos e junto com esse aumento também é possível observar a maior ocorrência de trabalhos sobre produção de serapilheira, isso indica que a ausência de

estudos nos anos anteriores a 1990 não está diretamente relacionada ao “pouco interesse” de realização de estudos sobre serapilheira nesse período, mas sim aos poucos estudos científicos realizados no Bioma Cerrado nesse período.

Dos 53 estudos recuperados 10 foram encontrados em área de transição e 43 em área de Cerrado, mas apenas 17 correspondiam aos estudos sobre “produção de serapilheira” que é o enfoque principal da nossa pesquisa e apresentavam dados compatíveis com os critérios aqui empregados (trabalhos realizados apenas no bioma Cerrado e em suas diferentes fitofisionomias e apenas sobre produção de serapilheira).

O viés espacial no conhecimento sobre produção de serapilheira no Cerrado é observado tanto no número de locais estudados quando na distribuição deles no Bioma. São apenas 17 pontos estudados, mas com distribuição aglomerada em apenas algumas regiões da área de estudo. Por exemplo, enquanto existem mais estudos avaliando a produção de serapilheira no Distrito Federal (n=6), Mato Grosso (n=4), Minas Gerais (n=3), São Paulo (n=3) e Goiás (n=1) não existe nenhum estudo na região mais ao norte do bioma, se estendendo de Tocantins, Maranhão e Bahia. Também é possível observar uma agregação de estudos no Mato Grosso.

Uma análise da metodologia desses estudos indica que os coletores utilizados eram semelhantes (n=15). Esses coletores foram feitos com malha de tela fina com forma de bolsa piramidal invertida com medidas que variaram 0,5m² a 1m². Apenas dois trabalhos utilizaram métodos diferentes: Um deles utilizou um coletor-medidor Marimon-Hay e o outro método foi através da utilização de baldes suspensos por cordas.

O desenho espacial e temporal dos trabalhos variou bastante entre os artigos pesquisados. A coleta realizada em cada estudo apresentou diferentes periodicidades, sendo mensal (n=10), semanal (n=2) e quinzenal (n=3) em dois dos trabalhos analisados não foram descritos o período das coletas. O período total estudado variou bastante entre 5 a 24 meses (n=9) apenas 1 estudo não consta o período total estudado. A distribuição de coletores de serapilheira foi diferente entre os estudos, com o uso de transectos (n=8) e disposição aleatória (n=6), pontos com características homogêneas (1) enquanto dois dos trabalhos não relataram o método de distribuição utilizado. Os números de coletores variaram de 1 a 90 e o número de amostras variou de 28 a 1444 entre as fitofisionomias.

O número total de amostras para coleta de serapilheira, agregando as informações de todos os estudos, variou bastante em comparações entre as fitofisionomias com o Cerrado SS (n=3029) e a Mata Ciliar (n=6920) tiveram maior número amostral enquanto Cerradão

(n=1752) e a Mata Seca (n=1320) os menores números. Na maioria dos trabalhos foi avaliada a sazonalidade da coleta de serapilheira. Em 16 trabalhos foram coletados dados no período da seca e chuva e apenas um trabalho não descreveu o período de coleta. As coletas foram realizadas entre 1977 a 2011 e dois dos trabalhos analisados não continham o ano em que a coleta de amostra foi realizada. Em 14 trabalhos a serapilheira coletada foi levada à estufa para a secagem em temperaturas de 60° (n=5), 65° (n=2), 70° (n=6) e 80°C (n=2). Em dois dos trabalhos não foi relatado qual a temperatura utilizada para secagem do material, sendo apenas descrito que o material foi levado a estufa. O método de triagem do material coletado foi semelhante para 16 estudos, após a secagem na estufa a porção de serapilheira de cada coletor foi triada em frações de frações de folhas, galhos frutos sementes, material reprodutivo e restos (material que não fazia parte da triagem) estas frações foram pesadas individualmente. Somente 2 não utilizou essa metodologia, apenas pesou.

Apenas um artigo apresentou as coordenadas geográficas da fitofisionomia em que foi realizada a coleta de serapilheira. Em geral a coordenada do município era a mais utilizada e em alguns casos (n=4) a mesma coordenada era utilizada para dois tipos fitofisionômicos que foram identificados apenas pela descrição textual que constava na metodologia de cada artigo.

Somente dois trabalhos avaliaram a produção de serapilheira com base na borda e interior dos fragmentos. Além disso, apenas 6 artigos indicavam o tamanho do fragmentos que estava sendo avaliado. Da mesma forma, mesmo dentre esses estudos nos quais a informação foi mais completa, nem sempre havia a descrição do tamanho da área amostral dos fragmentos.

4.2 Padrões de distribuição de serapilheira no Cerrado

Considerando as limitações observadas na qualidade e na comunicação dos resultados expostas no tópico anterior, procedemos aqui a algumas comparações possíveis de valores observados de serapilheira dos trabalhos que avaliaram a produção em Kg/ha/ano (n=13). Uma comparação da quantidade de serapilheira entre as fitofisionomias mostrou que a Mata Ciliar o Cerrado e o Cerradão obtiveram os maiores valores de produção enquanto que a Mata Seca obteve menor valor (ANOVA $F= 2.916$ $p= 0.055$); Tabela 2.

Tabela 1. Tabela da análise estatística descritiva das fitofisionomias do Bioma Cerrado

Fitofisionomia	Média (kg/ha/ano)	Desvio Padrão	Número de Amostra
Mata Ciliar	5136.27	2300.81	6.920
Cerradão	5040.49	2970.34	1752
Mata Seca	1475.50	1448.86	1320
Cerrado SS	2736.44	1741.04	3029

5. DISCUSSÃO

5.1 Perguntas gerais sobre serapilheira

Ao início desse projeto tínhamos 4 perguntas foco para a análise dos dados existentes de serapilheira no bioma Cerrado relacionados a variáveis independentes de reconhecida importância teórica:

- a) Tamanho do fragmento;
- b) Sazonalidade;
- c) Fitofisionomia;
- d) Efeito de borda;

As lacunas de conhecimento encontradas impedem de produzir um modelo geral para três delas de forma imediata (tamanho, sazonalidade e efeito de borda) pela quase inexistência de dados, distribuição enviesada das amostras e falta de padronização amostral. Apenas para as diferenças entre fitofisionomia, e apesar dos vieses que serão discutidos aqui, é possível uma estimativa que pode ser utilizada em alguma instância. Esse resultado revela a dificuldade de produzir padrões e modelos gerais para o Cerrado para uma variável que é reconhecidamente fácil de coletar e que afeta diretamente nossas estimativas de carbono, qualidade de solos e possibilidade de fogo – todas essas variáveis de grande interesse para espacialização e construção de modelos para o Cerrado. Nas próximas seções dessa discussão busco avaliar

com mais detalhe essas lacunas de conhecimento e estabelecer uma discussão sobre a necessidade de pesquisas e padronização nessa área.

Lacunas de conhecimento

Durante o processo de seleção dos artigos para esta pesquisa identificou-se muitos trabalhos utilizando o tema serapilheira sob diversas abordagens como avaliação química, biomassa, decomposição (BITTAR et al., 2013), artrópodes associados (VERGÍLIO et al., 2013) e composição em nutrientes. Apesar disso, os resultados demonstraram que os estudos que focam somente a avaliação da produção de serapilheira no bioma Cerrado são extremamente escassos, com apenas 17 artigos publicados. Identificamos, por fim, uma grande lacuna de conhecimento sobre a produção de serapilheira nas regiões de Cerrado do estado do Maranhão, Tocantins, Piauí, Bahia e Mato Grosso do Sul que sofrem influência dos Biomas Mata Atlântica, Amazônia (OLIVEIRA-FILHO; RATTER, 1995) e Caatinga e que, provavelmente, apresentam diferentes padrões de produção de serapilheira.

A ausência da localização geográfica nos trabalhos científicos pesquisados não permitiu que fosse gerado um mapa de localização fitofisionômica em que ocorreram as coletas dos estudos. Em alguns estudos foram descritos uma única coordenada para dois tipos fitofisionômicos. Além da ausência da informação precisa da área de coleta foi observada a falta da descrição da fitofisionomia em estudos realizados nas áreas transicionais do Bioma Cerrado. Isso impediu que os trabalhos realizados em áreas de transição fossem utilizados em nossas análises. Essas lacunas tornam esses trabalhos pouco úteis em estudos comparativos com outras fitofisionomias.

Consideradas em conjunto, todas as lacunas e imprecisões observadas nesse estudo fazem com que a informação existente seja de uso limitado para espacialização de processos na escala do bioma Cerrado. Um esforço no sentido de coletas que ataquem esses problemas precisa ser dispendido. Uma das principais razões para isso é que uma espacialização dessa variável permitiria o desenvolvimento de outras análises de grande interesse tanto para a compreensão dos fenômenos no Cerrado quanto para sua conservação. Como um exemplo disso podemos citar a importância da serapilheira no processo de incêndios no Cerrado. A serapilheira se transforma em um material combustível que posteriormente é carbonizado. Assim, a quantidade de serapilheira pode ser utilizada para prever os locais mais suscetíveis a queima no Bioma Cerrado. Assim, seria possível aumentar a eficiência preditiva os mapas de riscos de incêndio florestal no bioma.

Os vieses espaciais podem ser definidos como erros sistemáticos que afetam a validade das investigações científicas (BOTELHO et al., 2010). A existência de vieses espaciais de conhecimento é largamente reconhecida para outros tópicos importantes para a conservação da biodiversidade em sistemas tropicais como a distribuição de espécies (DINIZ-FILHO et al., 2010). Os estudos de serapilheira parecem revelar um viés espacial relacionado a regiões próximas aos grandes centros de pesquisas. Em geral, a tendência mais comum nos estudos de Ecologia é que certos locais sejam mais visitados do que outros. Na escolha dos locais de estudo, os ecologistas muitas vezes são influenciados pelos precedentes culturais e por pressões institucionais (MARTIN et al., 2012). Um outro fator que tem grande influência para o enviesamento dos resultados pode estar relacionado a logística, como a escolha de áreas perto de estradas, perto de universidades, cidades e em baixas altitudes (HERTZOG et al., 2014). A escolha de locais com terrenos mais planos pode gerar assim a escolha de áreas com uma topografia-tendenciosa (ou topografia-enviesada) e consequentemente levar a uma amostra tendenciosa de produção de serapilheira como foi descrito por Carvalho (2009) para estudos de fragmentação de habitat.

A concentração de dados sobre produção de serapilheira em poucas áreas evidencia que o conhecimento sobre esse assunto e sobre os fatores (sazonalidade, altitude, relevo, estágio sucessional) que o influenciam são extremamente limitados. Isso interfere na compreensão da dinâmica de produção de serapilheira e das variáveis que afetam a quantidade de serapilheira em cada região e fitofisionomia no bioma Cerrado. Compreender estes fatores é fundamental para a conservação dos fragmentos florestais do bioma Cerrado, uma vez que a serapilheira atua na transferência de nutrientes para o solo.

Conforme verificamos aqui, os estudos de produção de serapilheira foram mais frequentes nas fitofisionomias de formações florestais como: Cerradão, Mata ciliar e Mata Seca. Na formação savânica a fitofisionomia Cerrado ss foi a única estudada, apresentando grande lacuna de estudos nas áreas com fitofisionomia dos tipos Parque de Cerrado, Palmeiral e Vereda. Nenhuma pesquisa sobre produção de serapilheira foi realizada em formações campestres (Campo Sujo, Campo Rupestre e Campo Limpo), os estudos se restringiram em apenas quatro fitofisionomias, indicando uma grande escassez de dados em meio a uma grande variedade de formações florestais que existe no Bioma Cerrado (RIBEIRO; WALTER, 1998). Esses resultados sugerem que o enviesamento espacial em relação à área de estudo também pode ocorrer de acordo com o interesse especial por determinada fitofisionomia, principalmente para aquelas nas quais se espera que a serapilheira tenha papel importante como as com maior componente arbóreo (HAAG, 1987).

A escolha enviesada da área de estudo no bioma Cerrado dificulta a realização de estudos meta-analíticos que tem por finalidade sistematizar os dados e proporcionar a disseminação (ou extrapolação) desses dados. Cada fitofisionomia do bioma Cerrado possui variáveis ambientais diferentes como o solo, relevo, altitude, vegetação, e possivelmente a produção de serapilheira responde de forma diferente a estas variáveis. Os vieses tornam inviável uma possível padronização de dados sobre produção de serapilheira para o bioma Cerrado. Neste contexto, os estudos comparativos que proporcionam o conhecimento do padrão de funcionamento destes ecossistemas, são essenciais para a realização do manejo destas áreas fragmentadas além de proporcionar subsídios para as propostas de projetos de conservação que poderão ser aplicados de modo confiável possibilitando assim mais eficácia ao observar quais são as áreas fragmentadas que exigem maior urgência de conservação. Quanto maior o número de informações para a generalização dos dados maior será a garantia de resultados positivos para a conservação.

Além da quantidade de dados, a padronização das amostragens permite que estudos com os mesmos objetivos, mas em áreas amostrais diferentes sejam comparáveis (MAGNUSSON et al., 2005) A distribuição espacial de coletores nos artigos analisados não seguiu um padrão. Da mesma forma, os estudos demonstraram tempo de coleta muito variáveis. Essa falta de padronização reforçam os argumentos de Belovsky et al. (2004) que apontam a incompatibilidade de metodologia e a falta de rigor na coleta de dados como fatores que prejudicam o desenvolvimento de estudos em ecologia.

De acordo com Ruete (2015), a ciência exige a avaliação, indicação e reconhecimento de erros de medição: qualquer avaliação técnica, programa de monitoramento, ou a investigação científica deverá, assim, incluir uma avaliação da incerteza de seus resultados. Portanto, os autores dos artigos devem informar sobre a qualidade dos dados. Esse seria um processo que simplificaria a realização da pesquisa de futuros pesquisadores, que concentrariam no preenchimento de lacunas resultantes de pesquisas anteriores de modo a aumentar gradativamente a confiabilidade dos dados. Os estudos que avaliamos revelaram ser comum o uso de poucos coletores por pequenos períodos de tempo o que pode afetar diretamente a representatividade desses resultados.

O tamanho do fragmento pode ter grande influência na determinação da quantidade de serapilheira produzida. O tamanho da unidade amostral determina o número de indivíduos nela contidos, e, portanto, quanto da comunidade local está representada (ZUQUIM et al., 2007). Conforme o resultado obtido foi possível verificar que os tamanhos dos fragmentos não foram indicados na maioria dos artigos, a ausência desta informação impossibilita a

comparação da quantidade de serapilheira entre fragmentos que varia conforme o tamanho (VIDAL et al., 2007). Esse é um importante fator a ser estudado já que processo de fragmentação no bioma Cerrado ocorre de forma acelerada, e os efeitos da fragmentação têm sido pouco discutido. A deposição da serapilheira é pouco conhecida em fragmentos do bioma cerrado, embora seja fundamental para a manutenção das espécies. A atenção especial aos diferentes fatores que causam o efeito de borda tende a reforçar o conhecimento sobre perda de habitat e fragmentação per se, a falta de informação sobre o quanto a floresta recebe de serapilheira pode ser um fator chave para a conservação dos fragmentos florestais do Bioma Cerrado bem como das diferentes fitofisionomias.

O processo de fragmentação de habitats causa bordas que leva à formação de manchas remanescentes de habitat – os fragmentos – com tamanhos variáveis e isolados de outras manchas semelhantes, em maior ou menor grau. Tanto o tamanho do fragmento como seu grau de isolamento também podem afetar a produção de serapilheira (VIDAL et al., 2007). Apesar disso, a maioria dos trabalhos analisados não avaliou a produção de serapilheira no bioma Cerrado com base na borda e interior dos fragmentos florestais. Esse resultado não é inesperado já que existem poucos estudos sobre efeitos de borda voltados para o cerrado (LIMA-RIBEIRO, 2008). Os trabalhos existentes usaram metodologias por transecto ou parcelas, não avaliando o gradiente de produção da borda para o centro. Apenas um trabalho (BRASIL et al., 2013) avaliou o gradiente de variação de produção de serapilheira borda – centro. Sendo que a borda correspondeu a 0-25m, entre borda e faixa intermediária 35-60 m e interior e 70-95). Entretanto, a densidade não apresentou relação significativa com a distância da borda, mas, foi possível demonstrar um gradiente médias de massa de serapilheira com menores valores na borda e maior no interior. Sendo está mais uma das lacunas encontradas sobre este tema. A escassez destes estudos não permitiu verificar qual a dinâmica de produção de serapilheira dentro de um fragmento florestal e se essa produção nestes ecossistemas segue um “modelo” para o Bioma Cerrado.

Em contrapartida a todas as lacunas observadas e aqui discutidas ressalta-se aqui a variedade de temas potenciais de pesquisa de serapilheira que o levantamento da literatura revela. Verificou-se a existência de trabalhos tratando de temas como **avaliação química** (GUARESHI et al., 2012; NOGUEIRA et al. 2011) **biomassa** (CASTRO; KAUFFMAN, 1998; FERNANDES et al., 2012; RIBEIRO et al., 2011), **decomposição** (BITTAR et al., 2011), **artrópodes associados** (VERGÍLIO et al., 2013) **composição de nutrientes** (SILVA, et al., 2009) e **fluxo e estoque de CO₂** (PAIVA et al., 2011). Apesar da existência dessa grande variedade de estudos sobre os diversos mecanismos relacionados a serapilheira, nós

não encontramos na literatura científica dados suficientes para a realização de uma revisão sistemática sobre a produção de serapilheira, o que tornaria mais eficaz a compressão do funcionamento de todos esses fatores já estudados no Bioma Cerrado.

Amostras na fitofisionomia Cerradão apresentou maior produção de serapilheira, apesar do esforço ser maior para estudos Cerrado ss (n=3029) do que para o Cerradão (n=1752). Dados semelhantes foram encontrados por Silva et al. (2007) em um estudo feito no Cerrado do Distrito Federal e por Cianciaruso et al., (2006), que registram maior produção de serapilheira em áreas de Cerradão. Espécies nativas do cerrado são adaptadas a solos de baixa fertilidade e por este motivo investem menor quantidade de nutrientes e carboidratos para a produção de biomassa aérea em comparação às espécies florestais (HOFFMANN et al., 2005). Esta é uma evidência indireta da pobreza dos ecossistemas do cerrado está na baixa produção de serapilheira ao longo do ano (HARIDASAN, 2000). Além disso, a menor produção de serapilheira na área de Cerrado ss pode ser resultado da distribuição de sua biomassa já que possui uma vegetação semi-aberta com árvores espaçadas.

Considerando, por fim, todas as lacunas e vieses encontrados sugere-se um conjunto de ações importantes para o avanço da pesquisa nessa área. Recomenda-se que na metodologia **o coletor de serapilheira** seja descrito com as medidas e os modelos utilizados, a descrição da distribuição espacial dos coletores é necessária e sugere-se que o número de coletores seja compatível com o tamanho da área que deseja representar, o que reduz as chances do enviesamento dos dados. **Quanto ao tempo de coleta de serapilheira e periodicidade** sugere que seja feito 1 a 2 anos de coleta para que a avaliação da sazonalidade e produção de serapilheira seja mais precisa, as coletas devem ser quinzenais e no máximo mensais para evitar a decomposição do material orgânico. A **descrição metodológica pós coleta de serapilheira** deve conter informações da temperatura utilizada para secagem do material orgânico antes da pesagem, uma vez que o tempo de secagem tem influência na umidade do material vegetal alterando seu peso. A separação da serapilheira em frações (folhas, flores, frutos, sementes, galhos, artrópodes entre outros) aumenta a eficácia do conhecimento sobre a dinâmica e sazonalidade. A **identificação da fitofisionomia** permite realizar uma análise comparativa entre as fitofisionomias, espacializar os resultados e compreender a dinâmica da produção para o Cerrado. A identificação da dinâmica da produção de serapilheira em relação a **Borda e interior** dos fragmentos, possibilita a avaliação do gradiente de produção em relação a borda o que é fundamental para pesquisas de conservação. A **localização geográfica** permite a análise de variáveis ambientais que podem influenciar na deposição de serapilheira, (solo, relevo, clima, temperatura) possibilita a

identificação da área de entorno e ainda é possível realizar uma análise histórica do fragmento. A informação sobre o **tamanho do fragmento** permite avaliar se a produção varia conforme o tamanho dos fragmentos e a área **amostral** permite identificar o quanto a coleta realizada representa um fragmento florestal ou uma fitofisionomia.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os estudos de serapilheira no Cerrado apresentam baixo nível de detalhamento da área de estudo, da metodologia de coleta do material orgânico, baixo número de amostras e período de análise muito variável. O estado atual dessa informação impede um maior aprofundamento para estimativas de quantidade de produção de serapilheira entre fitofisionomias e a espacialização conveniente dos resultados.

7. LITERATURA CITADA

- ACHAT, D. I.; DELEUZE, C.; LANDMANN, G.; POUSSE, N.; RANGER, J., AUGUSTO, L. Quantifying consequences of removing harvesting residues on forest soils and tree growth. **Forest Ecology and Management**, v. 348, p. 124-141, 2015.
- ALLISON, S. D.; LU, Y.; WEIHE, C.; GOULDEN, M. L.; MARTINY, A. C.; TRESEDER, K. K.; MARTINY, J. B. H. Microbial abundance and composition influence litter decomposition response to environmental change. **Ecology**, v. 94, n. 3, p. 714-725, 2013.
- ALMEIDA, E. J.; LUIZÃO, F.; RODRIGUES, D. J. Produção de serrapilheira em florestas intactas e exploradas seletivamente no sul da Amazônia em função da área basal da vegetação e da densidade de plantas. **Acta Amazonica**, v. 45, n. 2, p. 157-166, 2015.
- ALVES, L. F.; VIEIRA, S. A.; SCARANELLO, M. A.; CAMARGO, P. B.; SANTOS, F. A. M.; JOLY, C. A.; MARTINELLI, L. A. Forest structure and live aboveground biomass variation along an elevational gradient of tropical Atlantic moist forest (Brazil). **Forest Ecology and Management**, v. 260, p. 679-691, 2010.
- APONTE, C.; GARCIA, L. V.; MARANON, T.; GARDES, M. Indirect host effect on ectomycorrhizal fungi: Leaf fall and litter quality explain changes in fungal communities on the roots of co-occurring Mediterranean oaks. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 42, p. 788-796, 2010.
- ARAUJO, R. A.; COSTA, R. B.; FELFILI, J. M.; GONÇALVES, I. K.; SOUSA, R. A. T. M.; DORVAL, A. Florística e estrutura de fragmento florestal em área de transição na Amazônia Matogrossense no município de Sinop. **Acta Amazonica**, v. 39, n. 4, p. 865 – 878, 2009.
- ASHFORD, O. S.; FOSTER, W. A.; TURNER, B. L.; SAYER, E. J.; SUTCLIFFE, L.; TANNER, E. V. J. Litter manipulation and the soil arthropod community in a lowland tropical rainforest. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 62, p. 5-12, 2013.
- BACKES, A.; PRATES, F. L.; VIOLA, M. G. Produção de serrapilheira em floresta ombrófila mista em São Francisco de Paula, Rio Grande do Sul. **Acta Botanica Brasilica**, v. 19, p. 155-160, 2005.
- BARDGETT, R. D.; PUTTEN, W. H. V. D. Belowground biodiversity and ecosystem functioning. **Nature**, v. 515, p. 506-511, 2014.
- BELOVSKY, G. E.; BOTKIN, D. B.; CROWL, T. A.; CUMMINS, K. W.; FRANKLIN, J. F.; HUNTER JUNIOR, M. L.; JOERN, A.; LINDENMAYER, D. B.; MacMAHON, J.

- A.; MARGULES, C. R.; SCOTT, J. M., Ten suggestions to strengthen the science of ecology. **Bioscience**, v. 54, p. 345-351, 2004.
- BITTAR, I. M. B.; FERREIRA, A. S.; CORREA, G. F. Influência da textura do solo na atividade microbiana, decomposição e mineralização do carbono de serapilheira de sítios do bioma cerrado sob condições de incubação. **Bioscience Journal**, v. 29, n. 6, p. 1952-1960, 2013.
- BOGONI, D. A.; ANDRETTA, I.; KIPPER, M.; LANFERDINI, E.; LEHNEN, C. R. Produção de suínos machos em crescimento: uma meta-análise. **Rev. Bras. Saúde Prod. Anim.** v.16, n.1, p.130-138, 2015.
- BORÉM, R. A. T.; RAMOS, D. P. Variação estacional e topográfica de um fragmento da mata atlântica. **Cerne**, v.8, n. 2, p. 042-059, 2002.
- BOVAL, M.; EDOUARD, N.; SAUVANT, D. A meta-analysis of nutrient intake, feed efficiency and performance in cattle grazing on tropical grasslands. **Animal**, v. 9, n. 6, p. 973–982, 2015.
- BRAY, J. R.; GORHAM, E. Litter production in forests of the world. **Advances in Ecological Research**, v. 2, p. 101-157, 1964.
- BROWN, J. H; LOMOLINO, M. V. **Biogeography**. 2nd Ed. Sunderland, Massachusetts, (Sinauer Associates, Inc. Publishers), 1998.
- CARDOSO, P.; ERWIN, T. L.; BORGES, P. A.; NEW, T. R. The seven impediments in invertebrate conservation and how to overcome them. **Biological Conservation**, v. 144, p. 2647-2655, 2011.
- CARVALHO, F. M. V.; DE MARCO JUNIOR, P.; FERREIRA, L. G. The cerrado into-pieces: habitat fragmentation as a function of landscape use in the savannas of central. **Brazilian Biological Conservation**, v. 142, p. 1392-1403, 2009.
- CASTRO, A. E.; KAUFFMAN, B. Ecosystem structure in the Brazilian Cerrado: a vegetation gradient of aboveground biomass, root mass and consumption by fire. **Journal of Tropical Ecology**, v. 14, p. 263-283, 1998.
- CIANCIARUSO, M. V.; PIRES, S. R.; DELITTI, W. B. C.; SILVA, E. F. L. Produção de serapilheira e decomposição do material foliar em um cerradão na estação ecológica de Jataí, município de Luiz Antônio, SP, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 20, n. 1, p. 49-59, 2006.
- CHRISTIANINI, A. V.; OLIVEIRA, P. S. Edge effects decrease ant-derived benefits to seedlings in a neotropical savanna. **Arthropod-Plant Interactions**, v. 7, p. 191-199, 2013.

- DANTAS, M.; PHILLIPSON, J. Litterfall and litter nutrient content in primary and secondary Amazonian 'terra firme' rain forest. **Journal of Tropical Ecology**, v. 5, p. 27-36, 1989.
- DINIZ-FILHO, J. A. F.; DE MARCO JUNIOR, P.; HAWKINS, B. A. Defying the curse of ignorance: perspectives in insect macroecology and conservation biogeography. **Insect Conservation and Diversity**, v. 3, p. 172-179, 2010.
- DINIZ-FILHO, J. A.; LOYOLA, R. D.; RAIA, P.; MOOERS, A. O.; BINI, L. M. Darwinian shortfalls in biodiversity conservation. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 28, n. 12, p. 689-695, 2013.
- DOMINGOS, M.; MORAES, R. M.; VUONO, Y. S.; ANSELMO, C. E. Produção de serapilheira e retorno de nutrientes em um trecho de Mata Atlântica secundária, na Reserva Biológica de Paranapiacaba, SP. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 20, n. 1, p. 91-96, 1997.
- EMBRAPA, 2012. Disponível em: <<http://www.cpac.embrapa.br/unidade/ocerrado/>>. Acesso em: 24 set. 2015.
- FACELLI, J. M.; PICKET, S. T. A. Plant Litter: Its dynamics and effects on plant community structure. **The Botanical Review**, v. 57, n. 1, 1991.
- FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 34, p. 487-515, 2003.
- FEDERMAN, S.; HYSENI, C.; CLEMENT, W.; OATHAM, M. P.; CACCONE, A. Habitat fragmentation and the genetic structure of the Amazonian palm *Mauritia flexuosa* L.f. (Arecaceae) on the island of Trinidad. **Conservation Genetics**, v. 15, p. 355-362, 2014.
- FERNANDES, M. M.; CARVALHO, M. G. C.; ARAÚJO, J. M. R.; MELO, F. R.; SILVA, C. A.; SAMPAIO, F. M. T.; LOBATO, M. G. R. Matéria orgânica e biomassa microbiana em plantios de eucalipto no cerrado piauiense. **Floresta e Ambiente**, v. 19, n. 4, p. 453-459, 2012.
- FOX, B. J.; TAYLOR, J. E.; FOX, M. D.; WILLIAMS, C. Vegetation changes across edges of rainforest remnants. **Biological Conservation**, v. 82, p.1-13, 1997.
- FREIRE, M.; SCORIZA, R. N.; PIÑA-RODRIGUES, F. C. M. Influência do clima no aporte de serapilheira em uma floresta ombrófila densa montana. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v. 9, n. 3, p. 427-431, 2014.
- GODFRAY, H. C. J.; BEDDINGTON, J. R.; CRUTE, I. R.; HADDAD, L.; LAWRENCE, D.; MUIR, J. F.; PRETTY, J.; ROBINSON, S.; THOMAS, S. M.; TOULMIN, C.

- Food Security: The Challenge of Feeding 9 Billion People. *Science*, v. 327, n. 5967, p. 812-818, 2010.
- GUARESCHI, R. F.; PEREIRA, M. G.; PERIN, A. Deposição de resíduos vegetais, matéria orgânica leve, estoques de carbono e nitrogênio e fósforo remanescente sob diferentes sistemas de manejo no cerrado Goiano. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, p. 909-920, 2012.
- HAAG, H. P. A. Nutrição mineral e o ecossistema. In: CASTRO, P. R. C.; FERREIRA, S. O.; YAMADA, T. (Org). **Ecofisiologia da produção agrícola**. Piracicaba: Associação Brasileira para Pesquisa do Potássio e do Fosfato, 1987. p. 49-52.
- HAASE, R. Litterfall and nutriente return in seasonally flooded and non- flooded forest of de Pantanal, Mato Grosso, Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 117, p. 129-147. 1999.
- HALLIGAN, S. Systematic reviews and meta-analysis of diagnostic tests. **Clinical Radiology**, v. 60, p. 977-979, 2005.
- HARIDASAN, M. Nutrição mineral de plantas nativas do cerrado. **Revista Brasileira de Fisiologia Vegetal**, v. 12, n. 1, p. 54-64, 2000.
- HERTZOG, L. R.; BESNARD, A.; JAY-ROBERT, P. Field validation shows bias-corrected pseudo-absence selection is the best method for predictive species distribution modelling. **Diversity and Distributions**, v. 20, p. 1-11, 2014.
- HOFFMANN, W. A.; SILVA, E. R.; MACHADO, G. C.; BUCCI, S. J.; SCHOLZ, F. G.; GOLDSTEIN, G.; MEINZER, F. C. "Seasonal leaf dynamics across a tree density gradient in a brazilian savanna. **Oecologia**, v. 145, p. 307-316, 2005.
- HORTAL, J.; BELLO, F.; DINIZ-FILHO, J. A. F.; LEWINSOHN, T. M.; LOBO, J. M.; LADLE, R. J. Seven shortfalls that beset large-scale knowledge of biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 46, p. 523-49, 2015.
- ISHINO, M. N.; DE SIBIO, P. R.; ROSSI, M. N. Edge effect and phenology in *Erythroxylum tortuosum* (Erythroxylaceae), a typical plant of the Brazilian. **Journal of Biology**, v.72, n. 3, p. 587-594, 2012.
- JONES, T. H.; BRADFORD, M. A. Assessing the functional implications of soil biodiversity in ecosystems. **Ecological Research**, v. 16, p. 845-858, 2001.
- JORDAN, C. F.; HERRERA, R. Tropical rain forests: are nutrients really critical? **The American Naturalist**, v. 117, n. 2, 1981.
- KARR, J. R. Protecting ecological integrity: an urgent societal goal. **Yale Journal of International Law**, v. 18, p. 297-306, 1993.

- KAUFFMAN, J. B.; CUMMINGS, D. L.; WARD, D. Relationships of Fire, Biomass and Nutrient Dynamics along a Vegetation Gradient in the Brazilian Cerrado. **Journal of Ecology**, v. 82, p. 519-531, 1994.
- KNOLL, F. R. N.; PENATTI, N. C. Habitat Fragmentation Effects on the Orchid Bee Communities in Remnant Forests of Southeastern Brazil. **Neotropical Entomology**, v. 41, p. 355–365, 2012.
- LAND, M.; GRANÉLI, W.; GRIMVALL, A.; HOFFMANN, C. C.; MITSCH, W. J.; TONDERSKI, K. S.; VERHOEVEN, J. T. A. How effective are created or restored freshwater wetlands for nitrogen and phosphorus removal? A systematic review. **Environmental Evidence**, v. 5, n. 9, 2016.
- LAPOLA, D. M.; MARTINELLI, L. A.; PERES, C. A.; OMETTO, J. P. H. B.; FERREIRA, M. E.; NOBRE, C. A.; AGUIAR, A. P. D.; BUSTAMANTE, M. M. C.; CARDOSO, M. F.; COSTA, M. H.; JOLY, C. A.; LEITE, C. C.; MOUTINHO, P.; SAMPAIO, G.; STRASSBURG, B. B. N.; VIEIRA, I. C. G. Pervasive transition of the Brazilian land-use system. *Nature Climate Change*. v. 4, p. 27–35, 2014.
- LAURANCE, W. F.; VASCONCELOS, H. L. Consequências ecológicas da fragmentação florestal na Amazônia. **Oecologia Brasiliensis**, v. 13, n. 3, p. 434-451, 2009.
- LIMA-RIBEIRO, M. S. Efeitos de borda sobre a vegetação e estruturação populacional em fragmentos de Cerradão no Sudoeste Goiano, Brasil. **Acta Botânica Brasílica**. v. 22, n. 2, 2008.
- LOMOLINO, M. V. Conservation biogeography. In: LOMOLINO, M. V.; HEANEY, L. R. (eds.). **Frontiers of Biogeography: New Directions in the Geography of Nature**. Sunderland, M. A: Sinauer Associates, 2004. p. 293-296.
- LU, S. W.; LIU, C. P. Patterns of litterfall and nutrient return at different altitudes in evergreen hardwood forests of Central Taiwan. **Annals of Forest Science**, v. 69, p. 877-886, 2012.
- LUIZÃO, F. J. Litter production and mineral element input to the forest floor in a central amazonian forest. **Geo Journal**, v. 19, n. 4, p. 407-417, 1989.
- MACHADO, D. L.; PEREIRA, M. G.; CORREIA, M. E. F.; DINIZ, A. R.; SANTOS, L. L.; MENEZES, C. E. G. Ciclagem de nutrientes em diferentes estágios sucessionais da Mata Atlântica na Bacia do Rio Paraíba do Sul, RJ. **Bioscience Journal**, v. 31, n. 4, p. 1222-1237, 2015.
- MACK, J.; HATTEN, J.; SUCRE, E.; ROBERTS, S.; LEGGETT, Z.; DEWEY, J. The effect of matter manipulations on site productivity, soil nutrients, and soil carbon on a

- southern loblolly pine plantation. **Forest Ecology and Management**, v. 326, p. 25-35, 2014.
- MAGNUSSON, W. E.; LIMA, A. P.; LUIZÃO, R.; LUIZÃO, F.; COSTA, F. R. C.; DE CASTILHO, C. V.; KINUPP, V. P. Rapeld: a modification of the gentry method for biodiversity surveys in long-term ecological research sites. **Biota Neotropica**, v. 5, n. 2, 2005.
- MAMAN, A. O.; SILVA, C. J.; SGUAREZI, E. M.; BLEICH, M. E. Produção e acúmulo de serapilheira e decomposição foliar em mata de galeria e cerradão no sudoeste de Mato Grosso. **Revista de Ciências Agro-Ambientais**, v. 5, n.1, p.71- 84, 2007.
- MANTYKA- PRINGLE, C. S.; MARTIN, T. G.; RHODES, J. R. Interactions between climate and habitat loss effects on biodiversity: a systematic review and meta-analysis. **Global Change Biology**, v. 18, p. 1239–1252, 2012.
- MARTIN, L J.; BLOSSEY, B.; ELLIS, E. Mapping where ecologists work: biases in the global distribution of terrestrial ecological observations. **Front Ecol Environ**. v. 10, n. 4, p. 195–201, 2012.
- MARTINS, S. V.; RODRIGUES, R. R. Produção de serapilheira em clareiras de uma floresta estacional semidecidual no município de Campinas - SP. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 22, n. 3, p. 405-412, 1999.
- MENDES-OLIVEIRA, A. C.; SANTOS, P. G. P.; CARVALHO-JÚNIOR, O.; MONTAG, L. F. A.; LIMA, R. C. S.; MARIA, S. L. S.; ROSSI, R. V. Edge effects and the impact of wildfires on populations of small non-volant mammals in the forest-savanna transition zone in Southern Amazonia. **Biota Neotropica**, v. 12, n 3, p. 57-63, 2012.
- MEENTEMEYER, V.; BOX, E. O.; Thompson, R. World patterns and amounts of terrestrial plant litter production. **BioScience**, v. 32, n. 2, p. 125-128, 1982.
- MUELLER, N. D.; GERBER, J. S.; JOHNSTON, M.; RAY, D. K.; RAMANKUTTY, N.; FOLEY, J. A. Closing yield gaps through nutrient and water management. *Nature*, v. 490, 2012.
- MURCIA, C. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 10, n. 2, p. 58-62, 1995.
- NARDOTO, G. B.; BUSTAMANTE, M. M. C.; PINTO, A. S.; KLINK, C. A. Nutrient use efficiency at ecosystem and species level in savana áreas of Central Brazil and impacts of fire. **Journal of Tropical Ecology**, v. 22, p.191-201, 2006.

- NEPSTAD, D.; SOARES-FILHO, B. S.; MERRY, F.; LIMA, A.; MOUTINHO, P.; CARTER, J.; BOWMAN, M.; CATTANEO, A.; RODRIGUES, H.; SCHWARTZMAN, S.; MCGRATH, D. G.; STICKLER, C. M.; LUBOWSKI, R.; PIRIS-CABEZAS, P.; RIVERO, S.; ALENCAR, A.; ALMEIDA, O.; STELLA, O. The end of deforestation in the Brazilian Amazon. *Science*, v. 326, p. 1350-1351, 2009.
- NOGUEIRA, J. S.; SANCHES, L.; PINTO-JÚNIOR, O. B.; ALMEIDA, E. D. Seasonal patterns of nitrogen and phosphorus in the litter and soil surface of transitional Amazon cerrado forest, Brazil. **Journal of Environmental Science and Engineering**, v. 5, p. 5-14, 2011.
- NOVAES, P.; MOLINILLO, J. M. G.; VARELA, R. M.; MACÍAS, F. A. Ecological phytochemistry of Cerrado (Brazilian savanna) plants. *Phytochem Reviews*, v. 12, p. 839–855, 2013.
- OLIVEIRA-FILHO, A. T., RATTER, J. A. A. Study of the origin of central Brazilian forests by the analysis of plant species distribution patterns. **Journal of Botany**, v. 52, n. 2, p. 141-194, 1995.
- PAIVA, A. O.; REZENDE, A. V.; PEREIRA, R. S. Estoque de carbono em cerrado *sensu stricto* do Distrito Federal. **Revista Árvore**, v. 35, n. 3, p. 527-538, 2011.
- PHALAN, B.; BERTZKY, M.; BUTCHART, S. H. M.; DONALD, P. F.; SCHARLEMANN, J. P. W.; STATTERSFIEL, A. J.; BALMFORD, A. Crop expansion and conservation priorities in tropical countries. **Plos One**, v. 8, n. 1, 2013.
- PORTELA, R. C. Q. P.; SANTOS, F. A. M.; Produção e espessura da serapilheira na borda e interior de fragmentos florestais de Mata Atlântica de diferentes tamanhos. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 30, n. 2, p. 271-280, 2007.
- RIBEIRO, J. F.; WALTER, B. M. T. Fitofisionomias do bioma cerrado. In: Sano, S. M.; Almeida, S. P. (Ed.). **Cerrado: ambiente e flora**. Planaltina, EMBRAPA-CPAC, 1998. p. 89-166.
- RIBEIRO, S. C.; FEHRMANN, L.; SOARES, C. P. B.; JACOVINE, L. A. G.; KLEINN, C.; GASPAR, R. O. Above- and belowground biomass in a Brazilian cerrado. **Forest Ecology and Management**, v. 262, p. 491-499, 2011.
- ROSOLEN, V.; DE-CAMPOS, A. B.; GOVONE, J. S.; ROCHA, C. Contamination of wetland soils and floodplain sediments from agricultural activities in the Cerrado Biome (State of Minas Gerais, Brasil). **Catena**, v. 128, p. 203-210, 2015.

- RUETE, A. Displaying bias in sampling effort of data accessed from biodiversity databases using ignorance maps. **Biodiversity Data Journal**, v. 3, 2015.
- SCHUMACHER, M. V.; BRUN, E. J.; HERNANDES, J. I.; KÖNIG, F. G. Produção de serapilheira em uma floresta de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze no município de Pinhal Grande, RS. **Revista Árvore**, v. 28, n. 1, p. 29-37, 2004.
- SILVA, C. J.; LOBO, F. A.; BLEICH, M. E.; SANCHES, L. Contribuição de folhas na formação da serrapilheira e no retorno de nutrientes em floresta de transição no norte de Mato Grosso. **Acta Amazonica**, v. 39, n. 3, p. 591-600, 2009.
- SILVA, C. J.; SANCHES, L.; BLEICH, M. E.; LOBO, F. A.; NOGUEIRA, J. S., Produção de serrapilheira no Cerrado e Floresta de Transição Amazônia-Cerrado do Centro-Oeste Brasileiro. **Acta Amazonica**, v. 37, n. 4, p. 543-548, 2007.
- SILVER, W. L.; HALL, J. S.; GONZÁLES, G. Differential effects of canopy trimming and litter deposition on litter deposition on litterfall and nutrient dynamics in a wet subtropical forest. **Forest Ecology and Management**, v. 332, p. 47-55, 2014.
- SMITH, K.; GHOLZ, H. L.; OLIVEIRA, F. A. Litterfall and nitrogen-use efficiency of plantations and primary forest in the eastern Brazilian Amazon. **Forest Ecology and Management**, v. 109, p. 209-220, 1998.
- TABARELLI, M.; AGUIAR, A. V.; RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P. PERES, C. A. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: Lessons from aging human – modified landscapes. **Biological Conservation**, v. 143, p. 2328–2340, 2010.
- TOSCAN, M. A. G.; TEMPONI, L. G.; GUIMARÃES, A. T. B.; JÚNIOR, J. F.C. Litter production and seed rain in semideciduous forest fragments at different successional stages in the western part of the state of Paraná, Brazil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 28, n. 3, p. 392-403, 2014.
- VERGÍLIO, P. C. B.; KNOLL, F. R. N.; MARIANO, D. S.; DINARDI, N. M., UEDA, M. Y.; CAVASSAN, O. Effect of brushwood transposition on the leaf litter arthropod fauna in a cerrado área. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 37, p. 1158-1163, 2013.
- VIDAL, M. M.; PIVELLO, V. R.; MEIRELLES, S. T.; METZGER, J. P. Produção de serapilheira em floresta Atlântica secundária numa paisagem fragmentada (Ibiúna, SP): importância da borda e tamanho dos fragmentos. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 30, n. 3, p. 521-532, 2007.

- VITAL, A. R. T.; GUERRINI, I. A.; FRANKEN, W. K.; FONSECA, R. C. B. Produção de serapilheira e ciclagem de nutriente de uma floresta estacional semidecidual em zona ripária. **Revista Árvore**, v. 28, n. 6, p. 793-800, 2004.
- VITOUSEK, P. M.; GERRISH, G.; TURNER, D. R.; WALKER, L. R.; MUELLER-DOMBOIS, D. Litterfall and nutrient cycling in four Hawaiian montane rainforests. **Journal of Tropical Ecology**, v.11, p. 189-203, 1995.
- ZUQUIM, G.; COSTA, F. R. C.; PRADO, J. Redução de esforço amostral vs. retenção de informação em inventários de pteridófitas na Amazônia Central. **Biota Neotropica**, v. 7, n. 3, 2007.
- WERNECK, M. S.; PEDRALLI, G.; GIESEKE, L. F. Produção de serapilheira em três trechos de uma floresta semidecídua com diferentes graus de perturbação na estação ecológica do Tripuí, Ouro Preto, Minas Gerais. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 24, p. 195-198, 2001.

CAPITULO II

CARACTERIZAÇÃO DE BORDA EM FRAGMENTOS FLORESTAIS DO BIOMA MATA ATLÂNTICA COM BASE EM ÍNDICE DE VEGETAÇÃO

RESUMO - Este estudo foi realizado no bioma Mata Atlântica, na região do estado de São Paulo e teve como objetivo avaliar o efeito de borda em fragmentos florestais utilizando o NDVI (Índice de Diferença Normalizada) para avaliar a dinâmica de variação do efeito de desde a borda em direção ao centro dos remanescentes florestais. A área de estudo corresponde a uma cena de *Landsat* 120 x 120 km e a imagem utilizada foi correspondente ao mês de fevereiro do ano de 2010. Para cada fragmento foram gerados faixas “*buffers*” de 30 metros da borda em direção ao centro de cada fragmento e foi avaliado os valores de NDVI de cada pixel da faixa “*buffer*”. Verificamos que a hipótese de que a inclinação da relação entre NDVI e distância da borda é afetada pelo tamanho do fragmento não foi suportada ($R^2=0,022$; $p=0,160$) e que não houve diferença do intercepto da relação entre NDVI e distância da borda com o tamanho dos fragmentos ($R^2=0,032$; $p=0,087$). Os valores (mínimos) do NDVI observados na área núcleo diminuíram com o aumento tamanho do fragmento ($R^2= 0,052$; $p= 0,029$). Verificamos também que os fragmentos pequenos são mais homogêneos e ao analisar a distância do efeito de borda constatamos que a maior frequência de tamanho de borda nos fragmentos ocorreu na classe de distância de 25 a 50 metros indicando que estes fragmentos apresentam um “área núcleo” bem preservada.

Palavras-chave: NDVI, Floresta Atlântica, Faixa de *buffer*, Efeito de borda, Fragmentação.

CHARACTERIZATION OF EDGE IN FOREST FRAGMENTS OF ATLANTIC FOREST BIOMA BASED ON VEGETATION INDEX

ABSTRACT – This study was conducted in the Atlantic Forest biome, in the state of São Paulo, Brazil. The objective of this study was to evaluate the edge effect in forest fragments using the NDVI (Normalized Difference Index) to evaluate the dynamics of variation of the effect from the edge towards the center of forest remnants. The study area corresponds to a scene of Landsat 120 x 120 km and the image used corresponded to the month of February of the year 2010. For each fragment, buffers of 30 meters from the border were generated toward the center of each fragment and the values of NDVI of each pixel of the buffer were evaluated. We verified that the hypothesis that the **slope of** the relationship between NDVI and border distance is affected by the size of the fragment was not supported ($R^2 = 0.022$; $p = 0.160$) and that there was no difference in the intercept of the relationship between NDVI and border distance with the size of the fragments ($R^2 = 0.032$, $p = 0.087$). The NDVI (minimum) values observed in the core area decreased with increasing fragment size ($R^2 = 0.052$; $p = 0.029$). We also verified that the small fragments are more homogeneous and when analyzing the distance of the edge effect we verified that the greater frequency of border size in the fragments occurred in the distance class of 25 to 50 meters indicating that these fragments presents a "core area" well preserved.

Palavras-chave: NDVI, Atlantic Forest , Buffer, Edge effect, Fragmentation.

1 – INTRODUÇÃO

A fragmentação do habitat refere-se a um processo em que um habitat com uma grande área contínua é dividido em manchas menores e essas manchas são isoladas por uma matriz que é diferente do habitat de origem (Wilcove et al. 1986; Fahrig 2003). Esse processo ocasiona uma série de consequências, em um estudo atual, uma síntese de experimentos de fragmentação em vários biomas e escalas, e em cinco continentes demonstra que a fragmentação do habitat reduz a biodiversidade entre 13 a 75% e prejudica as funções-chave do ecossistema, diminuindo a biomassa e alterando os ciclos de nutrientes (Haddad et al. 2015).

Essas alterações ocorrem porque a fragmentação de habitats implica na perda de habitat, reduzindo o tamanho das florestas e aumentando a distância entre elas (Andren 1994). Essas alterações tornam o sistema mais suscetível ao *efeito de borda* que, de acordo com Murcia (1995), é o resultado da interação entre dois ecossistemas adjacentes, separados por transição abrupta, esse efeito pode ocorrer de forma mais intensa entre 10-100 m da borda da floresta como verificado em alguns estudos (Ries 2004; Laurance 2002), causando assim mudanças nas condições bióticas e abióticas (Murcia 1995; Ewers and Didham 2006), alterações no microclima da floresta nas comunidades biológicas e em vários processos ecológicos (Murcia 1995; Fox et al. 1997; Fahrig 2003; Riutta et al. 2016). Com o aumento da extensão da margem do *habitat* a vegetação presente na borda recebe uma maior quantidade de luz, provocando o aumento da temperatura e uma diminuição da umidade relativa desta região e a velocidade do vento também será maior na borda do que no interior do fragmento (Laurance 1997). Estas mudanças podem alterar significativamente as comunidades animais e vegetais residentes nessa região do fragmento conforme foi verificado em estudos recentes (Croacktt and Bebbber 2015; Riutta 2016). Espera-se que quanto menor o fragmento, maior o impacto do efeito de borda (Murcia, 1995).

Perturbações nas florestas podem levar à alteração na estrutura da vegetação, que também poderão resultar na perda de animais dispersores. Em consequência disso, são previstas alterações nos processos de auto-manutenção, regeneração e expansão da floresta (Pivello et al. 2006). Considerando essas perturbações e a velocidade de supressão dos remanescentes florestais, em decorrência do desenvolvimento econômico, exige a utilização de métodos capazes de produzir diagnósticos precisos a respeito da condição dos recursos florestais e capazes de subsidiar planos imediatos de conservação (Dalla Nora and Santos 2010). Portanto, compreender as causas e consequências Fragmentação do habitat é fundamental para a preservação Biodiversidade e funcionamento dos ecossistemas (Wilson et al. 2016). Entender como os processos e funcionamento dos ecossistemas respondem aos efeitos de borda é fundamental para os gestores florestais e conservacionistas que estudam tanto os efeitos do aumento da fragmentação florestal quanto as formas de mitigar os efeitos da fragmentação através do reflorestamento (Riutta et al. 2016).

A análise das perturbações da cobertura vegetal pode ser feita utilizando uma grande variedade de métricas. A literatura geral mostra estudos utilizando distribuição diamétrica das árvores (Felfili 1997; Felfili and Silva Junior 1988), taxas de deposição de serrapilheira (Jacobson et al. 2011; Valenti et al. 2008), estudos fitossociológico Longhi, et al. 2000) florísticos e fisionômicos (Pereira-Silva et al. 2004; Almeida et al. 2009). No entanto, a maioria desses estudos que medem diretamente aspectos da vegetação encontram problemas relacionados aos custos de execução, rapidez e replicabilidade espacial que limitam seu uso como indicadores em larga escala. Uma possibilidade alternativa é o uso de imagens orbitais e sensorialmente remoto na análise de padrões de alteração na cobertura vegetal (Danelichen et al. 2016). O uso de imagens orbitais é fundamental na detecção de mudanças da cobertura vegetal, estas imagens são transformadas nas chamadas imagens-fração (IF) e imagens índice de vegetação (IV) (Shimabukuro et al. 1998). O índice de vegetação utilizado para

caracterização de estudos de detecção de mudanças e caracterização da vegetação é o “índice de vegetação de diferença normalizada” o NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*), (Teixeira 2008).

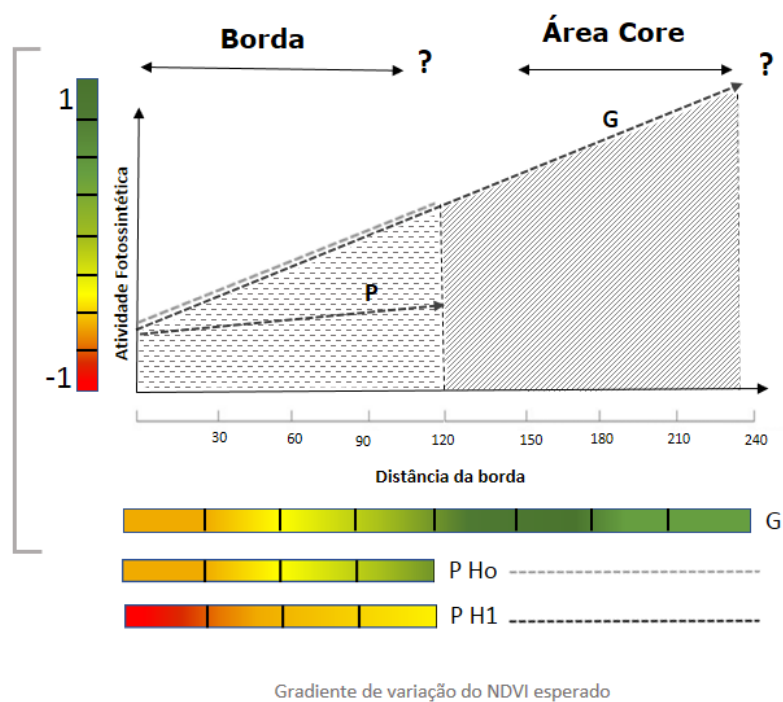
Muitos estudos têm utilizado o NDVI sobre diferentes aspectos, para avaliar a abundância e riqueza de aves (Mcfarland et al. 2012), verificar a relação temporal de NDVI-precipitação (Omuto et al. 2010), para detecção de degradação e regeneração (Eckert et al. 2015), para verificar a dinâmica do NDVI e sua relação com o clima, águas superficiais e subterrâneas (Fu and Burgher 2015). Neste trabalho Avaliaremos o NDVI para verificar a dinâmica da variação do NDVI da borda em direção ao centro dos fragmentos florestais.

Existem duas possibilidades gerais de modelos para a relação entre o NDVI e as variações observáveis da borda em direção ao centro de fragmentos (Figura 1A e 1B). Um modelo mais simples prediz um aumento linear do NDVI na direção do centro dos fragmentos. Espera-se que fragmentos pequenos tenham um acréscimo menor (menor inclinação da reta) do que em fragmentos maiores (Figura 1A). Um problema com esse modelo seria a dificuldade de estabelecer uma diferença categórica clara entre área sobre maior efeito da borda (“borda” propriamente dita) e uma área com efeitos atenuados ou inexistentes (“área nuclear”). Sob um modelo não-linear, as diferenças entre borda e área núcleo seriam mais evidentes. A área núcleo representa a região em que a curva já atingiu a assíntota (Figura 1B). Em todos os casos esperamos que os valores iniciais, expressos pelo intercepto das relações, seja igual entre fragmentos pequenos e grandes (Figura 1A e 1B) e assumimos que a borda dos fragmentos pequenos e grandes têm um nível de alteração semelhante, muito determinada pelo ecótono com as áreas antropizadas.

Considerando essas alternativas, nós primeiramente avaliamos qual desses modelos melhor descrevem as variações observadas na dinâmica do efeito de borda dentro de fragmentos em uma área do bioma Mata Atlântica e, partir do modelo melhor ajustado,

testamos **a hipótese** de que a variação do efeito de borda dependerá da relação de tamanho dos remanescentes florestais. **Nós hipotetizamos** então que fragmentos menores apresentarão um menor incremento de cobertura à medida que se avança ao seu interior. Isso se refletiria em uma menor inclinação. Uma causa principal para isso é a maior facilidade de um fragmento menor receber impactos do seu exterior, incluindo a entrada de gado ou o efeito de queimadas que partem da região antropizada. Da mesma forma, esperamos que os maiores valores de NDVI (assíntota do modelo não linear; figura 1B) sejam maiores nos fragmentos grandes do que nos pequenos e por estarem mais preservados e com uma área nuclear mais protegida dos impactos da matriz considerando sua maior distância dentro do fragmento.

(A)



(B)

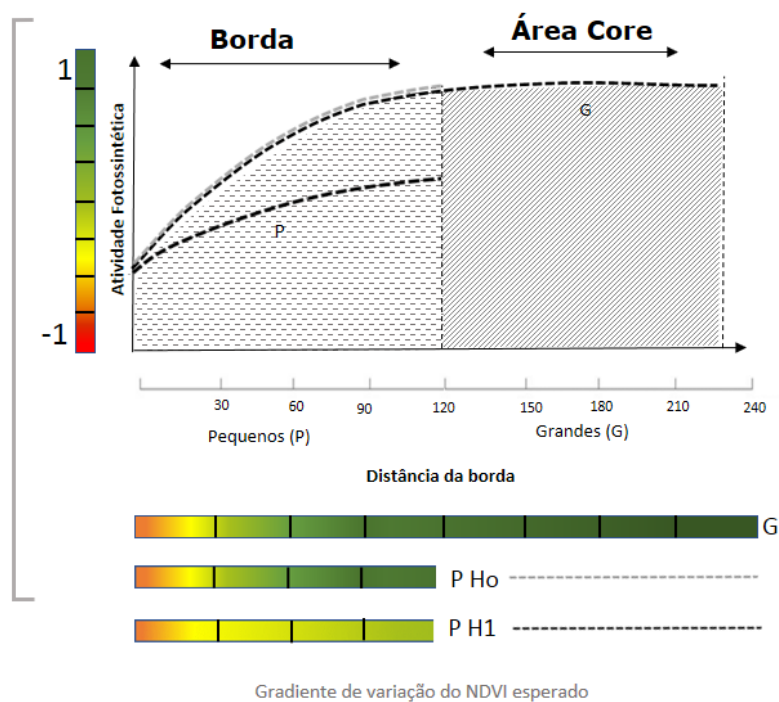


Figura 1. Padrão hipotético de efeito borda para fragmentos pequenos (P) e fragmentos grandes (G) em um modelo linear (A) e em um modelo não-linear (B).

2 – MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

A Mata Atlântica é formada por um conjunto de formações florestais como Ombrófila Densa, Ombrófila Mista, Estacional Semidecidual, Estacional Decidual e Ombrófila Aberta e ecossistemas associados como as restingas, manguezais e campos de altitude, que se estendiam originalmente por aproximadamente 1.300.000 km² em 17 estados do território brasileiro. Atualmente os remanescentes de vegetação nativa estão reduzidos a cerca de 22% de sua cobertura original e encontram-se em diferentes estágios de regeneração. Apenas cerca de 7% estão bem conservados em fragmentos acima de 100 hectares (MMA 2015). Foi escolhido como região amostral os domínios do bioma da Floresta Atlântica e para a realização do trabalho foram selecionados fragmentos do bioma Mata Atlântica localizados na região do estado de São Paulo (lat. 21°39'38.84"S. long. 50°49'34.39"W) Foi utilizada uma cena de *landsat* que compreende as cidades de Araçatuba, Andradina, Mirandópolis, Valparaíso, Birigui, Penápolis, Dracena, Junqueirópolis, Adamantina, Parapuã, Tupã, Santo Anastácio, Presidente Prudente, Rancharia, Pirapozinho, Paraguaçu Paulista (Figura 2).

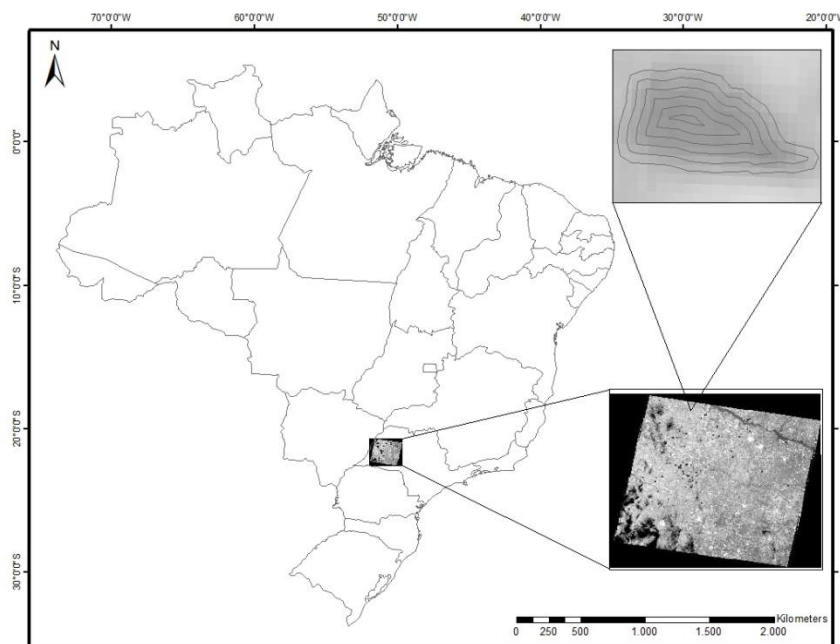


Figura 2 – Localização da área de estudo e demonstração do uso de faixas que foi utilizado na avaliação do NDVI.

A imagem utilizada foi correspondente ao mês de fevereiro do ano de 2010. Inicialmente a aquisição da imagem foi obtida através do sensor *Landsat5*. As cenas do *Landsat* foram sobrepostas aos *shapes* de Mata Atlântica. Posteriormente foram selecionados os fragmentos dentro da cena, onde, para cada fragmento foi calculado a área e o perímetro. No programa de estatística foi gerada a distribuição do fragmento de acordo com área e formato.

Nós utilizamos o Índice de Vegetação da Diferença Normalizada (NDVI) como um indicador da cobertura vegetal em cada célula de 30x30. Este índice é baseado em uma combinação aritmética que focaliza o contraste entre os modelos de respostas da vegetação nas faixas do vermelho e do infravermelho. A reflectância da cobertura vegetal na banda vermelha é baixa, aparecendo nas imagens em tons de cinza escuros, devido à absorção da clorofila existente nas folhas. Entretanto, no infravermelho próximo apresenta alta reflectância com tons de cinza claros devido a dispersão causada pela estrutura das folhas

(LILLESAND e KIEFER, 1994). Assim, o NDVI está relacionado com a densidade de vegetação e é obtido pela equação (ROUSE et al., 1974):

$$NDVI = (NIR-RED)/(NIR+RED)$$

Onde NIR corresponde aos valores de reflectância na banda do infravermelho próximo e RED aos valores de reflectância na banda do vermelho.

Após gerar os valores de NDVI foi feita uma individualização dos polígonos correspondentes a 97 fragmentos com tamanho que variaram de 5 a 200 ha. No programa ArcGis e em cada fragmento foram geradas faixas (“*buffers*”) a intervalos de 30 metros a partir da borda em direção ao centro de cada fragmento. Cada pixel no fragmento podia, portanto, ser associado a uma faixa específica de distância da borda, e com isso, médias, desvios, mínimos e máximos de NDVI por faixa puderam ser calculados.

Procedimentos Analítico

Para a análise dos fragmentos utilizamos os valores mínimos do NDVI por faixa de distância da borda. Esses valores podem indicar as áreas mais alteradas dentro de cada faixa e, por isso, serem um indicador mais confiável do efeito de borda.

Como não é possível fazer um ajuste não-linear com menos de 4 amostras, considerando o número de parâmetros de nosso modelo, apenas fragmentos com tamanho suficiente para que 4 faixas de distância fossem calculadas foram utilizados nas análises. Assim, do total de 100 fragmentos selecionados utilizamos 97 fragmentos nas análises.

O primeiro passo da análise foi o ajuste através de regressão linear simples com os valores da distância da borda (faixas) como variável independente e do mínimo do NDVI na faixa como variável dependente. As análises foram feitas independentemente para cada fragmento, gerando 97 análises de regressão, incluindo valores de intercepto, inclinação e

coeficiente de determinação (R^2). Da mesma forma, ajustamos o modelo não-linear para todos os fragmentos utilizando as mesmas variáveis. O modelo não linear foi ajustado de acordo com a equação seguinte:

$$y = \frac{2 \cdot b_3 \cdot e^{(b_2 + b_1 x)}}{1 + e^{(b_2 + b_1 x)}} - 1$$

Onde:

$$\text{Inclinação} = b_1$$

$$\text{Intercepto} = \frac{2 \cdot b_3 \cdot e^{b_2}}{1 + e^{b_2}} - 1$$

$$\text{Assintota} = 2 \cdot b_3 - 1$$

A estrutura dessa equação foi construída a partir de um modelo de equação logística clássica, mas incluindo algumas características das informações de NDVI avaliadas nesse estudo. Em primeiro lugar está o fato dos valores de NDVI variarem entre -1 e 1. Assim, a equação logística original foi transformada com a adição do termo “- 1” e da multiplicação da equação inteira pelo fator 2, de forma a ajustar-se a essa situação. No modelo de regressão logística original a assíntota é fixada no valor 1. Em nosso caso, introduzimos um parâmetro, b_3 , que permitiu estimar valores diferentes de assíntota para cada fragmento.

Ao final desse processo avaliamos a qualidade de ajuste dos modelos lineares e não-lineares através do índice de informação de Akaike (AIC) (Bodzogán 1997). O AIC é útil no processo de seleção de modelos e valores de AIC menores do que 2 representam modelos adequados. Para o cálculo do melhor modelo calculamos o delta AIC que representa a diferença entre o pior e o melhor modelo. Nesse caso, o melhor modelo recebe o valor zero.

Para avaliar o efeito do tamanho sobre os parâmetros ajustados no melhor modelo descrevendo o efeito de borda, nós fizemos regressões lineares simples entre a área do fragmento e parâmetros como o intercepto, inclinação, assíntota e diferença entre máximo valor de NDVI dentro e na borda do fragmento (Delta NDVI). Todas as análises de regressão foram feitas observado os pressupostos de homogeneidade de variância e normalidade, e testados de acordo com Zar (1989). Biostatistical Analysis

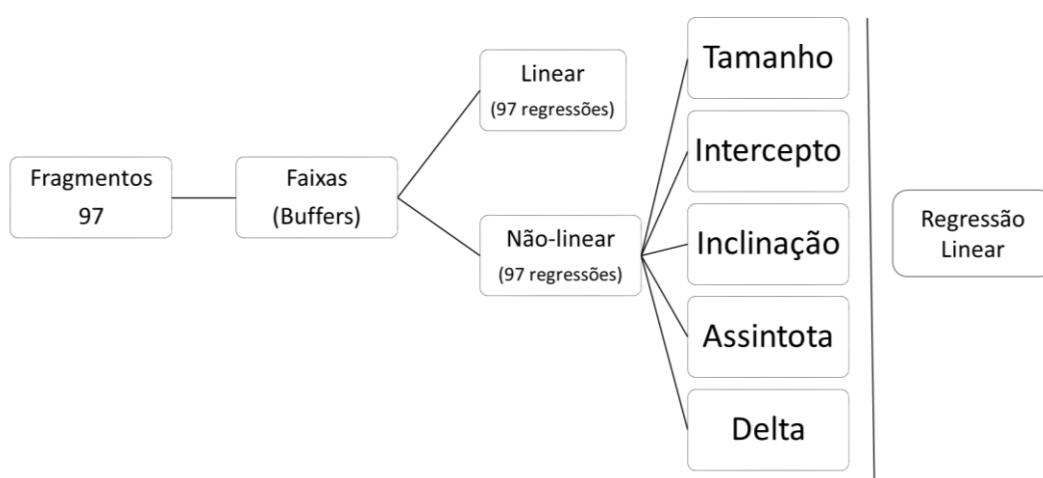


Figura 3. Resumo esquemático do procedimento metodológico utilizado para análise dos dados.

3. RESULTADOS

3.1 Avaliação da dinâmica dos valores do NDVI

Para uma avaliação ampla e detalhada da dinâmica de distribuição do NDVI foram selecionados um total de 9 fragmentos que representam o grau de variação de tamanho nos 97 fragmentos da Mata Atlântica analisados.

Em geral, é fácil observar que as relações não-lineares descrevem melhor a dinâmica dos valores do NDVI. Dessa forma, observa-se áreas com menores valores de NDVI (interpretados como áreas alteradas) nas faixas de 30 a 50 m. A partir desse ponto a inclinação das curvas se tornam mais acentuadas, indicando que existe um aumento abrupto dos valores do NDVI. A partir de um determinado momento, os valores de NDVI apresentam uma estabilidade, interpretada como uma cobertura vegetal maior e mais homogênea, que provavelmente está relacionada com a área núcleo da maioria dos fragmentos. Esse padrão geral pode ser observado em todos os fragmentos apresentados nas figuras 4 e 5, sendo ainda mais evidente nos fragmentos maiores da Figura 6.

Uma observação geral da variação de NDVI nos mapas dos fragmentos mostra uma nítida heterogeneidade nas áreas de borda (Figura 4, 5, 6). Em um mesmo fragmento (*e.g.* no fragmento apresentado nas figuras 5D e 4B), é possível observar um lado da borda bem preservada e do lado oposto a borda está altamente alterada. Assim, diferentes bordas no mesmo fragmento parecem com frequência apresentar uma grande variação de alteração ambiental interpretada a partir de valores baixos de NDVI (variando entre 0.350 e 0.580). Nos fragmentos menores as alterações da cobertura vegetal são ainda mais visíveis, possivelmente devido à maior susceptibilidade aos fatores externos, como queimadas, entrada de animais, etc. Nos fragmentos maiores, esses fatores externos tornam-se menos impactantes a uma certa distância da borda, mas eles ainda apresentam bordas com valores de NDVI muito

variáveis (e.g. figura 6). Isso equivale dizer que sua porção interna mantém uma área mais preservada que pode ser denominada de área *core* ou área núcleo.

Mas essa configuração de área núcleo preservada pode não ocorrer em alguns fragmentos, observamos alguns casos (fragmentos **4F**, **6B**) em que a maior porção de cobertura vegetal estava disposta apenas de um lado do fragmento e isso ocorreu tanto em fragmentos de maiores tamanhos como nos de menores tamanhos. Observamos também fragmentos totalmente alterados com pouca cobertura vegetal como ocorre com o fragmento **5B**. e não apresentou uma área bem definida.

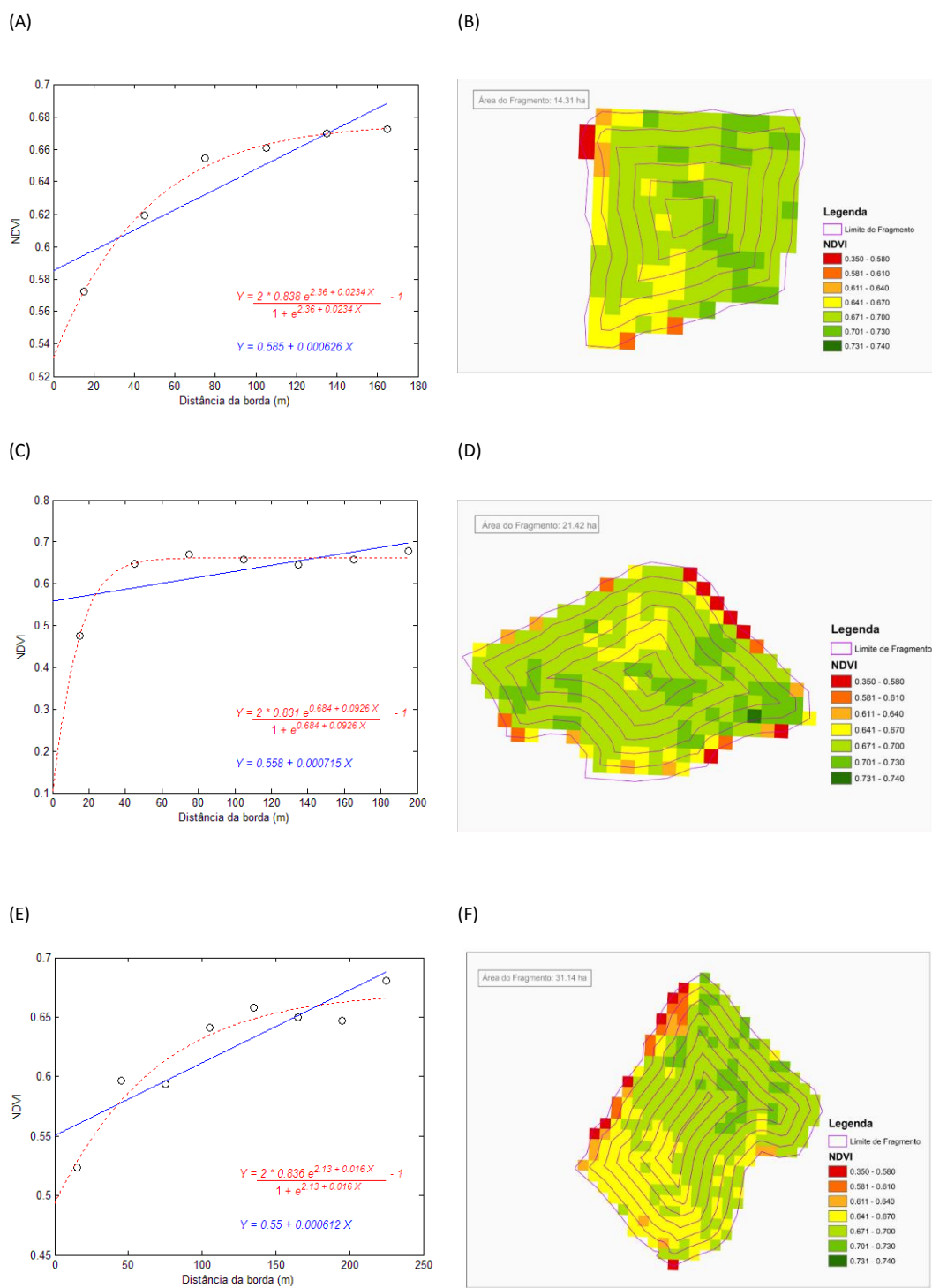


Figura 4. Representação dos 9 fragmentos selecionados, a esquerda estão as análises (Média e Desvio Padrão) dos valores do NDVI e a direita os fragmentos e seus respectivos valores de NDVI.

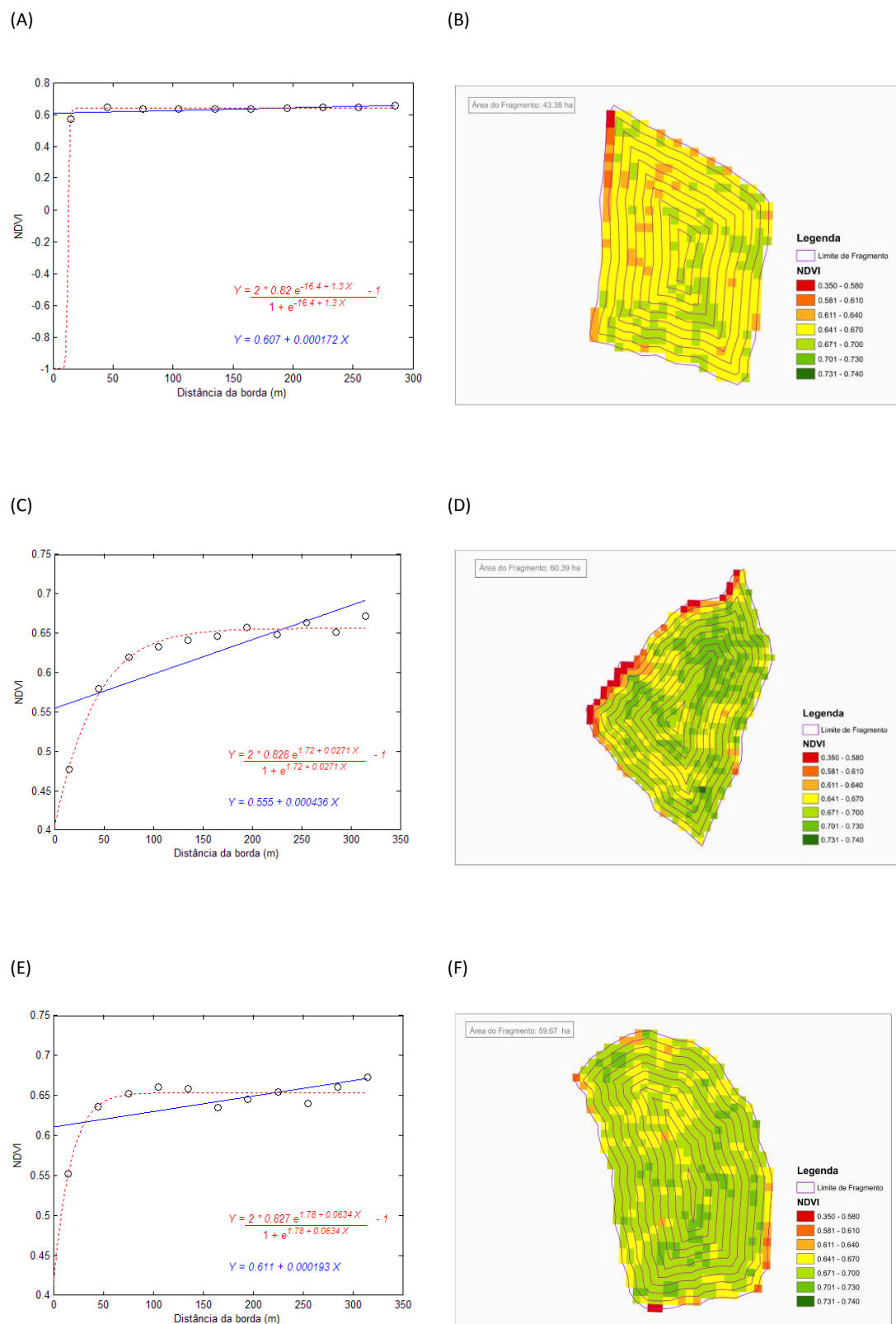
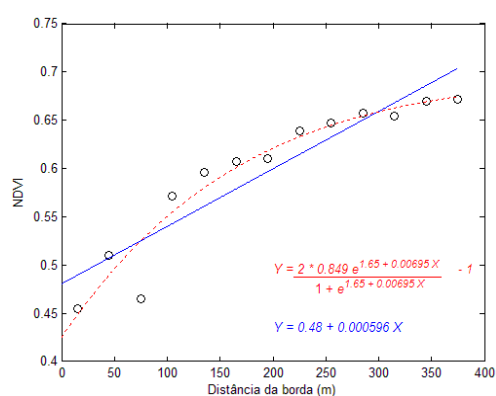
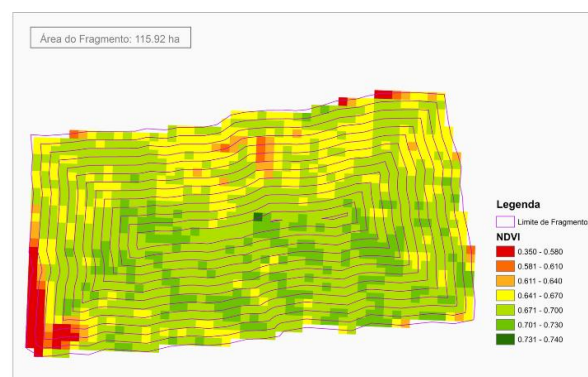


Figura 5. Representação dos 9 fragmentos seleccionados, a esquerda estão as análises (Média e Desvio Padrão) dos valores do NDVI e a direita os fragmentos e seus respectivos valores de NDVI.

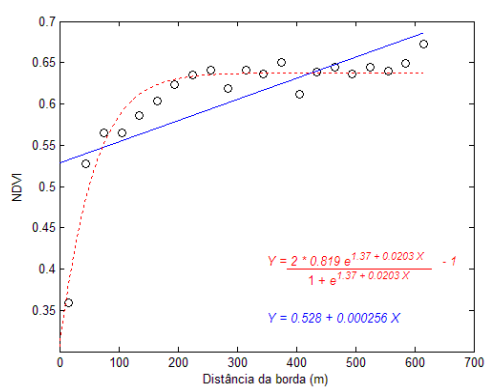
(A)



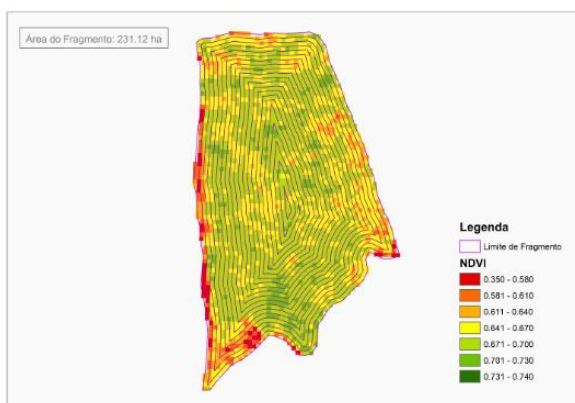
(B)



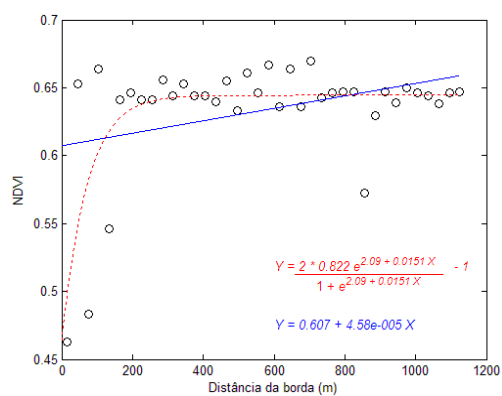
(C)



(D)



(E)



(F)

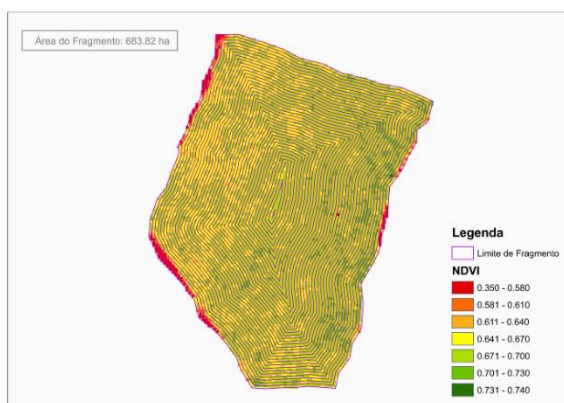


Figura 6. Representação dos 9 fragmentos selecionados, a esquerda estão as análises (Média e Desvio Padrão) dos valores do NDVI e a direita os fragmentos e seus respectivos valores de NDVI.

3.2 Avaliação dos modelos lineares e não-lineares

Considerando o critério de Akaike (AIC), 93.8 (%) dos fragmentos apresentaram melhor ajuste pelo modelo não-linear para os dados de mínimo de NDVI em cada faixa “buffer”. Apenas 6 dos fragmentos apresentaram melhor ajuste ao modelo linear, mas em todos os casos eles podem ser considerados equivalentes aos modelos não-lineares ($AIC < 2$). O que indica que o modelo não-linear foi mais eficiente para descrever os resultados considerando todo o banco de dados disponível. Na análise da variação dos valores da média do NDVI, 76.2% fragmentos apresentaram melhor ajuste pelo modelo não-linear e destes apenas 6 foram equivalentes aos modelos lineares. Verificamos que 23.7% dos fragmentos apresentaram o melhor ajuste no modelo linear mas destes, 21.6% foram equivalentes aos modelos não-lineares, este resultado indica que a análise não-linear também é mais eficiente para descrição desses resultados. Para o caso da amplitude de variação do NDVI em relação às classes de distância da borda, 64.9% fragmentos apresentaram melhor ajuste pelo modelo não-linear, 18 dos quais equivalentes aos modelos lineares. Para essa variável a quantidade de fragmentos melhor ajustados ao modelo linear foi maior (34 %) dos quais apenas 15 deles equivalentes a modelos não-lineares. Assim, 19 fragmentos foram ajustados exclusivamente aos modelos lineares.

No geral, os modelos não-lineares mostraram uma vantagem homogênea para as variáveis mínimo e média do NDVI nas classes de distância. No caso da variável amplitude do NDVI essa vantagem foi menor, mas ainda com melhores resultados para os modelos não lineares. Considerando esse resultado, as análises que seguem (Figuras 7, 8, 9,10) foram feitas exclusivamente utilizando os modelos não-lineares.

3.3 Utilização dos modelos não-lineares para avaliação do intercepto, inclinação, assíntota e delta

A variação dos valores da diferença entre o máximo do NDVI na área nuclear em relação ao NDVI na borda aumenta com o tamanho dos fragmentos (Figura 7). Esse resultado suporta a hipótese de que os fragmentos pequenos apresentam maior homogeneidade nos valores de NDVI. Nossa hipótese de que a inclinação da relação entre NDVI e distância da borda é afetada pelo tamanho do fragmento não foi suportada ($R^2=0,022$; $p=0,160$; Figura 8). Não houve diferença do intercepto da relação entre NDVI e distância da borda com o tamanho dos fragmentos ($R^2=0,032$; $p=0,087$; Figura 9). Isso suporta nossa premissa original de que os diferentes fragmentos apresentam valores de NDVI na borda semelhantes e independente de seu tamanho. Além disso, a maior parte dos valores de intercepto variaram entre 0 e 0.1, sugerindo um alto nível de alteração (Figura 9). Em alguns casos as estimativas de intercepto foram valores muito altos (Figura 9). Nesses casos ou o fragmento era muito pequeno ou os valores observados de NDVI são muito semelhantes entre a borda e a área nuclear.

Por outro lado, o valor mínimo do NDVI observados na área núcleo (estimados pela assíntota do modelo não linear) diminuíram com o aumento tamanho do fragmento ($R^2=0,052$; $p=0,029$, Figura 10). As áreas nucleares dos fragmentos variaram entre um NDVI de 0.6 e 0.7, na maioria dos fragmentos (Figura 10).

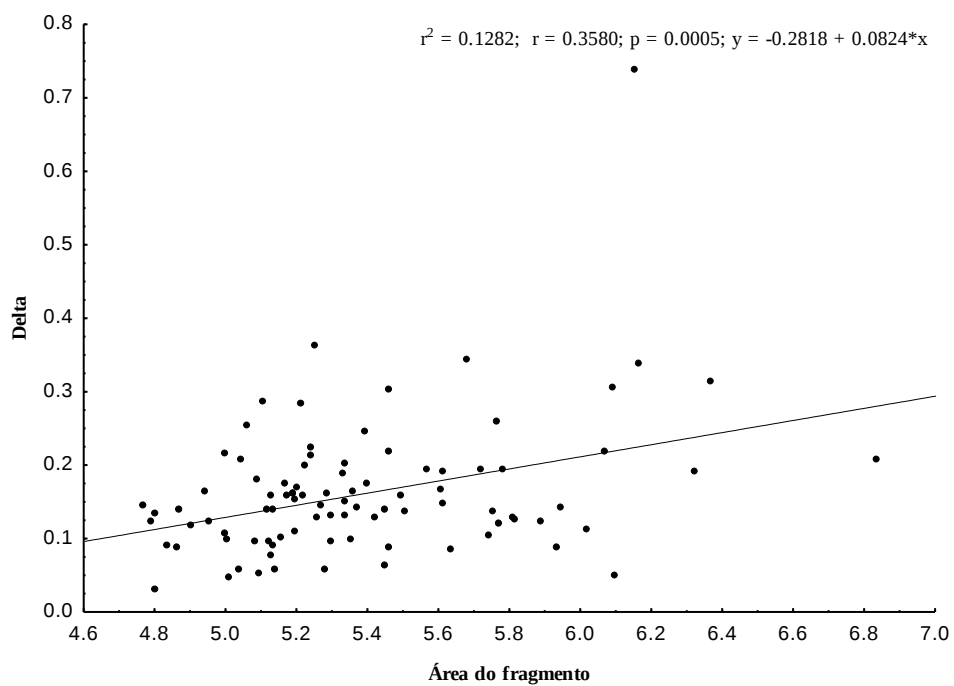


Figura 7. Análise dos valores de delta em relação ao tamanho da área dos fragmentos

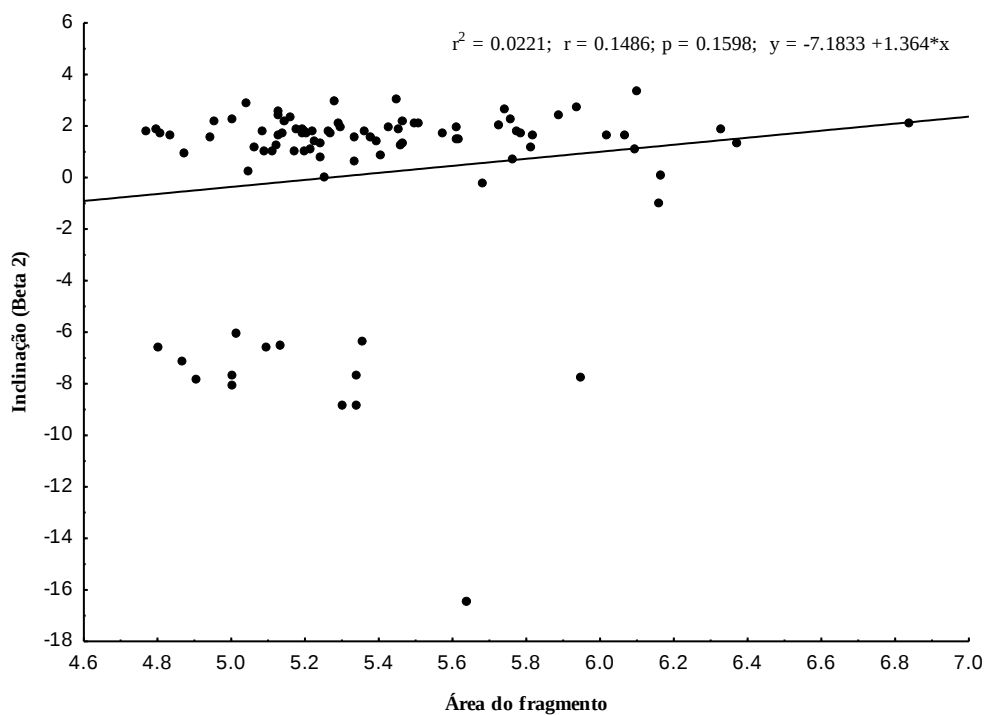


Figura 8. Análise da relação da inclinação com o tamanho do fragmento.

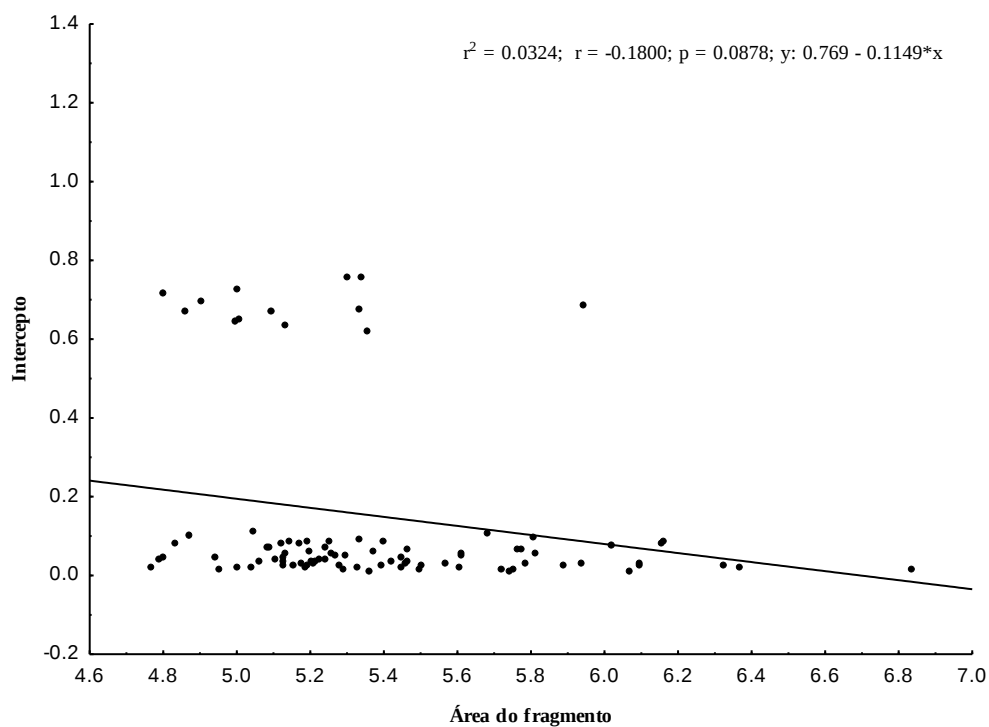


Figura 9. Análise do intercepto em relação ao tamanho dos fragmentos.

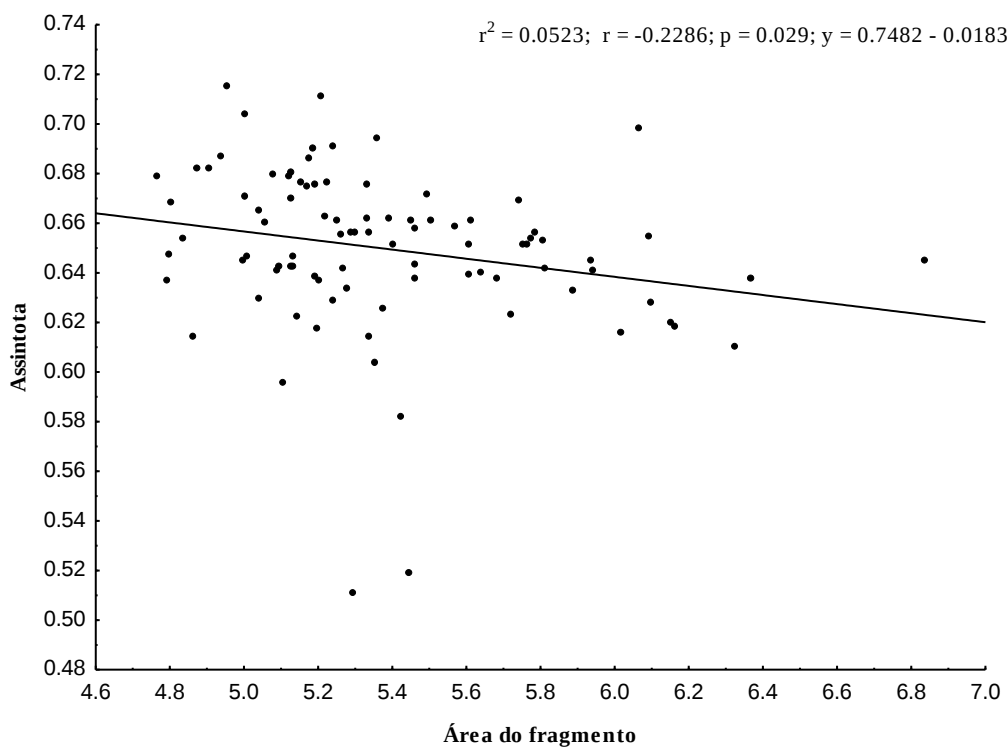


Figura 10. Análise da assíntota em relação ao tamanho do fragmento

3.4 Tamanho do efeito de borda nos fragmentos florestais

Consideramos uma estimativa robusta para a porção do fragmento sujeita a efeito de borda a área até o ponto no qual os valores de NDVI são de 95% do valor estimado para a assíntota do fragmento. Considerando esse limiar, não encontramos relação entre o tamanho da bora e a área do fragmento ($r^2 = 0,0007$, $p = 0,7991$). Na maioria dos fragmentos (69%) o tamanho da borda foi menor que 100 metros em direção ao seu interior (Figura 10). A maior frequência de tamanho de borda nos fragmentos ocorreu na classe de distância de 25 a 50 metros. No máximo 6% dos fragmentos o tamanho estimado da borda esteve nas classes de distância acima de 125 metros.

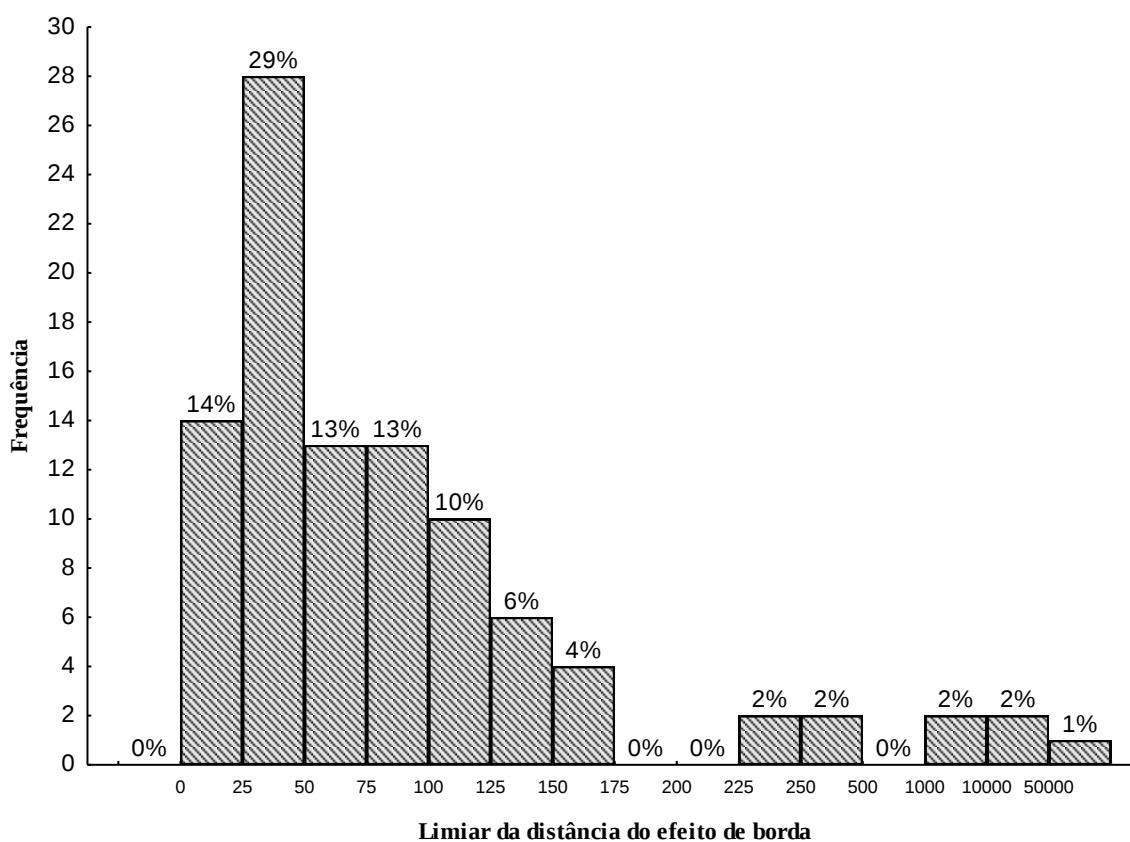


Figura 10. Distribuição de frequências da distância de alcance do efeito de borda dentro dos fragmentos estudados. O limiar de distância para o efeito de borda foi estimado como sendo o a distância dentro do fragmento com 95% do valor de NDVI da assíntota estimada pelo modelo não-linear.

4. Discussão

4.1 *Modelo generalizado do efeito de borda*

O modelo não-linear apresentou um melhor ajuste dos dados para a avaliação da dinâmica do NDVI nos fragmentos do bioma Mata Atlântica. Em estudos realizados em regiões do Bioma Cerrado (Santana et al. 2010) e outras formações florestais o modelo não-linear também foi o mais adequado para descrever a variação do NDVI em ecossistemas florestais (Gamon 1995). No entanto, duas conclusões importantes decorrem do ajuste ao modelo não-linear. Em primeiro lugar, é possível identificar a existência de áreas núcleo com maiores valores de NDVI associados à assíntota do Modelo. Por outro lado, como o crescimento é contínuo da borda para o interior, não existe uma borda abrupta. O ajuste a esse modelo suporta a existência de uma área núcleo com maiores valores de NDVI.

Nossa interpretação é que esses maiores valores representam áreas mais preservadas com maior complexidade da vegetação. Portanto, o ajuste ao modelo não-linear, mais do que uma etapa de análise para favorecer as considerações que vão seguir, é a definição de um modelo teórico de funcionamento de bordas nesses sistemas. Os resultados de que tanto o intercepto quanto a inclinação dos ajustes não-lineares não serem afetados pelo tamanho dos fragmentos sustentam uma interpretação de que os fragmentos têm um padrão geral de efeito de borda similar. Isso tem uma grande vantagem já que um único modelo geral pode descrever razoavelmente bem o comportamento desses fragmentos.

A existência de um modelo geral descrevendo os fragmentos de Mata Atlântica estudados se reflete no fato de que a distância da borda a partir da qual a área núcleo começa não dependeu do tamanho do fragmento. Isso sugere que as causas do efeito são percebidas da mesma forma nos fragmentos de diferentes tamanhos.

4.2 Dinâmica de configurações de borda

Paradoxalmente, apesar da maioria dos parâmetros estudados sugerir que o efeito de borda funciona de forma similar entre os fragmentos, existiu uma grande heterogeneidade de valores de NDVI entre as diferentes bordas nos mesmos fragmentos. Essa variação de valores do NDVI revela a principal característica dos fragmentos da Mata Atlântica que é a heterogeneidade de habitats. Na área deste estudo, em muitos casos, diferentes faces dos fragmentos apresentam bordas com diferentes níveis de degradação. Isso supostamente implica da qualidade da matriz, de modo que quanto mais contrastante for a matriz em relação à floresta, maior será a distância do efeito de borda. Isso sugere que os tipos de atividades ou o histórico particular de cada face do fragmento tem um efeito decisivo nos valores observados de NDVI. Por exemplo, é possível que um fragmento tenha uma face voltada para uma área de pastagem e outra para uma área de plantio. Nossos resultados sugerem que o tipo de matriz imediatamente contíguo à pastagem poderia explicar as variações observadas de qualidade das bordas e contribuir largamente para a heterogeneidade observada nas bordas dos fragmentos.

As áreas de matriz dos fragmentos florestais têm grande influência no efeito de borda, podendo aumentar ou reduzir seu efeito. Fragmentos com bordas contíguas a áreas com plantação de eucalipto podem conter o efeito de borda (Nascimento et al. 2010). Dessa forma, a proximidade a regiões de silvicultura poderia explicar o nível de preservação da borda de um fragmento. Isso pode ser observado em muitos dos fragmentos estudados (*e.g.* Figuras 4,

5, 6). É possível considerar que quanto maior a densidade e estrutura vertical da vegetação da matriz, menores serão os efeitos de borda percebidos no fragmento. Dessa forma, é possível prever que áreas de monoculturas de grãos (soja, milho) e pastagem devem produzir um efeito de borda maior do que uma matriz de Eucalipto. Matrizes de pastagem e Eucalipto foram comuns na área de estudo e explicam as variações observadas. Por outro lado, é possível que muitos dos remanescentes florestais circundados por monoculturas podem estar bem conservados por fornecerem serviços ambientais essenciais (Farah et al. 2017) percebidos pelos proprietários rurais. No entanto, não é possível avaliar essa hipótese com os dados desse trabalho.

Além dos fatores antrópicos que causam a heterogeneidade, podemos citar ainda as perturbações naturais como promotores de heterogeneidade espacial no sistema. A forma mais visível de perturbação em ambientes de florestas é a formação de clareiras, causadas pela queda de árvores, formando uma abertura no dossel (Green 1996; Arruda and Cunha 2012). Esses ambientes apresentam diferenças nos níveis de luminosidade, temperatura e umidade (Li and Reynolds 1994). Espera-se que ambientes heterogêneos apresentem uma maior variedade de recursos o que acarreta maior quantidade de nichos, favorecendo a maior diversidade de espécies (Bazzaz 1975) diminuindo a chance de exclusão competitiva entre estas espécies (Connel 1978; Ricklefs 2004).

Uma explicação para as assíntotas serem ligeiramente menores em fragmentos grandes é que os fragmentos grandes são mais heterogêneos, isso é um fator fundamental uma vez que os habitats estruturalmente complexos e mais diversos acarretam no aumento da diversidade de espécies (Macarthur and Macarthur 1961) e de áreas-com perturbações naturais com citado anteriormente. Como a assíntota é uma estimativa média ela fica sensível a esses fatores.

4.3 Distância do efeito de borda

A distância até onde o efeito de borda pode ser identificado esteve entre 25 a 50m da borda em direção ao centro desses fragmentos. Esse resultado condiz com outros estudos realizados sobre efeito de borda que observam que este efeito pode ocorrer até 40 metros (Kapos 1989). Em estudos realizados por Rigueira et al. (2012), foi verificado a disponibilidade de luz através do adensamento foliar médio total nos fragmentos florestais, que se tornou mais acentuado a partir dos 30 m de distância da borda. Esse resultado, indica uma maior disponibilidade de luz até essa distância. O efeito também pode atingir até 100 metros para dentro do fragmento (Laurance et al. 1998; Laurance et al. 2002; Lovejoy et al. 1983). Em alguns casos, onde a borda do fragmento interage com ambientes urbanos, os indicadores abióticos (temperatura, radiação solar, umidade relativa) sugerem que o efeito de borda atinja distâncias próximas a 70 m (Blumenfeld et al. 2016). No nosso estudo, a distância em que o efeito de borda avança em direção ao centro do fragmento indica que a maioria dos fragmentos mantiveram a sua área a núcleo preservada. No entanto, houve algumas poucas exceções nas quais a área núcleo não era tão bem definida. Por outro lado, todos esses resultados, tomados em conjunto, sugerem que as causas do efeito de borda são relativamente homogêneas na área de estudo.

Estudos realizados na Mata Atlântica (Magnago 2015; Ramos and Santos 2006) e na Amazônia (Camargo and Kapos 1995) têm demonstrado a existência de fortes diferenças de microclima e estrutura da vegetação da borda para o interior de fragmentos. Um dos resultados mais relevantes é que os habitats de borda são significativamente mais suscetíveis a ventos fortes, menor umidade e temperaturas de ar mais altas do que os interiores da floresta (Murcia 1995; Tabarelli et al. 2004). O microclima pode ser considerado o principal fator que explica a diferença entre a estrutura da vegetação do borda da floresta e o interior da floresta.

Até mesmo os grandes fragmentos florestais da Mata Atlântica podem ser impactados por efeitos de bordas negativas (Magnago et al. 2015). De acordo com acordo com Laurance et al. (2001), a falta de água e o aumento da temperatura do ar na borda da floresta pode causar mudanças fisiológicas que desempenham um papel relevante na mortalidade das árvores.

Um dos possíveis fatores controlando o efeito de borda é o padrão de mortalidade das espécies que ocorrem na borda, tanto devido a mudanças abióticas quanto biótica, e que levam a diminuição na qualidade do habitat. No entanto, as consequências do aumento da quantidade de matriz na paisagem, com o avanço da agropecuária e cana de açúcar da região (Moraes et al. 2017; Ferreira et al. 2015), pode levar ao isolamento e diminuição da variabilidade genética próximo as bordas e consequentemente perda de riqueza (Young 1996, Delamônica et al, 2001; Gimenes and Anjos). É importante observar que a sucessão em florestas em terras tropicais degradadas geralmente é diminuída por bancos de semente empobrecidos e baixas taxas de dispersão de sementes (Duncan and Duncan, 2000). Se as taxas de quedas de árvores e surgimento de clareiras são maiores perto das bordas, a demora no processo de substituição e ocupação dessas áreas pelo processo de sucessão favorece que áreas maiores do fragmento ainda estejam sob o efeito de borda. Por outro lado, podemos também prever que as alterações causadas por fatores externos podem estar levando a homogeneização de espécies nas áreas de borda que consequentemente podem estar propiciando uma resposta similar ao efeito de borda na maioria dos fragmentos.

Ao contrário do esperado, a inclinação entre NDVI e distância de Borda não foi afetada pelo tamanho do fragmento. Esse resultado indica que fragmentos maiores ou menores também podem estar sujeitos a processos de alteração que levam a resultados semelhantes no padrão de variação do NDVI. Se isso for analisado com o resultado acima de que a distância de efeito da borda também não foi dependente da área, a consequência é que as respostas gerais dos fragmentos são bem semelhantes. Além disso, se a distância do efeito

da borda é sempre a mesma, só fragmentos maiores que 50m de raio podem manter uma área preservada e fragmentos menores que isso podem ser considerados totalmente de borda. A quantidade total de cobertura vegetal original em uma paisagem é um preditor eficiente da diversidade de espécies preservadas na paisagem (Fahrig 2002). Esse padrão pode ser observado também em fragmentos de Mata Atlântica (Rocha-Santos 2017). Considerando nossos resultados, apenas fragmentos maiores com uma área central com maior qualidade devem ser considerados como de alto valor para a conservação sob essa visão. Nossos resultados sugerem que fragmentos com distância do seu centro à borda maiores do que 50m podem apresentar uma área núcleo sob pouco efeito de borda o que diminui muito a quantidade total de vegetação de qualidade na paisagem.

4.4 A homogeneidade de fragmentos pequenos

Na literatura tem sido relatado que os efeitos de borda tendem a ser mais intensos em fragmentos pequenos (Metzger 1999). Nossos resultados corroboram essa visão já que os fragmentos pequenos apresentam uma maior homogeneidade nos valores do NDVI. Esses resultados corroboram outras observações sobre o estado de conservação de fragmentos pequenos da Mata Atlântica (Silva and Tabarelli 2000). Os fragmentos pequenos exibem alta perturbação que os leva a alterações progressivas na composição florística, devido ao efeito de borda ao qual estão expostos. Esses efeitos incluem o aumento da incidência de ventos (Laurance 1997), o aumento das taxas de mortalidade de espécies arbóreas e consequente abertura de clareiras próximos às bordas (Williams-Linera 1990; Ferreira and Laurance 1997; Laurance et al. 1998). Em um estudo realizado em fragmentos da Mata Atlântica (Thier and Wesenberg 2016) foi observado que o estabelecimento de habitats afetados pelos efeitos de borda leva ao empobrecimento e homogeneização das espécies arbóreas através da dominância e proliferação das espécies pioneiras nas bordas florestais de paisagens tropicais

severamente fragmentadas. Por outro lado, as espécies não-pioneiras são muito menos abundantes e propensas à morte nas bordas (Silva et al. 2017). Como as espécies pioneiras tem crescimento rápido e pouco tempo de vida, sugere-se a homogeneização dos valores do NDVI encontrados nos fragmentos florestais do nosso estudo podem estar relacionados a grande proliferação (e densidade?) dessas espécies, que em breve possivelmente irão entrar em declínio.

5. Considerações Finais

1. Os fragmentos estudados apresentam um padrão geral de resposta ao efeito de borda independente de seu tamanho e que pode ser descrito de forma clara por um modelo não linear

2. Os fragmentos apresentam uma área núcleo identificável com maiores valores de NDVI. No entanto, a assíntota (maiores valores observados de NDVI nos fragmentos) foi dependente do tamanho dos fragmentos, tendo diminuído levemente em fragmentos grandes.

3. O modelo não-linear adotado para descrever a configuração da borda dos fragmentos florestais foi fundamental para uma compreensão mais eficaz da dinâmica do efeito de borda nos fragmentos da área de estudo,

4. Através do um modelo não-linear, foi possível observar as diferenças entre borda e área núcleo com mais evidência quando comparado com o modelo não-linear.

5. Nos fragmentos grandes, mesmo apresentando elevado efeito de borda conseguem preservar boa parte de sua área nuclear a qual é responsável pela manutenção de espécies indispensáveis a sustentabilidade de fragmentos florestais.

6. Em fragmentos muito pequenos o efeito de borda pode adentrar nas porções mais internas deste, não havendo diferenciação de área de núcleo mais protegida dos efeitos de borda, ou seja, apresenta completamente tomado pelo efeito.

7. O desenvolvimento de modelos que permitam avaliar o efeito de borda em grande escala é fundamental para propiciar a adoção de medida de conservação para áreas do Bioma Mata Atlântica que cada vez mais tem sido mais fragmento e necessita de medidas de proteção eficazes e urgentes.

CONSIDERAÇÕES FINAIS DA TESE

Os estudos aqui analisados e que foram realizados no bioma Cerrado apresentaram uma série de lacunas, o que impossibilitou uma melhor avaliação da produção de serapilheira em uma escala mais ampla. Nesse sentido, o estudo contribuirá para que estudos posteriores sobre produção de serapilheira no Cerrado sejam capazes de preencher as lacunas aqui encontradas.

No bioma Mata Atlântica foi verificado através do Índice de Vegetação da Diferença Normalizada (NDVI) e de um modelo não-linear o estado de conservação dos fragmentos florestais. Deste modo, este estudo tem uma grande contribuição para que futuras pesquisas também possam utilizar modelos não lineares para a avaliação de fragmentos em grandes escalas. E através deste conhecimento, verificar o estado de conservação dos fragmentos com a finalidade de realizar propostas de manejo mais preciso.

LITERATURA CITADA

- Almeida Jr EB, Olivo MA, Araújo EL, Zickel CS (2009) Caracterização da vegetação de restinga da RPPN de Maracaípe, PE, Brasil, com base na fisionomia, flora, nutrientes do solo e lençol freático. *Acta bot bras* 23:36-48. doi: 10.1590/S0102-33062009000100005
- Andren H (1994) Effects of Habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos*, 71:355-366. doi: 10.2307/3545823
- Arruda EC, Cunha CN (2012) Características de Clareiras e seus efeitos sobre riqueza de espécies em floresta monodominante de *Vochysia divergens*. *Oecol Austr* 16:832-845. doi: doi.org/10.4257/oeco.2012.1604.08
- Bazzaz FA (1975) Plant species diversity in old-field successional ecosystems in southern Illinois. *Ecology* 56: 485-488. doi: 10.2307/1934981
- Blumenfeld EC, Santos RF, Thomaziello SA et al (2016) Relações entre tipo de vizinhança e efeitos de borda em fragmento florestal. *Ciênc Florest* Sant Mar 26:1301-1316. doi: 10.5902/1980509825150
- Bozdogan H (1987) Model selection and Akaike's Information Criterion (AIC): The general theory and its analytical extensions *Psychometrika* 52:345-370. doi: 10.1007/BF02294361
- Camargo JLC, Kapos V (1995) Complex edge effects on soil moisture and microclimate in central Amazonian forest. *J Trop Ecol* 11:205–211
- Connell JH (1978) Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science* 199:1302-1308. doi: 10.1126/science.199.4335.1302
- Crockatt ME, Bebbier DP (2015) Edge effects on moisture reduce wood decomposition rate in a temperate forest. *Glob Change Biol* (2015) 21:698–707. doi: 10.1111/gcb.12676
- Dalla Nora EL, Santos JE (2010) Análise da dinâmica sazonal de duas formações florestais do bioma mata atlântica com base em índices de vegetação. *Perspect* 34:41-51. www.uricer.edu.br/site/pdfs/perspectiva/125_73.pdf
- Danielchen VHM, Biudes MSB, Machado NG et al (2016) Uso do sensoriamento remoto na estimativa do índice de área foliar em floresta tropical. *Ciênc e Nat*, Santa Maria 38: 1352-1360. doi:10.5902/2179460X19917
- Delamônica P, Laurance WF, Laurance, SG (2001) "A fragmentação da paisagem." *Florestas do Rio Negro*. São Paulo: Companhia das Letras: UNIP.
- Duncan RS, Duncan VE (2000) Forest succession and distance from forest edge in an Afro-tropical Grassland. *Biotropica* 32: 33-41. doi:10.1111/j.1744-7429.2000.tb00445.x

- Eckert S, Husler F, Liniger H et al (2015) Trend analysis of MODIS NDVI time series for detecting land degradation and regeneration in Mongolia. *Jour of Arid Env* 113:16-28. doi: 10.1016/j.jaridenv.2014.09.001
- Ewers RM, Didham RK (2006) Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biol Rev* 81:117-42. doi: 10.1017/S1464793105006949
- Fahrig L (2003) Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annu Rev Ecol Evol Syst* 34:487-515. doi: 10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419
- Fahrig, L (2002) Effect of habitat fragmentation on the extinction threshold: a synthesis. *Ecol Appl* 12: 346–353. doi: 10.2307/3060946
- Farah FT, Muylaert RL, Ribeiro MC et al (2017) Integrating plant richness in forest patches can rescue overall biodiversity in human-modified landscapes. **Forest Ecol and Man** 397:78–88. doi: 10.1016/j.foreco.2017.03.038
- Felfili JM (1997) Diameter and height distributions in a gallery forest community and some of its mainspecies in central Brazil over a six-yearperiod (1985-1991). *Rev Bras de Bot* 20:155-162. doi: <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-84041997000200006>
- Felfili JM, Silva Junior MC (1988) Distribuição dos diâmetros numa faixa de Cerrado na Fazenda Água limpa (FAL) em Brasília-DF. *Acta Bot Bras* 2:85-104. doi: 10.1590/S0102-33061988000100005
- Ferreira LV, Laurance WF (1997) Effects of forest fragmentation on mortality and damage of selected tree in central Amazonia. *Cons Biol* 20:243-246. doi: 10.1046/j.1523-1739.1997.96167.x
- Ferreira MP, Alves DS et al (2015) Forest dynamics and land-use transitions in the Brazilian Atlantic Forest: the case of sugarcane expansion. *Reg Environ Change* 15:365–377. doi: 10.1007/s10113-014-0652-6
- Fox BJ, Taylor JE, Fox MD, Williams, C (1997) Vegetation changes across edges of rainforest remnants. *Biol Conserv* 82:1-13. doi: 10.1016/S0006-3207(97)00011-6
- Fu B, Burgher I (2015) Riparian vegetation NDVI dynamics and its relationship with climate, surface water and groundwater. *Jour of Arid Envir* 113:59-68. doi: 10.1016/j.jaridenv.2014.09.010
- Gamon JA, Field CB, Goulden ML et al (1995) Relationships between NDVI, canopy structure, and photosynthesis in three californian vegetation types. *Ecol Appl*, 5-28-41. doi:10.2307/1942049
- Gimenes MR, Anjos L (2003) Efeitos da fragmentação florestal sobre as comunidades de aves. *Act Scient Biol Scien* 25:391-402.

- Haddad BNM, Brudvig LA, Clobert, J et al (2015) Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advances* Sci Adv 1:1-9. doi: 10.1126/sciadv.1500052
- Jacobson TKB, Bustamante MMC, Kozovits AR (2011) Diversity of shrub tree layer, leaf litter decomposition and N release in a Brazilian Cerrado under N, P plus P additions. *Environmental Pollution* 59:2236-2242. doi: 10.1016/j.envpol.2010.10.019
- Kapos V (1989) Effects of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazon. *Journal of Tropical Ecology* 5:173-185. <http://www.jstor.org/stable/2559547>
- Laurance WF (1997) Hyper-disturbed parks: edge effects and the ecology of isolated rain forest reserves in tropical Australia. In: Laurance WF, Bierregaard RO (eds) *Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities*, University of Chicago Press, Chicago, pp. 71-83
- Laurance WF, Ferreira L, Rankin-de Merona JM et al (1998) Rain forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities. *Ecology* 79:2032–2040. doi: 10.1890/0012-9658(1998)079[2032:RFFATD]2.0.CO;2
- Laurance WF, Ferreira LV, Rankin-de-Merona JM et al (1998) Rain forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities. *Ecology* 69:2032-2040. doi: 10.1890/0012-9658(1998)079[2032:RFFATD]2.0.CO;2
- Laurance WF, Lovejoy TE, Vasconcelos HL et al (2001) Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. *Conserv Biol* 16:605–18. doi: 10.1046/j.1523-1739.2002.01025.x
- Laurance WF, Lovejoy TE, Vasconcelos HL et al (2002) Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: A 22-year investigation. *Conservation Biology*. doi: 16:605–618. 10.1046/j.1523-1739.2002.01025.x
- Li H, Reynolds JL (1994) A simulation experiment to quantify spatial heterogeneity in categorical maps. *Ecology* 74:2446-2455. doi:10.2307/1940898
- Longhi SJ, ARAUJO MA, KELLING MB et al (2000) Aspectos fitossociológicos de fragmento de Floresta Estacional Decidual, Santa Maria, RS. *Rev Ciên Flor*. doi: 10:59-74. 10.5902/19805098471
- Lovejoy TE, Bierregaard RO, Rylands AB (1986) Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. In: Soulé ME. (ed) *Conservation Biology: the Science of Scarcity and Diversity*, Sinauer, Sunderland, Massachusetts, pp 257–285
- MacArthur RH, MacArthur JW (1961) On bird species diversity. *Ecology*, 42:594-598. doi: 10.2307/1932254

- Magnago LFS, Rocha MF, Meyer L et al (2015) Microclimatic conditions at forest edges have significant impacts on vegetation structure in large Atlantic forest fragments. *Biodivers Conserv* 1:14. doi: 10.1007/s10531-015-0961-1
- Mcfarland TM, Riper III CV, Johnson GE (2012) Evaluation of NDVI to assess avian abundance and richness along the upper San Pedro River. *Jour of Arid Env* 77:45-53. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0140196311002849>
- Metzger JP (1999) Estrutura da paisagem e fragmentação: análise bibliográfica. *An. Acad Bras de Ciênc* 71:445-463. doi:
- MMA (Ministério do Meio Ambiente). (2015) Acesso em <http://www.mma.gov.br/biomas/cerrado>. MMA. Acesso: <http://www.mma.gov.br/biomas/mata-atlantica>. 2015.
- Moraes MCP, Mello K, Toppa RH (2017) Protected areas and agricultural expansion: Biodiversity conservation versus economic growth in the Southeast of Brazil. *Jour of Env Man* 188:73-84. doi: 10.1016/j.jenvman.2016.11.075
- MURCIA C (1995) Edge effects in fragmented forest: implications for conservation. *Trends Ecol Evol* 10:58-62. doi: 10.1016/S0169-5347(00)88977-6
- Omuto CT, Vargas RR, Alim MS, Paron P (2010) Mixed-effects modelling of time series NDVI-rainfall relationship for detecting human-induced loss of vegetation cover in drylands. *Journ of Arid Env* 74:1552-1563. doi: doi.org/10.1016/j.jaridenv.2010.04.001
- Pereira-silva EFL, Santos JE, Kageyama PY et al. (2004) Florística e fitossociologia dos estratos arbustivo e arbóreo de um remanescente de cerrado em uma Unidade de Conservação do Estado de São Paulo. *Rev Bras de Bot.* doi: 27:533-544. 10.1590/S0100-84042004000300013
- Peter TG (1996) Canopy gaps in rain forest on Christmas Island, Indian Ocean: size distribution and methods of measurement. *Jour of Trop Ecol* 12:427-434. doi:10.1017/S0266467400009639
- Pivello VR, Petenon D, Jesus FM, Meirelles ST et al (2006) Chuva de sementes em fragmentos de Floresta Atlântica (São Paulo, SP, Brasil), sob diferentes situações de conectividade, estrutura florestal e proximidade da borda. *Acta Bot Bras* 20:845-859. doi: 10.1590/S0102-33062006000400010
- Ramos FN, Santos FAM (2006) Microclimate of Atlantic forest fragments: regional and local scale heterogeneity. *Braz Arch Biol Technol* 49:935–944
- Ricklefs RE (2004) A comprehensive framework for global patterns in biodiversity. *Ecol Lett* 7: 1–15. doi: 10.1046/j.1461-0248.2003.00554.x
- Ries L, Fletcher RJ, Battin J, Sisk TD (2004) Ecological responses to habitat edges: mechanisms, models, and variability explained. *Annu Rev Ecol Evol Syst* 35:491–522. doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.35.112202.130148

- Rigueira DMG, Molinari ALM, Mariano DLS et al (2012) Influência da distância da borda e do adensamento foliar sobre a abundância de plantas pioneiras em um fragmento de floresta tropical submontana na Estação Ecológica de Wenceslau Guimarães (Bahia, Brasil). *Acta Bot Bras* 26:197-202. doi:10.1590/S0102-33062012000100019
- Riutta T, Clack H, Crockatt M, Slade EM (2016) Landscape-scale implications of the edge effect on soil fauna activity in a temperate forest. *Ecosystems* 19:534-544. doi: 10.1007/s10021-015-9939-9
- Rocha-Santos L, Benchimo M, Mayfield MM et al Functional decay in tree community within tropical fragmented landscapes: Effects of landscape-scale forest cover 12:1-18. doi: 10.1371/journal.pone.0175545
- Santana OA, Júnior OAC, Pimentel CMM, Gomes RAT, Oliveira SN (2010) Modelagem de espectros temporais NDVI-MODIS, no período de 2000 a 2008, na bacia do Rio Paracatu, Brasil. *Rev Bras de Geo*, 28:47-60. doi: 10.1590/S0102-261X2010000100004
- Shimabukuru YE, Novo EM, Ponzoni FJ (1998) Índice de vegetação e modelo linear de mistura espectral no monitoramento da região do pantanal. *Pesq agrop bras* 33:1729-1737. <https://seer.sct.embrapa.br/index.php/pab/article/viewFile/5057/7206>
- Silva BG, Castello ACD, Koch I, Silva WR (2017) Pathways affect vegetation structure and composition in the Atlantic Forest in southeastern Brazil. *Act Bot Bras* 31:108-119. doi: 10.1590/0102-33062016abb0402
- Silva JMC, Tabarelli M (2000) Tree species impoverishment and the future flora of the Atlantic Forest of northeast Brazil. *Nature* 404: 72-74. doi: doi:10.1038/35003563
- Tabarelli M, Silva JMC et al (2004) Forest fragmentation synergisms and the impoverishment of neotropical forest. *Biodiversity and Conservation* 13:1419-1425.
- Teixeira FR (2008) Detecção de mudanças na paisagem em área de Floresta Tropical utilizando técnicas de sensoriamento remoto e imagens LANDSAT TM. 2008. Dissertação, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Instituto de Florestas.
- Thier O, Wesenberg J (2016) Floristic composition and edge-induced homogenization in tree communities in the fragmented Atlantic rainforest of Rio de Janeiro, Brazil. *Journal Trop Conserv Sci* 9:852-876. doi: 10.1177/194008291600900217
- Valenti MW, Cianciaruso MV, Batalha MA (2008) Seasonality of litterfall and leaf decomposition in a cerrado site. *Braz. J. Biol* 68:459-465. doi: 10.1590/S1519-69842008000300002
- Zar, JH (1989) *Biostatistical analysis*. 2nd edn. Prentice Hall, Englewood Cliffs, NJ.
- Wilcove DS, McLellan CH, Dobson AP (1986) Habitat fragmentation in the temperate zone. In: ME Soulé (ed) **Conservation Biology**, v.6. Sunderland, MA: Sinauer, pp. 237–256

- Williams-Limera G (1990) Vegetative structure and environmental conditions of forest edges in Panama. *Jour of Ecol* 78:356- 373. doi: 10.2307/2261117
- Wilson MC, Chen XY, Corlett RT et al (2016) Habitat fragmentation and biodiversity conservation: key findings and future challenges. *Landscape Ecol* 31:219–227. doi: 10.1007/s10980-015-0312-3
- Young A, Boyle T, Brown A. The population genetic consequences of fragmentation. *Trends Ecol and Evol*, 11:413-418, 1996.