

**REGINALDO CARVALHO DOS SANTOS**

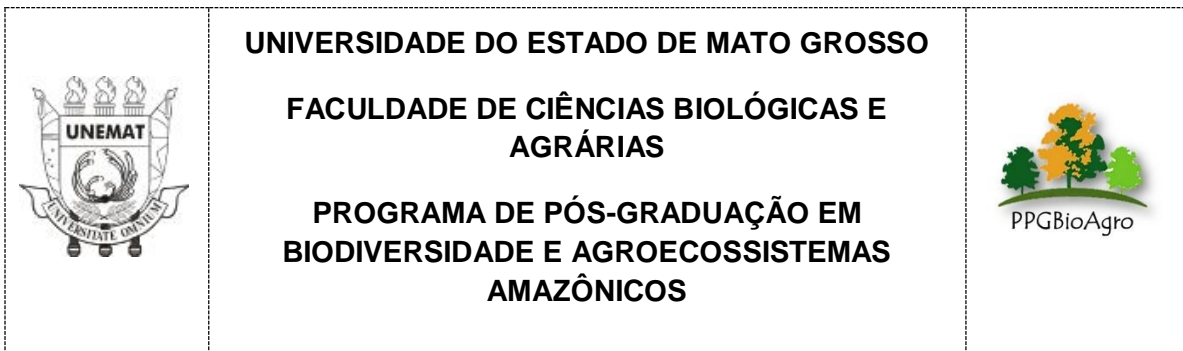
**CONECTIVIDADE DA PAISAGEM E O DÉFICIT  
FLORESTAL EM MATRIZ DE PECUÁRIA E  
AGRICULTURA NA AMAZÔNIA LEGAL**

**Dissertação de Mestrado**

**ALTA FLORESTA-MT**

**2019**

	Reginaldo Carvalho dos Santos	Diss. MESTRADO	PPGBioAgro 2019



**REGINALDO CARVALHO DOS SANTOS**

**CONECTIVIDADE DA PAISAGEM E O DÉFICIT FLORESTAL EM MATRIZ DE PECUÁRIA E AGRICULTURA NA AMAZÔNIA LEGAL**

Dissertação apresentada à Universidade do Estado de Mato Grosso, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Agroecossistemas Amazônicos, para a obtenção do título de Mestre em Biodiversidade e Agroecossistemas Amazônicos.

Orientador : Prof.Dr. Mendelson Guerreiro de Lima

**ALTA FLORESTA-MT**

**2019**

AUTORIZO A DIVULGAÇÃO TOTAL OU PARCIAL DESTE TRABALHO, POR QUALQUER MEIO, CONVENCIONAL OU ELETRÔNICO, PARA FINS DE ESTUDO E PESQUISA, DESDE QUE CITADA A FONTE.

Catálogo na publicação

Faculdade de Ciências Biológicas e Agrárias

Walter Clayton de Oliveira CRB 1/2049

S237c SANTOS, Reginaldo Carvalho dos Santos .  
Conectividade e o Deficit Florestal em Matriz de Pecuária e Agricultura na Amazônia Legal / Reginaldo Carvalho dos Santos Santos - Alta Floresta, 2019.  
75 f.; 30 cm.(ilustrações) Il. color. (sim)

Trabalho de Conclusão de Curso  
(Dissertação/Mestrado) - Curso de Pós-graduação Stricto Sensu (Mestrado Acadêmico) Biodiversidade e Agroecossistemas Amazônicos, Faculdade de Ciências Biológicas e Agrárias, Câmpus de Alta Floresta, Universidade do Estado de Mato Grosso, 2019.

Orientador: Mendelson Guerreiro de Lima

1. Conservação. 2. Fragmentos de Habitats. 3. Métricas de Conectividade. 4. Legislação Ambiental . 5. Reserva Legal. I. Reginaldo Carvalho dos Santos Santos. II. Conectividade e o Deficit Florestal em Matriz de Pecuária e Agricultura na Amazônia Legal: .

CDU 574.4

# **CONECTIVIDADE DA PAISAGEM E O DÉFICIT FLORESTAL EM MATRIZ DE PECUÁRIA E AGRICULTURA NA AMAZÔNIA LEGAL**

**REGINALDO CARVALHO DOS SANTOS**

Dissertação apresentada à Universidade do Estado de Mato Grosso, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Agroecossistemas Amazônicos, para a obtenção do título de Mestre em Biodiversidade e Agroecossistemas Amazônicos.

Aprovada em: / /

---

Prof. Dr Mendelson Guerreiro de Lima  
Orientador – UNEMAT/ PPGBioAgro

---

Prof.Dr Carlos Antonio da Silva Junior  
UNEMAT/ PPGBioAgro

---

Prof. Dr. Leandro Dênis Battirola  
UFMT

## **DEDICATÓRIA**

**À minha família e minha esposa Vanuza que me apoiou e não mediu esforços para eu chegasse nesta etapa da minha vida.**

## AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradeço a Deus por ter me dado saúde

À UNEMAT pela oportunidade e ao Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Agroecossistemas Amazônicos;

À coordenação de aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pelo apoio financeiro;

Ao meu orientador Mendelson Guerreiro de Lima pela sua contribuição em meu crescimento pessoal e acadêmico.

À minha esposa Vanuza que não mediu esforços e sempre me apoiou nesta jornada do mestrado;

A todos meu muito obrigado!!!

## **Sumário**

LISTA DE TABELAS .....	vi
LISTA DE FIGURAS.....	vii
LISTA DE SIGLAS (ou de ABREVIATURAS).....	ix
RESUMO.....	x
ABSTRACT .....	xi
1. INTRODUÇÃO GERAL .....	13
2. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	15
3. CAPÍTULOS .....	18
3.1 CONVERSÃO DESORDENADA DA VEGETAÇÃO COMPROMETE A CONECTIVIDADE ENTRE OS REMANESCENTES FLORESTAIS NA AMAZÔNIA LEGAL <sup>1</sup> .....	18
RESUMO.....	19
ABSTRACT – .....	20
INTRODUÇÃO .....	21
MATERIAL E MÉTODOS .....	23
Área de estudo.....	23
Coleção de Imagens Orbitais.....	24
Classificação de uso e ocupação do solo. ....	25
Quantificação da Conectividade Geral.....	26
Estrutura da Paisagem.....	30
Análise Estatística.....	31
RESULTADOS .....	32
DISCUSSÃO .....	42
CONCLUSÃO.....	46
AGRADECIMENTOS .....	46
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	47
3.2 OPORTUNIDADES PARA UMA OCUPAÇÃO AMBIENTAL ADEQUADA NAS ÁREAS DE FRONTEIRA AGRÍCOLA DO CERRADO BRASILEIRO: LIÇÕES DE UMA ÁREA CONSOLIDADA COM A CULTURA DA SOJA <sup>2</sup> .....	53
RESUMO.....	54
ABSTRACT .....	55
INTRODUÇÃO .....	56
MATERIAL E MÉTODOS .....	58



Área de estudo .....	58
Base de dados .....	59
Cálculo de desflorestamento.....	59
Cálculo dos remanescentes florestais.....	59
DISCUSSÃO .....	67
CONCLUSÃO.....	70
AGRADECIMENTOS .....	71
REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA.....	71

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Índices de conectividade da paisagem e descrição das métricas ....	27
Tabela 2: Número de fragmentos florestais para as classes de tamanho de até 5 hectares, 5 a 10 hectares, 10 a 20 hectares, 20 a 50 hectares e maiores que 50 hectares para matriz de pecuária no município de Alta Floresta-MT e matriz de agricultura município de Sorriso-MT.....	32
Tabela 3: Índices da estrutura da paisagem para áreas de pecuária e agricultura, índice de forma (Shape_index), complexidade do fragmento (Frac_dim), distância do vizinho mais próximo (NNdist), área do vizinho mais próximo (NN_Area).....	36
Tabela 4: Contribuições em hectares dos fragmentos florestais analisados para a manutenção da conectividade pelo índice integral de conectividade (dIIC), e suas frações, conectividade intra fragmento (dIICintra), fluxo de dispersão no fragmento (dIICflux) e contribuição para conectividade (dIICconnector) para matriz de pecuária no município de Alta Florestas e para matriz de agricultura do município de Sorriso.....	37
Tabela 5: Classes de distâncias na matriz de pecuária, município de Alta Floresta-MT, e matriz de agricultura no município de Sorriso-MT, com os números de componentes (NC) e números de ligações realizados para cada distância analisada.....	37
Tabela 6: Número de imóveis de acordo com módulo fiscal (MF) (1 MF=90 ha) que estão com as Reservas Legais (RL) em conformidade com o NFC, imóveis que não estão em conformidade com o NFC e o déficit florestal das RL de acordo com o MF dos imóveis rurais do Município de Sorriso que está inserido no bioma Cerrado.....	62
Tabela 7: Total de Área de Preservação Permanente (APP) de acordo com o MF, total da área de APP em hectares, total de remanescentes florestais nas APPs , o déficit florestal das APPs e total de APPs degradadas e seu déficit florestal nos imóveis rurais do município de Sorriso que estão inseridos no bioma Cerrado.....	63
Tabela 8: Total de nascentes de acordo com o MF, número de nascentes com remanescentes florestal , número de nascentes que estão desflorestas e o déficit florestal das áreas de nascentes dos imóveis rurais do Município de Sorriso que está inserido no bioma Cerrado..	65

## LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1: Mapa de localização da área de estudo: Municípios de Sorriso (A) e Alta Floresta (B) no estado de Mato Grosso, soja safra 2017/2018 (SojaMaps,2018) .....	24
FIGURA 2: Remanescentes florestais em uma paisagem simples que ilustram diferentes tipos de fragmentos de habitats (indicados pelas setas). Os fragmentos em verde representam um nó (Teoria dos Grafos) com as ligações existentes mostradas pelas linhas tracejadas, indicando os fragmentos que são interconectados e que possibilitam a mobilidade de diversas espécies e os fragmentos que se conectam na paisagem.....	26
FIGURA 3:Esquema da metodologia para análise de conectividade da paisagem através do software Conefor Sensinode 2.6. ....	29
FIGURA 4: Proporção de número dos fragmentos e área dos fragmentos da matriz de pecuária; (A2) Proporção de número dos fragmentos e área dos fragmentos da matriz de agricultura; (B1) distribuição das categorias de tamanho na matriz de pecuária; (B2) distribuição das categorias de tamanho na matriz de agricultura.....	33
FIGURA 5: Contribuição das variáveis de conectividade na matriz de pecuária no município de Alta Floresta-MT, nos dois eixos principais da PCA.....	34
FIGURA 6: Contribuição das variáveis de conectividade na matriz de agricultura no município de Sorriso-MT, nos dois eixos principais da PCA. ....	34
FIGURA 7: Contribuição das métricas de paisagem, índice de forma (shape_index) e tamanho da área (Area_hect) com maior contribuição para os índices de conectividade da paisagem na matriz de pecuária no município de Alta Floresta-MT.....	35
FIGURA 8: Contribuição das métricas de paisagem, índice de forma (shape_index) e complexidade de fragmento (Frac_Dim) com maior contribuição para os índices de conectividade da paisagem para a matriz de agricultura no município de Sorriso-MT.....	35
FIGURA 9: Valores do Índice Integral de Conectividade para os valores de dispersão médios das espécies que viabiliza uma amplitude de respostas para diferentes espécies de plantas e animais, na matriz de pecuária no município de Alta Floresta-MT (A) e para a matriz de agricultura no município de Sorriso-MT (B). ....	38
FIGURA 10: Valores das frações do índice integral de conectividade, conectividade intra fragmento (dIICintra), fluxo de dispersão no fragmento (dIICflux) e contribuição para conectividade (dIICconnector) para os valores de dispersão médios dos organismos que viabilizam uma amplitude de respostas para diferentes espécies de plantas e animais, na matriz de pecuária no município de Alta Floresta-MT.....	39
FIGURA 11: Valores das frações do índice integral de conectividade, conectividade intra fragmento (dIICintra), fluxo de dispersão no fragmento (dIICflux) e contribuição para conectividade (dIICconnector) para os valores de	

dispersão médios dos organismos que viabilizam uma amplitude de respostas para diferentes espécies de plantas e animais, para a matriz de agricultura no município de Sorriso-MT. ....	39
FIGURA 12: Contribuição dos fragmentos florestais da matriz de pecuária no município de Alta Floresta para a conectividade global, índice integral de conectividade (dIIC) (A), e suas frações, conectividade intra fragmento (dIICintra) (B), fluxo de dispersão no fragmento (dIICflux) (C) e contribuição para conectividade (dIICconnector) (D), na distância de 10.000 m para manutenção da conectividade geral. ....	40
FIGURA 13: Contribuição dos fragmentos florestais da matriz de agricultura no município de Sorriso para a conectividade global, índice integral de conectividade (dIIC) (A), e suas frações, conectividade intra fragmento (dIICintra) (B), fluxo de dispersão no fragmento (dIICflux) (C) e contribuição para conectividade (dIICconnector) (D), na distância de 10.000 m para manutenção da conectividade geral. ....	41
FIGURA 14: Mapa de localização do município de Sorriso, que está inserido nos biomas Amazônia e Cerrado, e as classes de uso e ocupação do solo. ...	58
FIGURA 15: Desflorestamento ocorrido no município de Sorriso-MT inserido no Bioma Cerrado entre os anos de 2000 a 2017 e área de soja plantada na safra 2017/18. ....	61

## LISTA DE SIGLAS (ou de ABREVIATURAS)

**APP**- Área de Preservação Permanente.

**CAR**- Cadastro Ambiental Rural.

**CF**- Código Florestal.

**CRA**- Cota de Reserva Ambiental.

**ha**- Hectares.

**IBGE**- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística.

**INCRA**-Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária .

**INPE**-Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais.

**MANOVA** – Análise de Variância Multivariada.

**Mha**- Milhões de hectares.

**NCF**- Novo Código Florestal.

**PCA**- Análise de Componentes Principais.

**PRODES/CERRADO**-Plano de Ação para Prevenção do Desmatamento no Cerrado.

**RDA**- Análise de redundância.

**RL**- Reserva Legal.

**UCs**- Unidades de Conservação.

**USGS**-United States Geological Survey

**V-LATE**- Vector-based Landscape Analysis Tools Extension

## RESUMO

SANTOS, Reginaldo Carvalho. M.sc. Universidade do Estado de Mato Grosso, fevereiro de 2019. **Conectividade da paisagem e o déficit florestal em matriz de pecuária e agricultura na Amazônia Legal**. Orientador: Mendelson Guerreiro de Lima.

A conversão florestal na Amazônia Legal pelo avanço da fronteira agrícola tem promovido um processo contínuo de fragmentação e isolamento de sua vegetação, podendo influenciar na permanência e na mobilidade dos organismos. Este trabalho possui dois objetivos: o primeiro avaliar a conectividade da paisagem em dois municípios do norte do Estado de Mato Grosso, sendo um com predomínio da pecuária inserido no bioma Amazônia e o segundo com predomínio da agricultura localizada na transição Cerrado-Amazônia. O segundo objetivo foi avaliar o cumprimento da legislação vigente na manutenção da Reserva Legal (RL), Área de preservação permanente (APP) e nascentes nas áreas de Cerrado do município de Sorriso, maior produtor de soja do Brasil. Para avaliar a conectividade foram utilizadas cenas do satélite Landsat-8 sensor OLI (*Operational Land Imager*) dias julianos 176, 167, 199 e 190 do ano de 2017, para quantificar os fragmentos florestais foram utilizadas seis distâncias e os fragmentos florestais foram categorizados em cinco classes de tamanho, e calculadas as métricas de conectividade e de estrutura de paisagem. Foram identificados 6.149 fragmentos florestais para matriz de pecuária em de Alta Floresta e 2.815 para a matriz de agricultura em Sorriso. As distâncias maiores que 5.000 m apresentaram os melhores valores de conectividade, a matriz de pecuária apresentou o melhores índices de conectividade. Para avaliar o cumprimento da legislação ambiental no em Sorriso inserido no bioma Cerrado, foram utilizados dados do PRODES/CERRADO, a base de dados públicos do Cadastro Ambiental Rural (CAR), e para verificar as áreas cultivadas de soja foram utilizados a base de dados do SojaMaps. Os resultados mostraram que a área do município de Sorriso inserido no bioma Cerrado apresentou 25,16% de sua cobertura

original de Cerrado, um déficit ambiental de 92.772,32 ha de RL, um déficit nas APPs de 1.656,28 ha e nas áreas de nascentes este valor foi de 322,86 ha. Mesmo medidas como o CAR, presentes no Novo Código Florestal (NCF), foram ineficientes em inibir desflorestamentos ilegais. Esta pesquisa evidencia a necessidade de inclusão de um planejamento ambiental que leve em conta a conectividade entre os remanescentes florestais na liberação de futuros desflorestamentos legalizados como forma de manutenção da biodiversidade, e uma expansão da Moratória da Soja Amazônica para o Cerrado seria a ação que poderá trazer mais benefícios imediatos para a manutenção das últimas e contínuas áreas florestadas deste bioma e em sua zona de transição.

Palavras-chave: Conservação, fragmentação de habitats, métricas de conectividade, Legislação ambiental, Reserva Legal, CAR.

## **ABSTRACT**

SANTOS, Reginaldo Carvalho. M.sc. Universidade do Estado de Mato Grosso, fevereiro de 2019. **Landscape connectivity and the forest deficit in livestock and agriculture matrix in the Legal Amazon.** Orientador: Mendelson Guerreiro de Lima.

The forest conversion in the Legal Amazon by the advance of the agricultural frontier has promoted a continuous process of fragmentation and isolation of its vegetation, being able to influence in the permanence and the mobility of the organisms. This work has two objectives: the first to evaluate the connectivity of the landscape in two municipalities in the north of the State of Mato Grosso, one of which is predominantly livestock farming in the Amazon biome and the second one with predominance of agriculture located in the Cerrado-Amazonia transition. The second objective was to evaluate compliance with current legislation on the maintenance of the Legal Reserve (RL), Permanent Preservation Area (APP) and springs in the Cerrado areas of the municipality of Sorriso, the largest soybean producer in Brazil. In order to evaluate the connectivity, the Landsat-8 sensor Operational Land Imager (OLI) satellite

images of Julian days 176, 167, 199 and 190 of the year 2017 were used to quantify the forest fragments, six distances were used and the forest fragments were categorized into five size classes, and computed connectivity and landscape structure metrics. A total of 6,149 forest fragments were identified for the livestock matrix in Alta Floresta and 2,815 for the Sorriso agriculture matrix. Distances greater than 5,000 m showed the best connectivity values, the livestock matrix presented the best connectivity indexes. In order to evaluate the compliance with the environmental legislation in the Sorriso in the Cerrado biome, data from PRODES / CERRADO, the public database of the Rural Environmental Registry (CAR), were used, and to verify the soybean cultivated areas, the database of SojaMaps. The results showed that the area of the municipality of Sorriso inserted in the Cerrado biome presented 25.16% of its original Cerrado cover, an environmental deficit of 92,772.32 ha of RL, a deficit in the APPs of 1,656.28 ha and in the areas of this spring was 322.86 ha. Even measures like the CAR, present in the New Forest Code (NFC), were inefficient in inhibiting illegal deforestation. This research evidences the need to include an environmental planning that takes into account the connectivity among forest remnants in the release of future legalized deforestation as a way of maintaining biodiversity, and an expansion of the Amazon Soil Moratorium to the Cerrado would be the action that could bring more immediate benefits to the maintenance of the last and continuous forested areas of this biome and its transition zone.

Key words: Conservation, habitat fragmentation, connectivity metrics, Environmental legislation, Legal Reserve, CAR.



## 1. INTRODUÇÃO GERAL

O Brasil tem assistido uma retomada das taxas de desmatamentos em suas áreas de Cerrado e na Amazônia (INPE, 2019), causadas pelo avanço da pecuária e da cultura da soja. Somente no Estado de Mato Grosso, que possui seu território com áreas de Cerrado, Amazônia e Pantanal, a cultura da soja ocupa 10,2 milhões de hectares (Mha) sendo 6.298,459 em áreas de Cerrado e 3.981,049 Mha em sua porção Amazônica (Silva Junior & Lima, 2018). As pastagens ocupam 8.426 Mha no Cerrado e 11.061 Mha na Amazônia (Silva Junior & Lima, 2018). Esta ocupação resultou em uma paisagem altamente fragmentada que compromete a manutenção da biodiversidade (Fahrig, 2003; Mitchell et al, 2014; Shaver et al, 2015).

Para assegurar ao menos parte da vegetação nos imóveis rurais é prevista a aplicação do Código Florestal (CF), que exige a conservação das áreas de Reserva Legal (RL), de proteção das florestas ripárias, chamadas de APPs (Áreas de Preservação Permanente) e, por fim, a proteção no entorno das nascentes. O CF data de 1965 e foi reformulado depois de muitas críticas devidas principalmente à falta de base científica e falta de debate entre a comunidade científica e o Congresso Nacional (Branca et al 2016, Azevedo et al, 2017, Karam-Gemael et al, 2018). Em outubro de 2012 foi sancionada a “Lei de Proteção da Vegetação Nativa”, popularmente conhecida como Novo Código Florestal (NCF) (Brasil, 2012). O NCF apresenta diferenciações para a manutenção da cobertura vegetal nas propriedades privadas dependendo do bioma onde estão inseridas, aliadas ao tamanho da propriedade avaliado em módulos fiscais, que também variam de acordo com o bioma e região que se encontram (INCRA, 2018). As áreas de RL passaram a ser de 80% na Amazônia, de 20 a 35% no Cerrado e de 20% nos demais biomas. As APPs, que no antigo CF apresentavam uma largura mínima de 30 metros, passaram com o NCF a ter a necessidade de recomposição da floresta ripária ilegalmente desflorestada para uma largura mínima de 5 a um máximo de 100 m, e ainda permitindo o uso destas áreas para atividades de agrossilvicultura, ecoturismo e turismo rural (Ramos & Anjos, 2014)

O NCF também promoveu uma anistia para os produtores que desflorestaram ilegalmente até 2008. Além da redução das áreas a serem reflorestadas nas margens dos corpos d'água a redução da largura dos corredores ripários é também preocupante, pois ela é o fator mais importante que poderia beneficiar a biodiversidade (Metzger, 2010; Ramos & Anjos, 2014). O NCF também trouxe duas outras novidades, o Cadastro Ambiental Rural (CAR) e a Cota de Reserva Ambiental (CRA). O CAR é um registro eletrônico, obrigatório para todos os imóveis rurais, formando base de dados estratégica para o controle, monitoramento e combate ao desmatamento das florestas e demais formas de vegetação nativa do Brasil (Brançalion et al, 2016; MMA, 2019). A CRA é uma forma para preservar e evitar novos desmatamentos e pode ser utilizada para compensação de imóveis com déficit de RL no mesmo bioma (Brasil, 2012).

Todas estas medidas previstas em lei representam um esforço para manter parte da vegetação nativa e minimizar os efeitos da fragmentação da paisagem e, conseqüente, isolamento das populações de plantas e animais. Este isolamento dos remanescentes florestais traz importantes implicações para a conservação, pois, a combinação da fragmentação aliada à redução dos habitats influencia na conectividade, que é um atributo ecológico que permite a interação dos organismos com a matriz de paisagem (Merriam, 1984; With, 1997). Além disso, a conectividade é importante para a manutenção da ecologia e genética de múltiplas espécies ameaçadas em paisagens fragmentadas (Rayfield et al, 2016). A possibilidade de um aumento das conexões entre os remanescentes amplia a resiliência das metapopulações, conectando as subpopulações em ambientes distintos (McClanahan et al, 2012; Saura et al, 2014). Estas conexões também promovem a dispersão dos organismos e o fluxo gênico entre as espécies (Crooks & Sanjayan, 2006; Qi et al, 2017).

Este trabalho, dividido em dois capítulos, tem dois objetivos básicos. O primeiro avaliou a conectividade da paisagem em dois municípios do norte do Estado de Mato Grosso, sendo o primeiro com predomínio da pecuária inserido no bioma Amazônia e o segundo com predomínio da agricultura, localizado na transição Cerrado-Amazônia. Como estes biomas apresentam

dezenas de milhões de hectares que ainda poderão ser legalmente desflorestados, os resultados deste trabalho poderão ser utilizados pelas agências governamentais brasileiras para o estabelecimento de políticas de uso e ocupação do solo que levem em consideração a conectividade como instrumento de conservação da biodiversidade. O segundo capítulo realizou uma avaliação do cumprimento da legislação na manutenção das RL, APPs e nascentes nas áreas de Cerrado do município de Sorriso, maior produtor de soja do Brasil. Além disso, verificou se o CAR estaria contribuindo na inibição de novos desflorestamentos e sugere alternativas para a manutenção destas áreas em novos desflorestamentos. Foi escolhido o Cerrado por ser a nova fronteira agrícola da soja na região conhecida como MATOPIBA que um acrônimo da iniciais dos Estados de Maranhão, Piauí, Tocantins e Bahia, que concentra suas últimas áreas contínuas e preservadas de vegetação (Spera, 2017; Noojipady et al, 2017; Lima et al, 2019).

## 2. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Azevedo, A. A., Rajão, R., Costa, M. A., Stabile, M. C., Macedo, M. N., dos Reis, T. N., ... & Pacheco, R. (2017). Limits of Brazil's Forest Code as a means to end illegal deforestation. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 114 (29), 7653-7658. Doi: 10.1073/pnas.1604768114.
- Brançalion, P. H., Garcia, L. C., Loyola, R., Rodrigues, R. R., Pillar, V. D., & Lewinsohn, T. M. (2016). A critical analysis of the Native Vegetation Protection Law of Brazil (2012): updates and ongoing initiatives. *Natureza & Conservação*, 14, 1-15. Doi: 10.1016/j.ncon.2016.03.003.
- BRASIL. (2012). Código Florestal. Brasil: Casa Civil - Presidência da República. [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_Ato2011-2014/2012/Lei/L12651.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2012/Lei/L12651.htm).
- Crooks, K. R., & Sanjayan, M. (2006). Connectivity conservation: maintaining connections for nature Connectivity Conservation (1-19). Cambridge University Press, New York, NY.
- Fahrig, L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, 34(1), 487-515. Doi: 10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419.
- Incra 2018. Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agraria. <http://www.incra.gov.br/Tabela-módulo-fiscal>.  
<http://www.incra.gov.br/sites/default/files/uploads/estrutura-fundiaria/regularizacao-fundiaria/indices->

cadastrais/indices\_basicos\_2013\_por\_municipio.pdf. Acessado em 19 de setembro de 2018.

INPE 2019. Projeto PRODES: Monitoramento da Floresta Amazônica Brasileira por satélite. <http://www.obt.inpe.br/prodes/dashboard/prodes-rates.html>. Acessado em 11/01/2019.

Karam-Gemael, M., Loyola, R., Penha, J., & Izzo, T. (2018). Poor alignment of priorities between scientists and policymakers highlights the need for evidence-informed conservation in Brazil. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 16 (3) 125-132. Doi:10.1016/j.pecon.2018.06.002.

Lima, M., da Silva Junior, C. A., Rausch, L., Gibbs, H. K., & Johann, J. A. (2019). Demystifying sustainable soy in Brazil. *Land Use Policy*, 82, 349-352. Doi: 10.1016/j.landusepol.2018.12.016.

McClanahan, T. R., Donner, S. D., Maynard, J. A., MacNeil, M. A., Graham, N. A., Maina, J., ... & Eakin, C. M. (2012). Prioritizing key resilience indicators to support coral reef management in a changing climate. *PloS One*, 7 (8), e42884. Doi: 10.1371/journal.pone.0042884.

Merriam, G. R. A. Y. (1984). Connectivity: a fundamental ecological characteristic of landscape pattern. In: *Methodology in landscape ecological research and planning: proceedings, 1st seminar, International Association of Landscape Ecology*, Roskilde, Denmark, Oct 15-19, 1984/eds. J. Brandt, P. Agger. Roskilde, Denmark: Roskilde University Centre.

Metzger JP (2010) O Código Florestal tem base científica? *Natureza & Conservação* 8:92–99. Doi: 10.4322/natcon.00801017..

Mitchell, M. G., Bennett, E. M., & Gonzalez, A. (2014). Forest fragments modulate the provision of multiple ecosystem services. *Journal of Applied Ecology*, 51(4), 909-918. Doi: 10.1111/1365-2664.12241.

MMA (2019) Ministério do Meio Ambiente Instrução Normativa MMA nº 2 de 5 de maio de 2014. [http://www.car.gov.br/leis/IN\\_CAR.pdf](http://www.car.gov.br/leis/IN_CAR.pdf). Acessado em 30/01/2019.

Noojipady, P., Morton, C. D., Macedo, N. M., Victoria, C. D., Huang, C., Gibbs, K. H., & Bolfe, L. E. (2017). Forest carbon emissions from cropland expansion in the Brazilian Cerrado biome. *Environmental Research Letters*, 12(2), 025004. Doi: 10.1088/1748-9326/aa5986.

Qi, K., Fan, Z., Ng, C. N., Wang, X., & Xie, Y. (2017). Functional analysis of landscape connectivity at the landscape, component, and patch levels: A case study of Minqing County, Fuzhou City, China. *Applied Geography*, 80, 64-77. Doi: 10.1016/j.apgeog.2017.01.009.

Ramos, C. C. de O., & dos Anjos, L. (2014). The width and biotic integrity of riparian forests affect richness, abundance, and composition of bird communities. *Natureza & Conservação*, 12 (1), 59-64. Doi: 10.4322/natcon.2014.011.

Rayfield, B., Pelletier, D., Dumitru, M., Cardille, J. A., & Gonzalez, A. (2016). Multipurpose habitat networks for short-range and long-range connectivity: a new method combining graph and circuit connectivity. *Methods in Ecology and Evolution*, 7(2), 222-231. Doi 10.1111/2041-210X.12470.

Saura, S., Bodin, Ö., & Fortin, M. J. (2014). EDITOR'S CHOICE: Stepping stones are crucial for species' long-distance dispersal and range expansion through habitat networks. *Journal of Applied Ecology*, 51 (1), 171-182. Doi: 10.1111/1365-2664.12179.

Shaver, I., Chain-Guadarrama, A., Cleary, K. A., Sanfiorenzo, A., Santiago-García, R. J., Finegan, B., ... & DeClerck, F. (2015). Coupled social and ecological outcomes of agricultural intensification in Costa Rica and the future of biodiversity conservation in tropical agricultural regions. *Global Environmental Change*, 32, 74-86. Doi:10.1016/j.gloenvcha.2015.02.006.

Silva Junior, C.A., Lima, M.(2018). Soy Moratorium in Mato Grosso: Deforestation undermines the agreement. *Land Use Policy*, 71, 540-542.Doi: 10.1016/j.landusepol.2017.11.011.

Spera, S. (2017). Agricultural intensification can preserve the Brazilian Cerrado: Applying lessons from Mato Grosso and Goiás to Brazil's last agricultural frontier. *Tropical Conservation Science*, 10, 1940082917720662.Doi: 10.1177/1940082917720662.

With, K. A. (1997). The Application of Neutral Landscape Models in Conservation Biology: Aplicación de Modelos de Paisaje Neutros en la Biología de la Conservación. *Conservation Biology*, 11 (5), 1069-1080. Doi: 10.1046/j.1523-1739.1997.96210.x.

### **3. CAPÍTULOS**

#### **3.1 CONVERSÃO DESORDENADA DA VEGETAÇÃO COMPROMETE A CONECTIVIDADE ENTRE OS REMANESCENTES FLORESTAIS NA AMAZÔNIA LEGAL <sup>1</sup>.**

<sup>1</sup> Artigo será submetido no periódico “Landscape and Urban Planning”

## RESUMO

(Conversão Desordenada da Vegetação Compromete a Conectividade entre os Remanescentes Florestais na Amazônia Legal). A conversão acelerada e desordenada das florestas nas últimas quatro décadas nas áreas de fronteira agrícola na Amazônia Legal brasileira resultou em uma paisagem fragmentada, com o comprometimento na conectividade e na manutenção da biodiversidade nos fragmentos florestais remanescentes. Neste trabalho avaliamos a conectividade da paisagem, presente em matriz agrícola no município de Sorriso e matriz de pecuária no município de Alta Floresta na zona de transição Cerrado-Amazônia e Amazônia Legal respectivamente. Na região norte do Estado de Mato Grosso. Foram utilizadas cenas do satélite Landsat-8 sensor OLI (*Operational Land Imager*) dias julianos 176, 167, 199 e 190 do ano de 2017 para quantificar os fragmentos florestais. Foram estipuladas seis distâncias (100; 500; 1.000; 2.000; 5.000; e 10.000 m), os fragmentos florestais foram categorizados em cinco classes de tamanhos ( $\leq 5$ ; 5 a 10; 10 a 20; 20 a 50;  $\geq 50$  hectares), calculadas as métricas de conectividade dos fragmentos florestais e métricas de estrutura da paisagem. A área de estudo compreendeu 8.964 fragmentos florestais, sendo 6.149 para matriz de pecuária e 2.815 para a agricultura. Os resultados encontrados indicam uma conectividade baseada em grandes distâncias que não favorecem a mobilidade dos organismos. Os melhores valores de conectividade foram, respectivamente, na distância de 10.000 m nas áreas de agricultura e 5.000 m para a pecuária. As melhores áreas para a conectividade na agricultura estão representadas pelos grandes fragmentos, mas que se encontram praticamente isolados. Nas áreas de pecuária os grandes fragmentos também apresentam os maiores valores de conectividade. Entretanto, os fragmentos menores nestas áreas contribuem para um aumento da conectividade, diferentemente dos pequenos fragmentos nas áreas de agricultura. Esta pesquisa evidencia a necessidade de inclusão de um planejamento ambiental que leve em conta a conectividade entre os remanescentes florestais na liberação de futuros desflorestamentos legalizados como forma de manutenção da biodiversidade.

Palavras chaves: Fragmentação, habitats, métricas de conectividade, planejamento de conservação.

## **ABSTRACT –**

(Disorganized conversion of vegetation compromises connectivity among forest remnants in the Brazilian Legal Amazon). The accelerated and disordered conversion of forests in the last four decades in the agricultural frontier areas of the Brazilian Legal Amazon resulted in a fragmented landscape, with the compromise in connectivity and the maintenance of biodiversity in the remaining forest fragments. In this work we evaluate the connectivity of the landscape between the municipalities of Sorriso, where agriculture predominates, and the municipality of Alta Floresta, where livestock farming predominates, in the central-north region of the state of Mato Grosso. Images of the satellite Landsat-8 sensor OLI (*Operational Land Imager*) of the year 2017 were used to quantify the forest fragments. Six forest distances (100, 500, 1,000, 2,000, 5,000 and 10,000 m) were stipulated in five size classes ( $\leq 5$ , 5 to 10, 10 to 20, 20 to 50,  $\geq 50$  hectares), calculated the connectivity metrics of the forest fragments and metric of landscape structure. The study area comprised 8,964 forest fragments, of which 6,149 were for livestock and 2,815 for agriculture. The results indicate a connectivity based on long distances that do not favor the mobility of organisms. The best values of connectivity were, respectively, the distance of 10,000 m in the areas of agriculture and 5,000 m for the livestock. The large fragments represent the best areas for agricultural connectivity, but they are practically isolated. In the livestock area the large fragments also have the highest values of connectivity. However, smaller fragments in these areas contribute to increased connectivity, unlike small fragments in agriculture areas. This research evidences the need to include an environmental planning that takes into account the connectivity among forest remnants in the release of future legalized deforestation as a way of maintaining biodiversity.

Keywords: Fragmentation, habitats, connectivity metrics, conservation planning.



## INTRODUÇÃO

A expansão das áreas para a produção agrícola é considerada um dos principais fatores responsáveis pela perda das florestas tropicais (Barona et al, 2010; Hosonuma et al, 2012; Laurance et al, 2014; Newbold et al, 2015; Maxwell et al, 2016). Este avanço da agricultura promove a redução dos habitats, a fragmentação florestal e pode causar implicações negativas para a biodiversidade que habita nestas áreas (Haddad et al, 2015), bem como na diversidade de paisagens tropicais, responsáveis pela maior diversidade dos ecossistemas terrestres globais (Tilman et al, 2017; Turubanova et al, 2018).

No Brasil, as fronteiras agrícolas nos biomas Amazônia e Cerrado vêm sofrendo um processo intenso de desflorestamento nas últimas décadas para a implantação de pastagens e lavouras de soja (Zalles et al, 2018; Lima et al, 2019) e somente em 2018 a Amazônia Legal, uma unidade político-territorial que abrange totalmente a Amazônia e partes do Cerrado, perdeu 7.900 km<sup>2</sup> de florestas (INPE, 2019). Para assegurar a manutenção de parte das florestas nas propriedades privadas o país recorre ao seu Código Florestal (Brasil, 2012), que exige em seus diferentes biomas a retenção de 20 a 80% da cobertura vegetal na forma de reserva e, também, a conservação das florestas ripárias. Entretanto, a legislação é falha em não contemplar a conectividade entre os fragmentos florestais remanescentes, ficando a cargo do proprietário rural a decisão de onde conservar a porção de floresta exigida pela legislação. O resultado é uma paisagem altamente fragmentada com manchas de florestas isoladas em uma matriz onde predominam as pastagens ou extensas lavouras de soja.

Este isolamento dos remanescentes florestais traz importantes implicações para a conservação, pois, a combinação da fragmentação aliada à redução dos habitats influencia na conectividade, que é um atributo ecológico que permite a interação dos organismos com a matriz de paisagem (Merriam, 1984; With, 1997). Além disso, a conectividade é importante para a manutenção da ecologia e genética de múltiplas espécies ameaçadas em paisagens fragmentadas (Rayfield et al, 2016) e a possibilidade de um aumento das conexões entre os remanescentes amplia a resiliência das

metapopulações, conectando as subpopulações em ambientes distintos (McClanahan et al, 2012; Saura et al, 2014). Estas conexões também promovem a dispersão dos organismos e o fluxo gênico entre as espécies (Crooks & Sanjayan, 2006; Qi et al, 2017).

Uma das formas de se avaliar o estado ou grau de conexão entre os fragmentos florestais de uma dada região é por meio da Teoria dos Grafos, que representa a paisagem em um modelo de rede espacialmente, onde os nós são representados pelos fragmentos de habitat, conectados por ligações que permitem as espécies dispersarem entre os fragmentos (Urban & Keitt, 2001; Pascual-Hortal & Saura, 2006; Urban et al, 2009). Estes modelos permitem identificar os fragmentos florestais importantes para a dispersão das espécies em longas distâncias, reduzindo o isolamento dos habitats e contribuindo para a permanência dos organismos em escalas espaciais e temporais (Saura et al, 2014), podendo ser considerados para tomadas de decisão no planejamento de áreas de conservação (Pascual-Hortal & Saura, 2006).

Este trabalho teve como objetivo, baseado na Teoria dos Grafos, avaliar a conectividade da paisagem em dois municípios do norte do estado de Mato Grosso, sendo um onde predomina a pecuária dentro do bioma Amazônia e outro onde predomina a agricultura na transição Cerrado-Amazônia. Como estes biomas ainda apresentam dezenas de milhões de hectares que ainda poderão ser legalmente desflorestados, o conhecimento do comportamento espacial dos remanescentes florestais existentes poderá ser utilizado pelas agências governamentais brasileiras para o subsídio de políticas públicas de uso e ocupação do solo que levem em consideração a conectividade como instrumento de conservação da biodiversidade.

## **MATERIAL E MÉTODOS**

### **Área de estudo**

Este trabalho foi desenvolvido nos municípios de Sorriso e Alta Floresta. O município de Sorriso pertence à região centro-norte do estado de Mato Grosso, na Latitude 12° 32'43''S e Longitude 55° 42' 41''W. Sua colonização teve início na década de 1970 e foi emancipado em 1986, com uma área de 9.346 km<sup>2</sup> e uma população de 82.815 habitantes (IBGE, 2018). O clima é classificado como Aw de acordo com Köppen-Geiger's (Alvares et al, 2013), e tipo de solo classificados em Latossolo Vermelho-Amarelo e Neossolos quartzarênicos (IBGE, 2018). Desta área total, 78.17% estão inseridos no bioma Cerrado e 21.83% no bioma Amazônia. Hoje é considerado o maior município produtor de soja e milho do Brasil, com uma área plantada de soja de 650.955 hectares (ha) no ano safra 17/18 (SojaMaps, 2018), 529.320 ha de área plantada de milho e com um efetivo bovino de 56.420 cabeças de gado (IBGE, 2018) (Figura 1 A).

O município de Alta Floresta está situado na porção norte do estado de Mato Grosso, na Latitude 09° 52'32''S e Longitude 56° 05' 10''W. Sua colonização teve início em na década de 1970 e o município foi emancipado em 1979, com uma área de 8.953,151 km<sup>2</sup> (IBGE, 2018). De acordo com Köppen-Geiger's O clima é classificado como Aw (Alvares et al, 2013). O solo classificado Argissolo Vermelho-Amarelo (IBGE, 2018) Está inserido no bioma Amazônico, possui uma população de 51.615 habitantes (IBGE, 2018), com um efetivo de rebanho bovino de 765.324 cabeças de gado (IBGE, 2018) e uma área plantada de soja de 13.118 hectares na safra 2017/2018 (SojaMaps, 2018), (Figura 1 B).

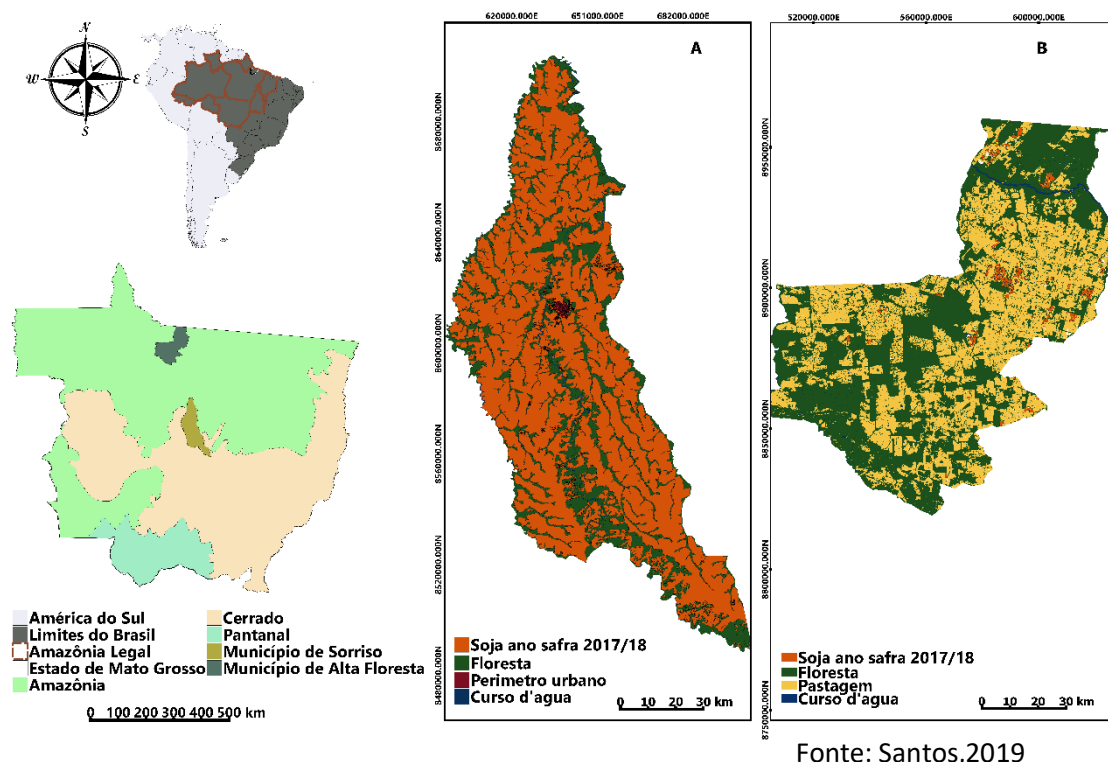


FIGURA 1: Mapa de localização da área de estudo: Municípios de Sorriso (A) e Alta Floresta (B) no estado de Mato Grosso, soja safra 2017/2018 (SojaMaps,2018) .

### Coleção de Imagens Orbitais.

Para o município de Sorriso foram utilizadas as cenas 226/69, 227/68 e 227/69 do satélite Landsat-8 Sensor OLI dias julianos 176 e 167 do ano 2017, e para o município de Alta Floresta as cenas 227/67 e 228/67 do satélite Landsat-8 Sensor OLI, dias julianos 199 e 190 do ano 2017. As imagens foram adquiridas da base de dados da United States Geological Survey (USGS, 2017) e as correções atmosféricas e radiométricas foram realizadas através do software Envi 5.1.

O processo de calibração radiométricas para todas as bandas das orbita/ponto foram transformadas em números digitais (DN) para medidas de radiância espectral no topo da atmosfera, esta transformação só é possível para orbita/ponto que apresentem arquivos de metadados ( MTL), equação 1 (Exelis, 2014).

Equação: 1.

$$L\lambda = Gain * DN \text{ do pixel} + offset$$

A conversão da radiância do topo da atmosfera ( $L\lambda$ ) para refletância planetária no topo da atmosfera foi aplicado a equação 2.

Equação: 2.

$$\rho\lambda = MpQ_{cal} + A\rho$$

Onde:  $\rho\lambda$  é a refletância planetária no topo da atmosfera sem correção do ângulo do sol,  $Mp$  é o fator de reescalonamento da refletância a banda específica,  $Q_{cal}$  é o número digital para o pixel, e  $A\rho$  é o fator aditivo rescalado a partir da refletância para essa banda.

Obtida a reflectância planetária corrigida pela equação 3.

Equação: 3.

$$\rho\lambda = \frac{\rho\lambda}{\text{sen}(\theta_{SZ})} = \frac{\rho\lambda'}{\text{COS}(\theta_{SZ})}$$

### **Classificação de uso e ocupação do solo.**

Foi elaborado uma composição falsa cor entre, banda 6 SWIR 1, banda 5 Near Infrared (NIR) e banda 4 Red obtidas a partir da imagem digital do satélite Landsat 8 sensor OLI (*Operational Land Imager*). Posteriormente, foram demarcadas as áreas de treinamento e após a identificação das classes de uso do solo foi realizada uma classificação supervisionada pela técnica de máxima verossimilhança e definidas as classes de uso do solo: pastagem, agricultura, floresta e água (Figura 1, A e B).

Foram recortados as áreas referentes de Alta floresta e Sorriso, e as classes de uso do solo pastagem, agricultura, floresta e curso d'água foram convertidas em formato shapefile no software Arcgis e selecionados os polígonos referentes à floresta para o cálculo de conectividade da paisagem.

## Quantificação da Conectividade Geral.

A dispersão dos organismos na matriz de paisagem foi calculada pelo índice de conectividade baseado na Teoria dos Grafos, que representa a paisagem por uma rede de nós espacialmente que são correspondentes a manchas de habitats (que são representados pelos fragmentos florestais neste estudo), conectados por ligações que representam a capacidade das espécies se dispersarem entre dois fragmentos florestais (Figura 2).

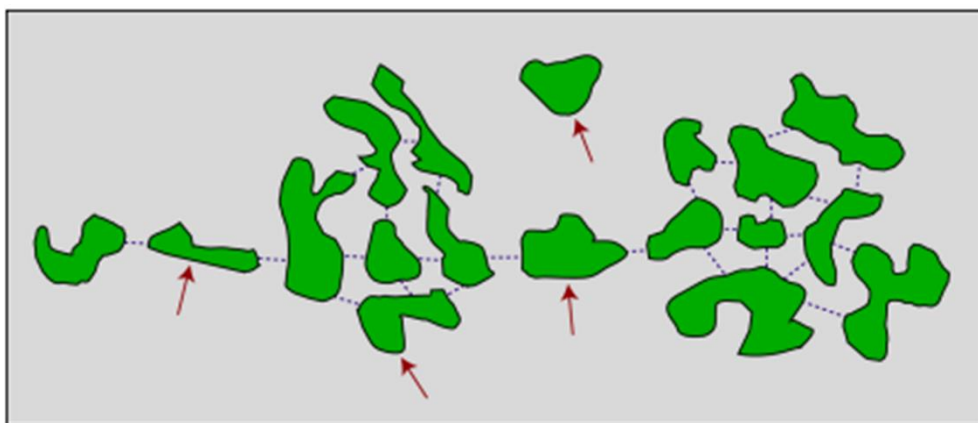


FIGURA 2: Remanescentes florestais em uma paisagem simples que ilustram diferentes tipos de fragmentos de habitats (indicados pelas setas). Os fragmentos em verde representam um nó (Teoria dos Grafos) com as ligações existentes mostradas pelas linhas tracejadas, indicando os fragmentos que são interconectados e que possibilitam a mobilidade de diversas espécies e os fragmentos que se conectam na paisagem (Saura & Pascual-Hortal, 2007b).

Esta teoria permite determinar a importância de cada fragmento florestal na matriz de paisagem para mobilidade dos organismos (Urban & Keitt, 2001, Saura & Pascual-Hortal, 2007a). Para avaliar o potencial de cada fragmento florestal para conectividade foram utilizadas as métricas de conectividade de paisagem (Tabela 1).

Tabela 1: Índices de conectividade da paisagem e descrição das métricas

Índice	Fórmula	Significado	Referência
PC Probabilidade Conectividade	$PC = \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n a_i a_j P_{ij}^*}{A_L^2}$	É definido como a probabilidade de que Dois pontos aleatoriamente colocados dentro da paisagem caíam em áreas de habitat que são alcançáveis uns dos outros (interconectados)	(Saura & Pascual-Hortal, 2007a; Pascual-Hortal & Saura, 2008)
dPCflux		Corresponde ao fluxo de dispersão ponderado por área através das conexões do fragmento	(Saura & Rubio, 2010)
dP Cconnector		É a contribuição do fragmento ou ligação de k para a conectividade entre outros fragmentos de habitat	(Saura & Rubio, 2010)
dPCintra		É a contribuição do fragmento k em termos de conectividade intra-fragmento	(Saura & Rubio, 2010)
Índice integral de conectividade (IIC)	$IIC = \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n \frac{a_i * a_j}{1 + nl_{ij}}}{A_L^2}$	Leva em conta a área conectada existente dentro dos fragmentos, o fluxo de dispersão estimado entre diferentes fragmentos , e sua contribuição como degraus	(Pascual-Hortal & Saura, 2006; Saura & Pascual-Hortal, 2007a)
dIICflux		Estima a quantidade de fluxos de dispersão entre um determinado fragmento (como a origem ou destino daqueles fluxos)	(Saura & Rubio, 2010)
dIICconnector		Mede a contribuição da conectividade do fragmento analisado entre outros fragmentos como um elemento de ligação entre eles.	(Saura & Rubio, 2010)
Diicintra		A fração intra é a contribuição do fragmento k em termos de conectividade intra-fragmento	(Saura & Rubio, 2010)
NL - Número de ligações		A medida que uma paisagem está mais conectada, apresentará um número total maior de ligações	(Pascual-Hortal & Saura, 2006)

Continua...

Tabela 1: Índices de conectividade da paisagem e descrição das métricas. Continuação

Índice	Formula	Significado	Referência
NC - Número de componentes		A paisagem fica mais conectada, apresentará menos componentes	(Pascual-Hortal & Saura, 2006)
dA		Representa a porcentagem da área total de habitat correspondente para esse nó	(Pascual-Hortal & Saura, 2006)
Harary index	$H = \frac{1}{2} \sum_{i=1}^n \sum_{j=1, j \neq i}^n \frac{1}{nl_{ij}}$	Indica os caminhos mais curtos para conectividade da paisagem em distância topológica, os maiores valores indicam uma paisagem conectada.	(Ricotta et al, 2000)
LCP - Probabilidade de coincidência de paisagem	$LPC = \sum_{i=1}^{NC} \left( \frac{c_i}{A_L} \right)^2$	É a probabilidade de Dois pontos estarem conectados aleatoriamente e pertencerem ao mesmo habitat.	(Bogaert et al, 2005; Saura & Rubio, 2010; Pascual-Hortal & Saura, 2006)
AWF - Fluxo ponderado da área	$AWF = \sum_{i=1}^n \sum_{j=1, i \neq j}^n pij$ * $a_i$ * $a_j$	Onde n é o número total de nós na paisagem, pij é a probabilidade de direta dispersão entre nós i e j	(Bunn et al, 2000; Urban & Keitt, 2001)
Centralidade de intermediação, BC	$BC(k) = \sum_i \sum_j \frac{p(i, k, j)}{p(i, j)}$	É definida como a fração de caminhos mais curtos passando por um dado nó k	
BC (IIC)		Leva em consideração comprimento (número de ligações) dos caminhos entre os fragmentos nos quais um determinado nó está envolvido, os caminhos mais longos são considerados menos viáveis.	(Pascual-Hortal & Saura, 2007a; Bodin & Saura, 2010)
BC (PC)		Considera a probabilidade de movimento através de um caminho particular (probabilidade máxima do produto $p * ij$ , de modo que os caminhos com maior $p * ij$ recebem mais peso nos cálculos de centralidade	(Pascual-Hortal & Saura, 2007a; Bodin & Saura, 2010)



Foram estabelecidos seis valores hipotéticos de dispersão médios das espécies: 100, 500, 1,000, 2.000, 5,000 e 10,000 m. Estas distâncias viabilizam uma grande amplitude de respostas de diferentes espécies de plantas e animais no padrão de paisagem que estão inseridas (Bowman et al, 2002; Smith & Green, 2005 ; Thomson et al, 2011; Stevens et al, 2013). Estas distâncias foram utilizadas porque a conectividade de paisagem depende da capacidade de dispersão das espécies, assim apresentando diferentes níveis de conexão para espécies diferentes (Crooks & Sanjayan, 2006 ; Fourie et al, 2015). Os fragmentos florestais foram categorizados em cinco classes: até 5 hectares, 5 a 10 hectares, 10 a 20 hectares, 20 a 50 hectares e maiores que 50 hectares, para o cálculo de conectividade dos fragmentos.

Para calcular os índices de conectividade e determinar sua importância foram calculadas as distâncias euclidianas de borda a borda dos fragmentos florestais através do plugin Conefor Sensinode 2.6 ([http://www.jennessent.com/arcgis/conefor\\_inputs.htm](http://www.jennessent.com/arcgis/conefor_inputs.htm)) no software Arcgis 10.5, (Figura 3).

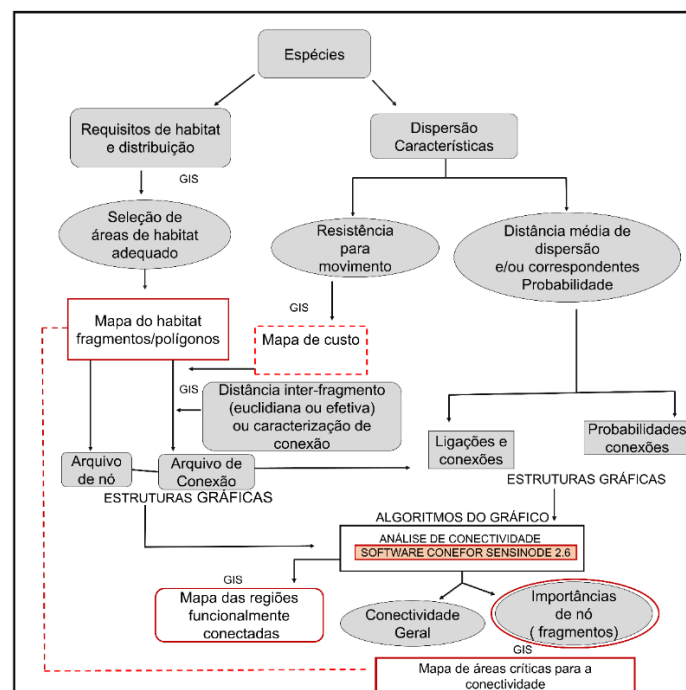


FIGURA 3: Esquema da metodologia para análise de conectividade da paisagem através do software Conefor Sensinode 2.6 (Saura & Pascual-Hortal, 2007b).

## Estrutura da Paisagem

As métricas de paisagem foram calculadas no software Arcgis 10.5, utilizando a extensão V-LATE (*Vector-based Landscape Analysis Tools Extension*) (Lang & Tiede, 2003). Os cálculos são executados baseados em um conjunto de dados vetoriais (polígonos), fornecendo medidas da estrutura da paisagem que inclui aspectos da descrição quantitativa da estrutura da paisagem e caracterizando a estrutura em três níveis: métricas em nível de mancha, as quais descrevem as características geométricas de manchas individuais; métricas em nível de classe, as quais analisam a configuração do conjunto de manchas; e métricas em nível de paisagem, as quais se referem à paisagem por inteiro (McGarigal & Marks, 1995; Lang & Blaschke, 2009).

Métricas de estrutura da paisagem:

Area\_hect; tamanho de cada fragmento em hectares.

$$MPS = \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}}{n_i} \left( \frac{1}{10.000} \right)$$

l: tipos de fragmentos (classes)

j: n fragmentos

n: número total de fragmentos na paisagem

a<sub>ij</sub>: área (m<sup>2</sup>) do fragmento ij

Onde: MPS é igual à soma das áreas (m<sup>2</sup>) de todos os tipos de fragmentos, divididos pelo número de fragmentos do mesmo tipo, divididos por 10.000 (para converter para hectares).

Shape\_idx: Índice de forma; quanto mais próximo o valor do shape = 1 a forma do fragmento está mais próxima de um círculo, com valores maiores a forma do fragmento é mais irregular.

$$SHAPE = \frac{P_{ij}}{2\sqrt{\pi * a_{ij}}}$$

l: tipos de fragmentos (classes)

j: n fragmentos

$a_{ij}$ : área ( $m^2$ ) do fragmento ij

$\rho_{ij}$ : perímetro do fragmento ij

Fractal dimension: Uma dimensão fractal maior que 1 para um fragmento bidimensional indica uma partida da geometria euclidiana (isto é, um aumento na complexidade da forma). Essa métrica expressa a complexidade da forma do fragmento, sendo que valores próximos de 1 representam perímetros simples e valores próximos de 2 indicam perímetros complexos baseados na forma.

Onde: FRACT é igual a 2 vezes o logaritmo do perímetro do fragmento (m) dividido pelo logaritmo da área do fragmento ( $m^2$ ).

$$FRACT = \frac{2 \ln \rho_{ij}}{\ln a_{ij}}$$

$a_{ij}$ : área ( $m^2$ ) do fragmento ij

$\rho_{ij}$ : perímetro do fragmento ij

Distância do vizinho mais próximo: onde MNN é igual a soma da distância (m) do fragmento vizinho mais próximo e informa a distância média do vizinho mais próximo para a classe em estudo (fragmentos florestais).

$$MNN = \frac{\sum_{j=1}^{n'} h_{ij}}{n' i}$$

$n'$ : número total de fragmentos na paisagem que têm vizinhos mais próximos

$H_{ij}$ : distância (m) do fragmento ij ao fragmento vizinho mais próximo.

tipo (classe), baseado na distância entre arestas.

$n' i$ : número de fragmentos na paisagem do tipo de fragmento (classe) i.

### **Análise Estatística.**

Foi utilizada a análise multivariada PCA com o pacote Factorminer (Lê, 2008) para a redução dos conjuntos de dados, permanecendo as variáveis

mais importantes correlacionadas de conectividade para a classe da pecuária e agricultura. Para verificar qual variável de estrutura de paisagem que influencia na conectividade de paisagem foi realizada uma análise de redundância (RDA) com o pacote Vegan (Oksanen et al, 2018), e análise multivariada de MANOVA para analisar as diferenças de conectividade entre as atividades de pecuária e agricultura. Os testes estatísticos foram realizados no software R 3.4.3 (R Development Core Team, 2017).

## RESULTADOS

A área de estudo compreendeu um total de 8.964 fragmentos florestais, sendo 6.149 para a matriz de paisagem de pecuária e 2.815 para a matriz de agricultura (Tabela 2). Entre as classes de fragmentos florestais analisados os fragmentos menores que 5 ha representam o maior número de fragmentos (Figura 4 A1, A2)

Tabela 2: Número de fragmentos florestais para as classes de tamanho de até 5 hectares, 5 a 10 hectares, 10 a 20 hectares, 20 a 50 hectares e maiores que 50 hectares para matriz de pecuária no município de Alta Floresta-MT e matriz de agricultura município de Sorriso-MT.

Classes	≤ 5 (ha)	5 - 10 (ha)	10-20 (ha)	20-50 (ha)	≥ 50 (ha)
Matriz de pecuária	4.608	658	374	283	226
Matriz de agricultura	2.049	188	136	147	295

Os fragmentos florestais maiores que 50 hectares para áreas de pecuária representaram 3,68 % do total dos fragmentos, com 94,30 % do total de área de floresta. Na atividade agricultura representam 10,48% do total de fragmentos, com 96,19% de toda área de floresta. Embora, os fragmentos florestais maiores que 50 hectares representem o menor número de fragmentos entre as classes analisadas, eles concentram a maior área de

remanescentes florestais e sua distribuição espacial está representada na Figura 4.

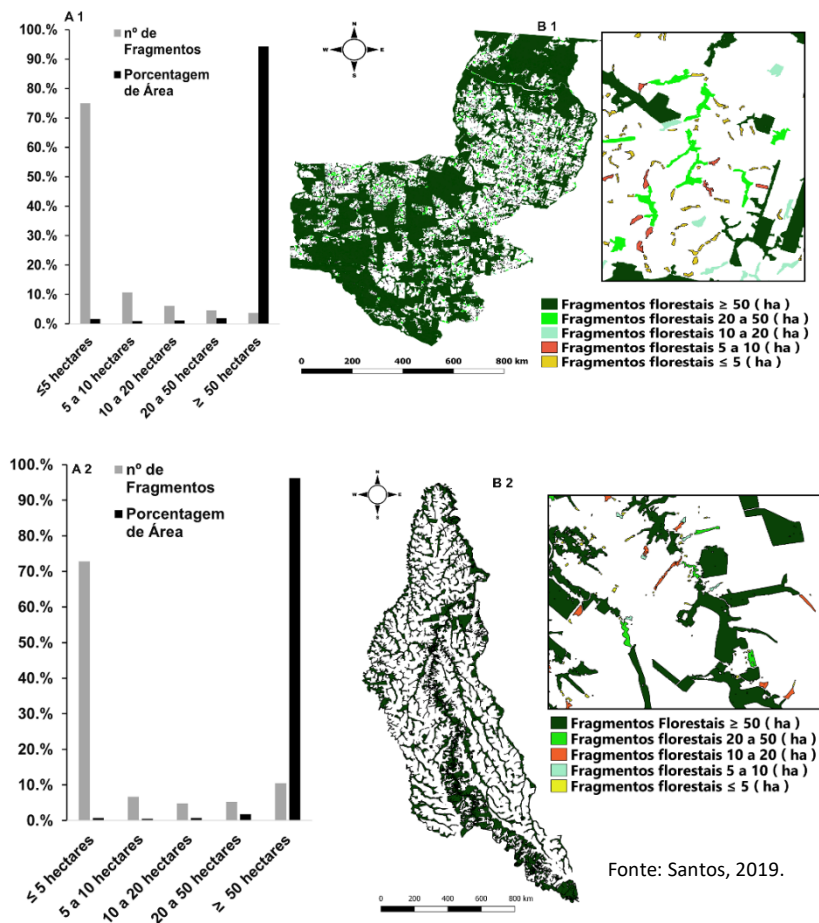


FIGURA 4: Proporção de número dos fragmentos e área dos fragmentos da matriz de pecuária; (A2) Proporção de número dos fragmentos e área dos fragmentos da matriz de agricultura; (B1) distribuição das categorias de tamanho na matriz de pecuária; (B2) distribuição das categorias de tamanho na matriz de agricultura.

As variáveis selecionadas de conectividade pela sua maior contribuição nos eixos PCA para áreas de pecuária e agricultura foram dIIC, dIICintra, dIICFlux, dIICconnector, dA, dH e DLCP (Figuras 5 e 6). As variáveis que mais contribuem com a conectividade geral para matriz de pecuária foram o Índice de Haravy (dH) com 26.8% e o Índice Integral de Conectividade (dIIC) e suas frações com 39.01%. Para a matriz de agricultura as variáveis que contribuíram como maiores valores para conectividade geral foram o Índice de Haravy (dH) com 26.5% e o Índice Integral de Conectividade (dIIC) e suas frações com 39.5%. A conectividade entre a matriz de pecuária e agricultura é diferente

estatisticamente, verificada pelo teste multivariado de Manova (Pillai=0.01986; Aprox.F=182.37; Df=6; Pr( F ) < 0.001).

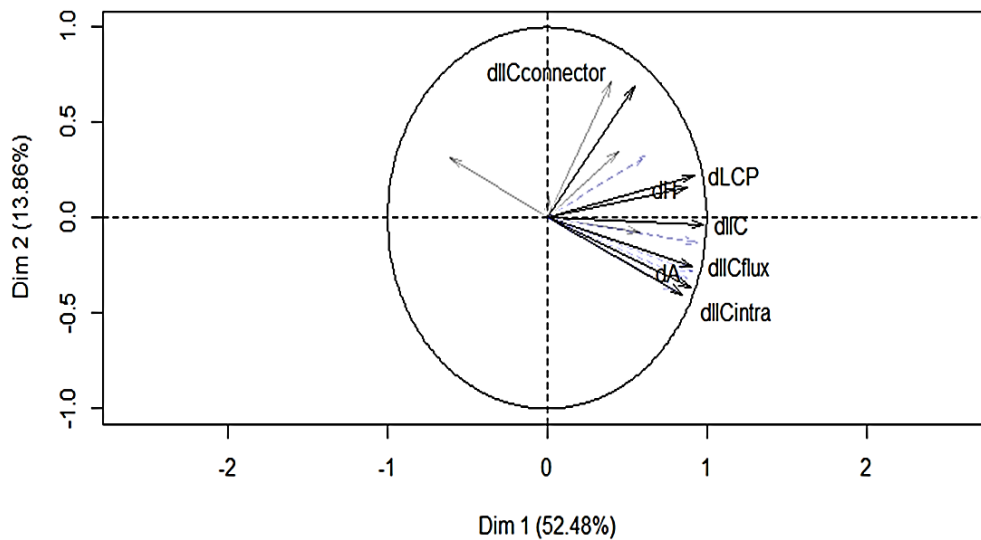


FIGURA 5: Contribuição das variáveis de conectividade na matriz de pecuária no município de Alta Floresta-MT, nos dois eixos principais da PCA.

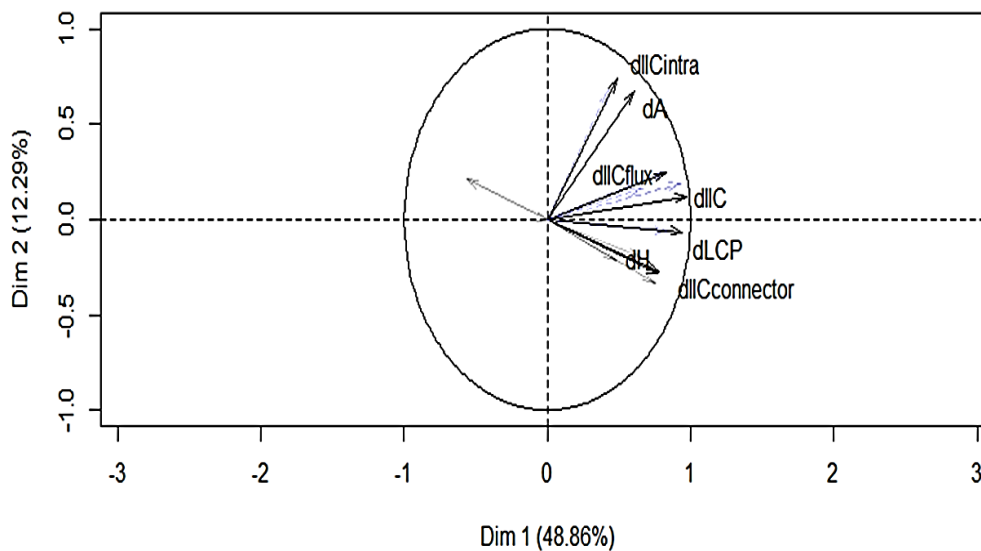


FIGURA 6: Contribuição das variáveis de conectividade na matriz de agricultura no município de Sorriso-MT, nos dois eixos principais da PCA.

A RDA apresentou os índices de forma do fragmento (Shape\_index) e área dos fragmentos em quadrantes diferentes, mas com a inclinação dos eixos próximos que indicam sua influência nos índices de conectividade para a matriz de pecuária (Figura 7) e Anova significativa para influência destas variáveis na variação dos índices de conectividade na matriz de pecuária (Anova; Df=4; F=3049.4; p=0.001). Para a matriz de agricultura os índices

Shape\_index e o índice de complexidade (Frac\_Dim) apresentam inclinações em quadrantes diferentes e inclinação dos eixos próximos que indicam sua influência nos índices de conectividade da matriz de agricultura (Figura 8). A influência destes índices na variação da conectividade foi significativa para matriz de agricultura (Anova; Df=3; F=12.428; p=0.001).

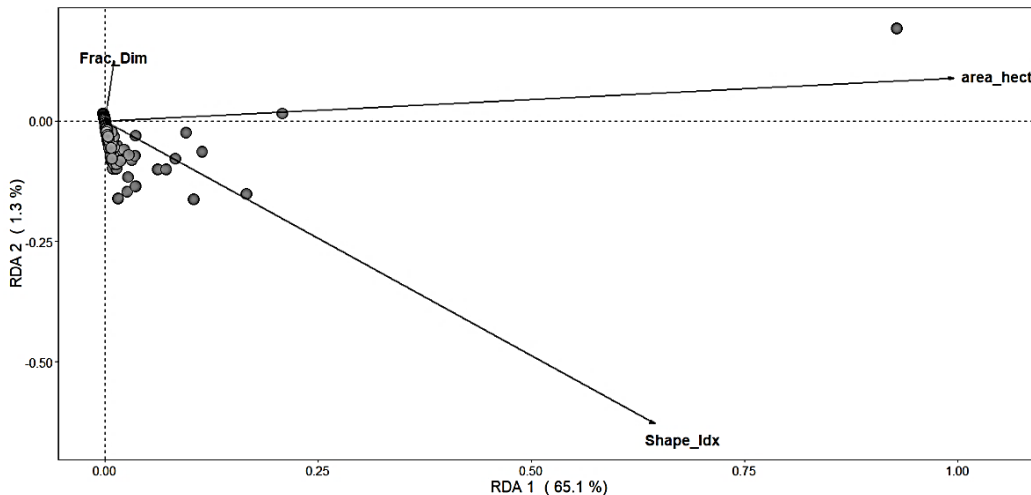


FIGURA 7: Contribuição das métricas de paisagem, índice de forma (shape\_index) e tamanho da área (Area\_hect) com maior contribuição para os índices de conectividade da paisagem na matriz de pecuária no município de Alta Floresta-MT.

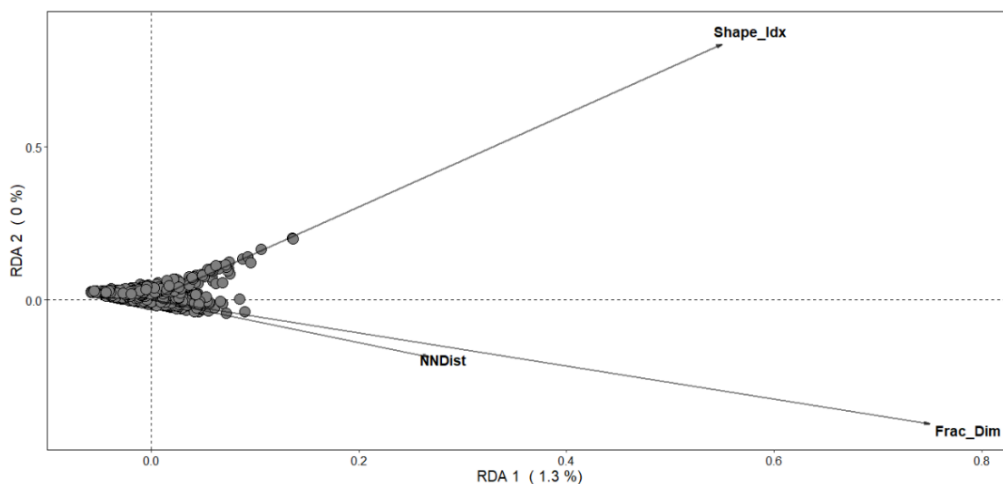


FIGURA 8: Contribuição das métricas de paisagem, índice de forma (shape\_index) e complexidade de fragmento (Frac\_Dim) com maior contribuição para os índices de conectividade da paisagem para a matriz de agricultura no município de Sorriso-MT.

Entre as classes de fragmentos analisados na estrutura da paisagem na matriz de pecuária e de agricultura a métrica de estrutura de paisagem shape

index apresentou valores que determinam que os fragmentos florestais apresentam uma forma retangular e a métrica de fractal dimension (Frac Dim) indica que possuem um perímetro complexo (Tabela 3)

Tabela 3: Índices da estrutura da paisagem para áreas de pecuária e agricultura, índice de forma (Shape\_index), complexidade do fragmento (Frac\_dim), distância do vizinho mais próximo (NNdist), área do vizinho mais próximo (NN\_Area).

Classes	Atividade	Shape index	Frac_Dim	NNDist
≤ 5 ( ha )	Pecuária	1.49880816	1.349,551	315,96
5-10 ( ha )	Pecuária	1.90425988	1.338,734	1.160,61
10-20 ( ha )	Pecuária	2.10265508	1.333,901	1.465,31
20-50( ha )	Pecuária	2.35139576	1.329,226	1.509,67
≥ 50 ( ha )	Pecuária	3.6960177	1.335,721	252,41
≤ 5 ( ha )	Agricultura	1.42442606	1.367,921	462,38
5-10 ( ha )	Agricultura	1.80485106	1.328,069	2.811,83
10-20 ( ha )	Agricultura	1.96688235	1.322,162	3.602,97
20-50( ha )	Agricultura	2.19765306	1.318,932	2.920,66
≥ 50 ( ha )	Agricultura	3.40710508	1.315,915	98.517,38

As maiores contribuições em hectares dos fragmentos analisados para manutenção da conectividade avaliados pelo índice IIC e suas frações estão nos grandes fragmentos, tanto para áreas de pecuária quanto de agricultura (Tabela 4). A distância de 10.000 m apresentou os maiores valores de conectividade para matriz de agricultura (Figura 9), e maior número de ligações (Tabela 5). Uma paisagem que está conectada apresenta baixos números de componentes (NC) (Tabela 5). A variação do NC na pecuária variou de 5.715 para 20 e para área de agricultura variou de 2.199 para 39. Em distâncias curtas existiram mais fragmentos isolados e menor número de ligações, indicando uma paisagem mais fragmentada e sendo a distância de 100 m que apresentou o maior número de componentes para áreas de pecuária e agricultura. Nas matrizes de pecuária e agricultura analisadas a distância de 10.000 m apresentou o menor NC para área de pecuária, com 20 componentes e agricultura com 39 componentes.



Tabela 4: Contribuições em hectares dos fragmentos florestais analisados para a manutenção da conectividade pelo índice integral de conectividade (dIIC), e suas frações, conectividade intra fragmento (dIICintra), fluxo de dispersão no fragmento (dIICflux) e contribuição para conectividade (dIICconnector) para matriz de pecuária no município de Alta Florestas e para matriz de agricultura do município de Sorriso.

Atividade	Índices		≤5 ( ha)	5-10 ( ha)	10-20 (ha)	20-50 ( ha )	≥ 50 (ha )
Matriz de Pecuária	dIIC	Média	0,161	0,284	0,500	0,601	0,816
		Max	16,842	27,450	19,721	21,084	90,193
	dIICintra	Média	0,036	0,067	0,127	0,173	0,208
		Max	0,167	0,281	0,492	0,782	50,804
	dIICflux	Média	0,101	0,169	0,280	0,361	0,470
		Max	0,833	1,263	1,574	2,015	38,559
	dIICconnector	Média	0,023	0,048	0,093	0,067	0,139
		Max	16,703	26,905	18,897	19,633	18,647
Matriz de Agricultura	dIIC	Média	0,188	0,826	0,610	0,543	0,923
		Max	22,146	11,814	21,202	16,490	28,434
	dIICintra	Média	0,034	0,339	0,505	0,425	0,057
		Max	0,485	0,965	1,340	1,483	5,775
	dIICflux	Média	0,128	0,386	0,460	0,511	0,564
		Max	1,920	3,264	3,289	3,611	15,360
	dIICconnector	Média	0,027	0,102	0,140	0,158	0,302
		Max	21,862	10,765	18,287	14,553	23,921

Tabela 5: Classes de distâncias na matriz de pecuária, município de Alta Floresta-MT, e matriz de agricultura no município de Sorriso-MT, com os números de componentes (NC) e números de ligações realizados para cada distância analisada.

Distância(m)	Atividade	NC	Número de ligações
100	Pecuária	5.715	433
500	Pecuária	4.680	1.666
1000	Pecuária	3.403	3.479
2000	Pecuária	1.535	9.653
5000	Pecuária	133	40.848
10000	Pecuária	20	129.034
100	Agricultura	2.199	662
500	Agricultura	1.718	1.665
1000	Agricultura	1.373	2.946
2000	Agricultura	903	5.871
5000	Agricultura	248	18.807
10000	Agricultura	39	51.854

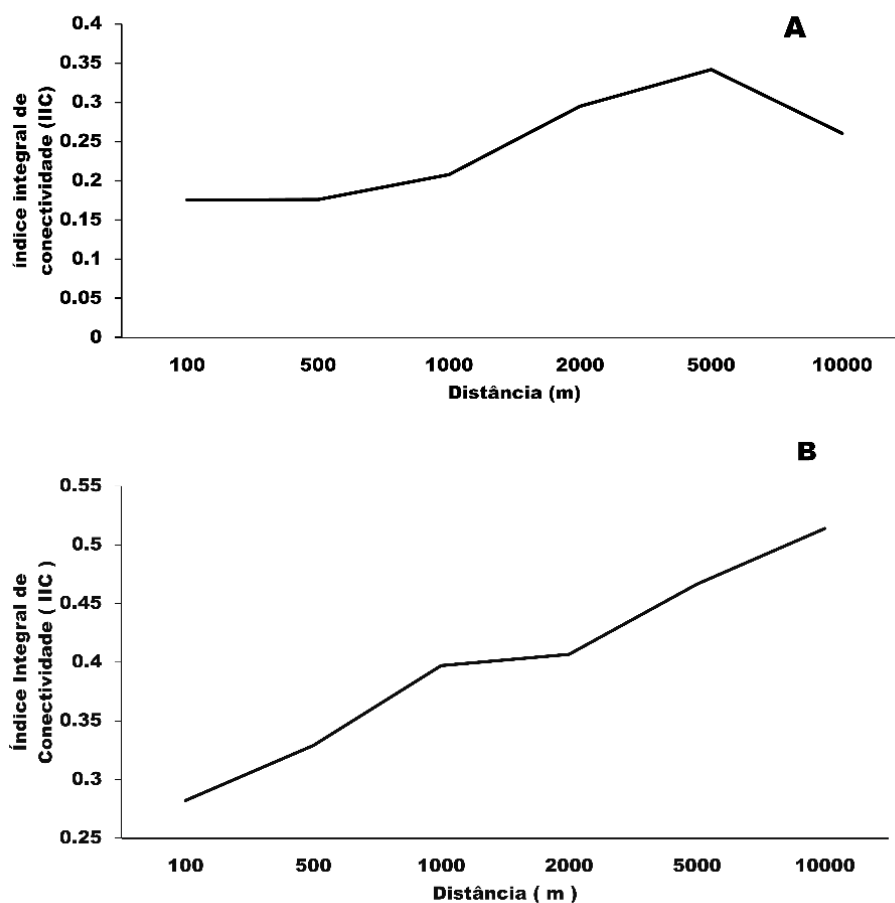


FIGURA 9: Valores do Índice Integral de Conectividade para os valores de dispersão médios das espécies que viabiliza uma amplitude de respostas para diferentes espécies de plantas e animais, na matriz de pecuária no município de Alta Floresta-MT (A) e para a matriz de agricultura no município de Sorriso-MT (B).

Entre os fragmentos as frações dIICflux e dIICconnector contribuem para a conectividade nas distâncias maiores na matriz de pecuária (Figura 10) e na matriz de agricultura (Figura 11). As maiores contribuições para conectividade nos fragmentos analisados nas matrizes de pecuária e agricultura estão nos grandes fragmentos florestais. Entretanto, os fragmentos menores desempenham funções importantes para a conectividade, aumentando o número de ligações até os grandes fragmentos que proporcionam melhores condições para a manutenção das populações de diferentes espécies de plantas e animais (Figuras 12 e 13).

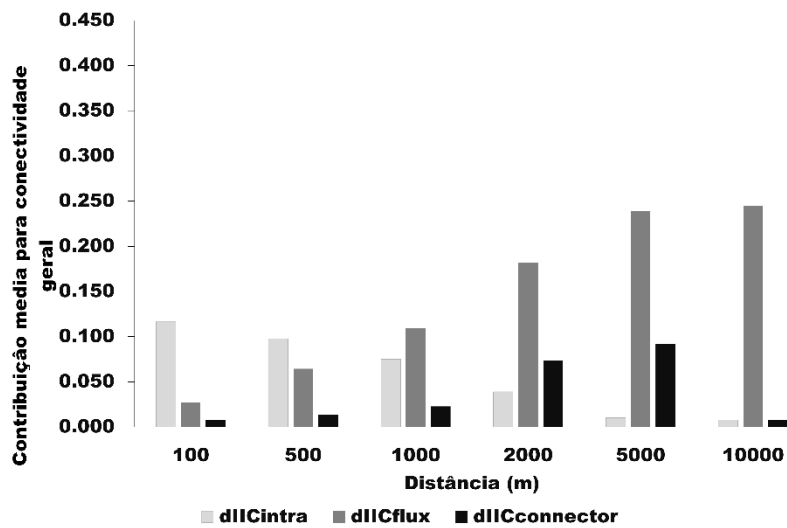


FIGURA 10: Valores das frações do índice integral de conectividade, conectividade intra fragmento (dIICintra), fluxo de dispersão no fragmento (dIICflux) e contribuição para conectividade (dIICconnector) para os valores de dispersão médios dos organismos que viabilizam uma amplitude de respostas para diferentes espécies de plantas e animais, na matriz de pecuária no município de Alta Floresta-MT.

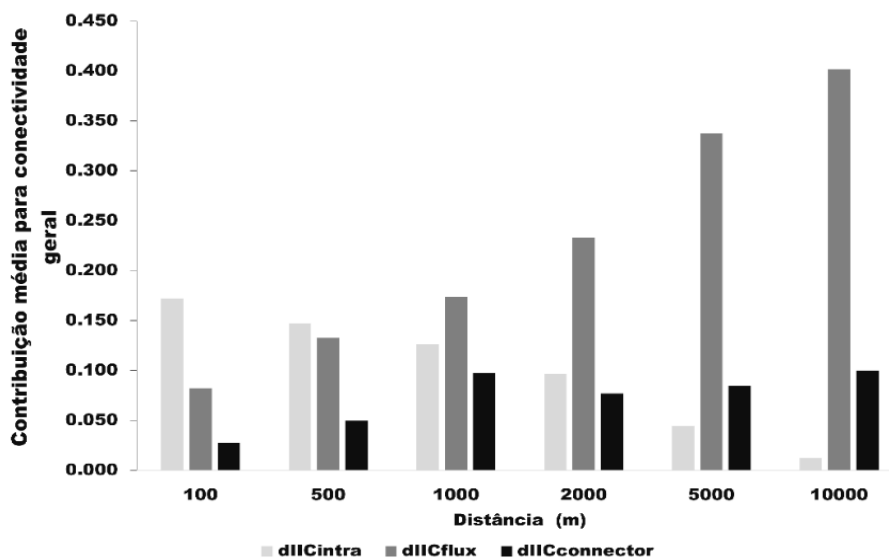
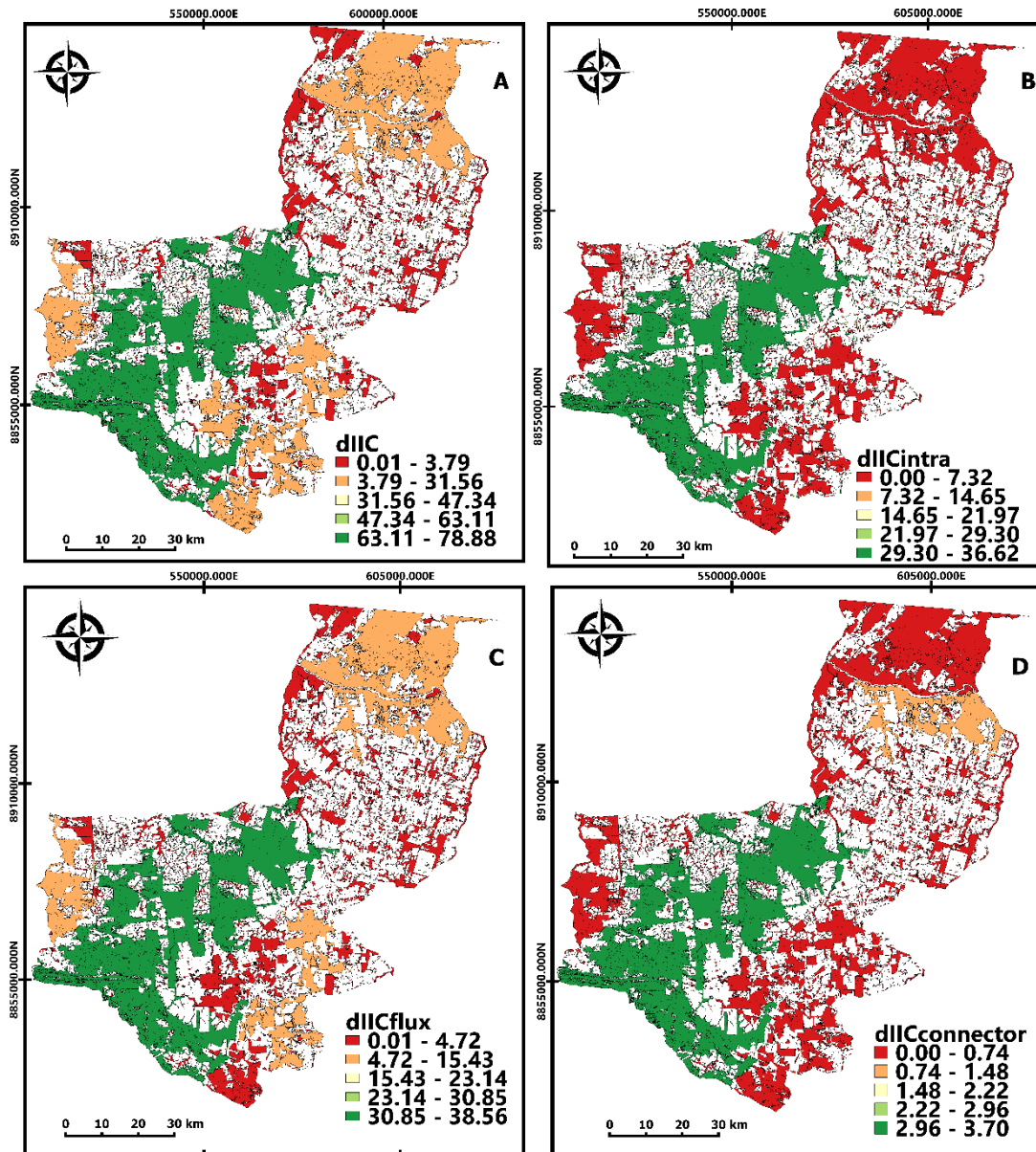
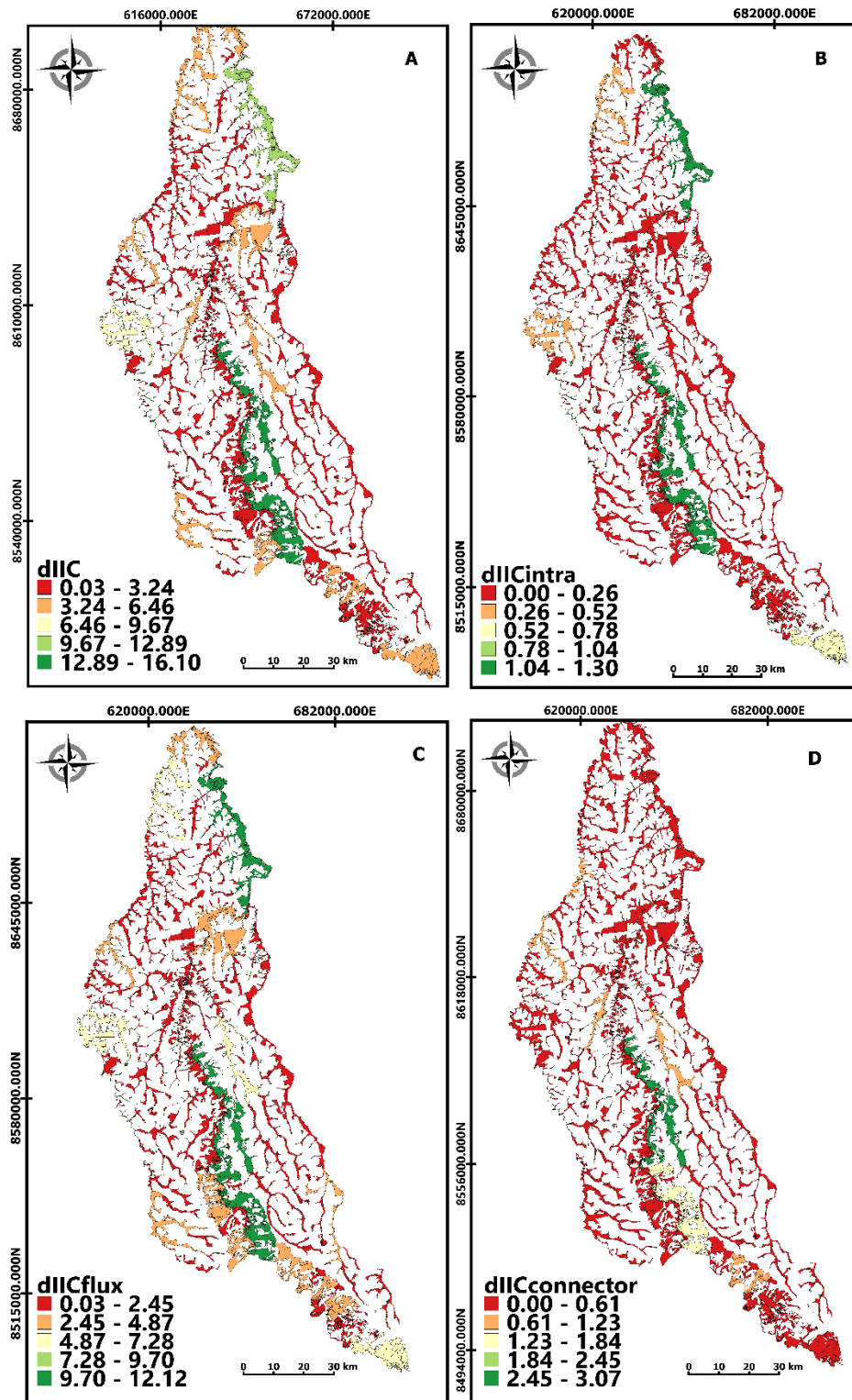


FIGURA 11: Valores das frações do índice integral de conectividade, conectividade intra fragmento (dIICintra), fluxo de dispersão no fragmento (dIICflux) e contribuição para conectividade (dIICconnector) para os valores de dispersão médios dos organismos que viabilizam uma amplitude de respostas para diferentes espécies de plantas e animais, para a matriz de agricultura no município de Sorriso-MT.



Fonte: Santos, 2019.

FIGURA 12: Contribuição dos fragmentos florestais da matriz de pecuária no município de Alta Floresta para a conectividade global, índice integral de conectividade (dIIC) (A), e suas frações, conectividade intra fragmento (dIICintra) (B), fluxo de dispersão no fragmento (dIICflux) (C) e contribuição para conectividade (dIICconnector) (D), na distância de 10.000 m para manutenção da conectividade geral.



Fonte: Santos, 2019.

FIGURA 13: Contribuição dos fragmentos florestais da matriz de agricultura no município de Sorriso para a conectividade global, índice integral de conectividade (dIIC) (A), e suas frações, conectividade intra fragmento (dIICintra) (B), fluxo de dispersão no fragmento (dIICflux) (C) e contribuição para conectividade (dIICconnector) (D), na distância de 10.000 m para manutenção da conectividade geral.

## DISCUSSÃO

A Amazônia Legal, uma unidade político-administrativa que engloba totalmente a Amazônia e partes do Cerrado brasileiro, vem sofrendo um processo intenso de desflorestamento para implantação da pecuária e sojicultura nas últimas décadas. Para assegurar a permanência de parte da vegetação o Novo Código Florestal (NCF), editado em 2012, exige a retenção de 80% da vegetação nas propriedades dentro do bioma Amazônia e 35% nas áreas de Cerrado dentro da Amazônia Legal, chamadas de Reserva Legal (RL), e também a proteção das matas ripárias, chamadas de Áreas de Preservação Permanente (APP) (Brasil, 2012; Soares-Filho et al, 2014). Entretanto, a ocupação desordenada ocorrida no passado resultou em uma paisagem altamente fragmentada com manchas de florestas isoladas umas das outras e muitas áreas nas margens dos corpos de água sem a proteção da vegetação, que puderam ser observadas nas áreas estudadas.

O município de Alta Floresta ainda apresenta 461.292 ha de florestas (51.52% de seu território) distribuídos entre 6,149 fragmentos. Sorriso, embora com uma área um pouco maior que Alta Floresta, apresenta 262.947 ha de vegetação remanescente, equivalendo a 28,13% de seu território e com 2.815 fragmentos florestais. Nossos resultados mostram que o modelo de ocupação em ambos municípios compromete a manutenção da biodiversidade devido às distâncias para a conectividade, o isolamento dos maiores fragmentos, valores para a conectividade, fluxo dos organismos, número de componentes e forma dos fragmentos.

As melhores conectividades foram obtidas em distâncias acima de 5.000 m, associadas aos maiores fragmentos (> 50 ha). Os maiores fragmentos na agricultura apresentaram grande valor para a conservação, embora se encontrem isolados. Na pecuária estes grandes fragmentos também são importantes para a conservação, mas os pequenos fragmentos nesta paisagem têm um maior valor de conectividade em relação à agricultura. A matriz de pecuária apresenta melhores valores de conectividade em relação à distância (0,78) do que a agricultura (0,16), onde valores mais próximos de 1.0 indicam melhor conectividade. Em relação ao tamanho dos fragmentos, a pecuária

também apresentou melhores valores de conectividade (0,90) do que a agricultura (0,28). Para o fluxo dos organismos a pecuária também apresentou melhores valores do que a agricultura, pois, quanto maior o valor maior é a possibilidade de movimentação dos organismos na paisagem. Na pecuária este valor foi de 0,38 e na agricultura foi de 0,15, respectivamente. Isto se repetiu em relação ao número de componentes. A matriz de pecuária apresentou um valor de número de componentes igual a 20, possibilitando 129.000 ligações. Na agricultura este valor foi de 39 e realizando 51.854 ligações entre seus fragmentos. Em relação à forma os resultados em ambas as matrizes foram similares. Na agricultura foi de 3.407 e na pecuária 3.690, demonstrando uma forma complexa, pois, os melhores valores se encontram entre os valores de 1 e 2.

A paisagem resultante observada nesta pesquisa é um modelo perverso para a conservação da biodiversidade porque não levou em conta a conectividade entre os remanescentes florestais, que atuaria como ligações entre estes remanescentes e possibilitaria o fluxo gênico entre os animais e vegetais. O isolamento devido a uma conectividade reduzida entre os remanescentes florestais pode afetar espécies generalistas de mobilidade reduzida e pode levar à redução ou extinção de pequenos mamíferos que possuem uma mobilidade limitada (Gibson et al, 2013; Niculae et al, 2016; Ayram et al, 2017 Doherty & Driscoll, 2018). O isolamento também afeta a permanência de primatas (Lenz et al, 2014) e na condição nutricional das populações de aves que são responsáveis pela dispersão de sementes, que implicam nos processos de regeneração importantes para a manutenção das espécies em paisagens perturbadas (Hernández-Palma & Stouffer, 2018; Bovo et al, 2018). Esta redução de conectividade também pode influenciar na permanência dos grandes carnívoros que necessitam de grandes áreas florestais, podendo levar à extinção inúmeras espécies (Zemanova et al, 2017).

Era de se esperar uma maior conectividade nas áreas agrícolas, onde as margens dos corpos de água dificultariam a ação das máquinas e favoreceriam a permanência das florestas ripárias e, conseqüentemente, um maior índice de conectividade. Esta vegetação ripária formaria corredores ecológicos importantes para a manutenção da conectividade e das espécies (Zimbres et

al, 2017). Entretanto, ocorreu justamente o contrário, com os melhores índices na matriz de pecuária. Os fragmentos florestais analisados e inseridos na matriz de agricultura apresentaram valores menores de conectividade, o que denota uma paisagem com um maior isolamento dos remanescentes que pode influenciar em suas funções ecológicas e na manutenção da biodiversidade.

Nossas análises indicaram que os grandes fragmentos apresentaram os melhores valores de conectividade, em ambas as matrizes, evidenciando suas importâncias. Eles contribuem para a manutenção da biodiversidade (Laurance et al, 2018), mas os pequenos fragmentos também têm valor por atuarem como trampolins e capacidade de reduzir as distâncias entre os fragmentos maiores (Herrera et al, 2017). Estes grandes fragmentos deveriam ser priorizados em eventuais ações de conservação na região de estudos.

Outro fato que chamou a atenção foi em relação ao formato dos remanescentes florestais. As mudanças na paisagem pela ação antrópica afetaram a configuração espacial dos fragmentos analisados pelo índice de forma e dimensão fractal, apresentando uma alta complexidade e uma proximidade da forma retangular, que favorece o efeito de borda. Em paisagens onde os fragmentos florestais apresentam baixos valores de conectividade, como os remanescentes florestais do município de Sorriso, associados à complexidade dos fragmentos, podem influenciar na permanência e na diversidade de mamíferos que dependem de grandes áreas e de vegetação natural (Carvalho et al, 2016; Zimbres et al, 2017). Além disso, a configuração é capaz de influenciar no microclima do fragmento, podendo causar uma redução das espécies que são responsáveis pela dispersão de sementes e que colonizariam novos fragmentos (Ewers & Didham, 2008; Ewers & Banks-Leite, 2013; Haddad et al, 2015; Benchimol & Peres, 2015).

Todos os fatores expostos acima evidenciam a necessidade de que a conectividade da paisagem deveria ser levada em conta na abertura de novas áreas florestadas para a implantação da agricultura. Esta conectividade deveria estar associada à manutenção das florestas ripárias como formadoras de corredores, a proximidade das áreas de RL próximas das APPs e, também, o formato das RL deveria ser considerado, podendo exercer a função de proteção e manutenção da biodiversidade e manter a qualidade da matriz de



paisagem (Thompson et al, 2017). Em um cenário otimista onde as novas áreas de expansão agrícola na Amazônia respeitem a legislação, a simples necessidade de retenção de 80% da vegetação como RL já seria suficiente para promover uma boa conectividade da vegetação. O Cerrado, por seu lado, já é bem preocupante. O NCF exige a retenção de 35% da vegetação nas áreas inseridas dentro da Amazônia Legal e somente 20% nas áreas restantes do bioma. Nossos resultados demonstram que se não ocorrer uma mudança na legislação que englobe a conectividade nos novos desflorestamentos, a biodiversidade continuará comprometida. O Cerrado na região do Matopiba é a nova fronteira agrícola da soja (Noojipady et al, 2017; Lima et al, 2019), com uma expansão projetada de 2,7 milhões de hectares até o ano de 2025, que poderão ser convertidos legalmente em áreas agrícolas (Spera, 2017).

Nestas áreas passíveis de desflorestamentos legalizados, a paisagem do imóvel rural é homologada pelo órgão licenciador no processo de licenciamento. O proprietário rural indica onde se dispõe cada elemento de paisagem em seu imóvel (APP, RL, corpo hídrico, área agrícola) no processo de licenciamento ambiental rural. O cadastro ambiental do imóvel é submetido a avaliação do órgão ambiental estadual que retifica a proposta apresentada pelo proprietário, ou propõe alteração na paisagem. A depender da localização do imóvel, há instrumentos que orientem a localização da RL, como o plano de bacias e o zoneamento ecológico de uma determinada região que podem servir de subsídio ao técnico para recomendar qualquer alteração. Em outras palavras, é o proprietário quem define a área que deseja suprimir ou manter como RL, mas passa pelo aceite da proposta pelo órgão ambiental competente, como orienta a Lei Federal 12.651/12. Esta lei não contempla a conectividade e tampouco os técnicos dos órgãos estaduais responsáveis pelos licenciamentos ambientais estariam familiarizados com este atributo que contribui para a manutenção da biodiversidade. Esta forma de definir as áreas de RL pode homogeneizar a matriz de paisagem e influenciar na manutenção da biodiversidade (Bonanomi et al, 2019).

Neste cenário ainda otimista seria necessária uma revisão nesta lei, contemplando as métricas de paisagem como orientadoras das áreas que não deveriam ser suprimidas e o treinamento de um corpo técnico especializado

nos órgãos ambientais estaduais para suas aplicações. Em um cenário pessimista, mas infelizmente mais realista, os proprietários rurais continuarão a definir os elementos de paisagem em seus imóveis e não haverá possibilidade de mitigação dos efeitos da fragmentação florestal sobre a biodiversidade.

## **CONCLUSÃO**

O aumento da fragmentação da paisagem e intensificação do uso da terra devido ao avanço da fronteira agrícola produziu um modelo perverso para a conservação da biodiversidade nas áreas já desflorestadas no bioma Amazônico e no bioma Cerrado porque não levou em conta a conectividade entre os fragmentos florestais remanescentes. Nas áreas do estado de Mato Grosso a matriz de pecuária apresentou melhores resultados para a conectividade da paisagem do que a matriz de agricultura. Entretanto, ambas apresentam resultados insatisfatórios para a conservação da biodiversidade devido às distâncias encontradas para a conectividade, o isolamento dos maiores fragmentos, valores de conectividade, valores para o fluxo dos organismos, número de componentes que possibilitam as ligações entre os fragmentos e a forma destes que favorece o efeito de borda. Nossos resultados mostram que é necessária uma alteração na legislação atual que contemple a inclusão da conectividade como elemento de mitigação dos efeitos da fragmentação florestal sobre a biodiversidade nas áreas a serem legalmente desflorestadas no Brasil.

## **AGRADECIMENTOS**

À universidade do Estado de Mato Grosso e ao Programa de Mestrado em Biodiversidade e Agroecossistemas Amazônicos -PPGbioagro.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior -Brasil (CAPES)- Código de Financiamento 001.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Alvares, C. A., Stape, J. L., Sentelhas, P. C., de Moraes, G., Leonardo, J., & Sparovek, G. (2013). Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, 22(6), 711-728. Doi: 10.1127/0941-2948/2013/0507.

Ayram, C. A. C., Mendoza, M. E., Etter, A., & Salicrup, D. R. P. (2017). Anthropogenic impact on habitat connectivity: a multidimensional human footprint index evaluated in a highly biodiverse landscape of Mexico. *Ecological Indicators*, 72, 895-909. Doi: 10.1016/j.ecolind.2016.09.007.

Barona, E., Ramankutty, N., Hyman, G., & Coomes, O. T. (2010). The role of pasture and soybean in deforestation of the Brazilian Amazon. *Environmental Research Letters*, 5 (2), 024002. Doi: 10.1088/1748-9326/5/2/024002.

Benchimol, M., & Peres, C. A. (2015). Edge-mediated compositional and functional decay of tree assemblages in Amazonian forest islands after 26 years of isolation. *Journal of Ecology*, 103 (2), 408-420. Doi: 10.1111/1365-2745.12371.

Bodin, Ö., & Saura, S. (2010). Ranking individual habitat patches as connectivity providers: integrating network analysis and patch removal experiments. *Ecological Modelling*, 221 (19), 2393-2405. Doi: 10.1016/j.ecolmodel.2010.06.017.

Bogaert, J., Farina, A., & Ceulemans, R. (2005). Entropy increase of fragmented habitats: A sign of human impact? *Ecological Indicators*, 5 (3), 207-212. Doi: 10.1016/j.ecolind.2005.02.002.

Bonanomi, J., Tortato, F. R., Santos, R., Penha, J. M., Bueno, A. S., & Peres, C. A. (2019). Protecting forests at the expense of native grasslands: Land-use policy encourages open-habitat loss in the Brazilian Cerrado biome. *Perspectives in Ecology and Conservation*. Doi: 10.1016/j.pecon.2018.12.002.

Bovo, A. A., Ferraz, K. M., Magioli, M., Alexandrino, E. R., Hasui, É., Ribeiro, M. C., & Tobias, J. A. (2018). Habitat fragmentation narrows the distribution of avian functional traits associated with seed dispersal in tropical forest. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 16(2), 90-96. Doi: 10.1016/j.pecon.2018.03.004.

Bowman, J., Jaeger, J. A., & Fahrig, L. (2002). Dispersal distance of mammals is proportional to home range size. *Ecology*, 83 (7), 2049-2055. Doi: 10.1890/0012-9658(2002)083[2049:ddomip]2.0.co;2.

BRASIL. (2012). Código Florestal. Brasil: Casa Civil - Presidência da República. [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_Ato2011-2014/2012/Lei/L12651.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2012/Lei/L12651.htm).

Bunn, A. G., Urban, D. L., & Keitt, T. H. (2000). Landscape connectivity: a conservation application of graph theory. *Journal of Environmental Management*, 59 (4), 265-278. Doi:10.1006/jema.2000.0373.

- Carvalho, F., Carvalho, R., Mira, A., & Beja, P. (2016). Assessing landscape functional connectivity in a forest carnivore using path selection functions. *Landscape Ecology*, 31 (5), 1021-1036. Doi: 10.1007/s10980-015-0326-x.
- Crooks, K. R., & Sanjayan, M. (2006). Connectivity conservation: maintaining connections for nature Connectivity Conservation (1-19). Cambridge University Press, New York, NY.
- Doherty, T. S., & Driscoll, D. A. (2018). Coupling movement and landscape ecology for animal conservation in production landscapes. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 285(1870), 20172272. Doi:10.1098 / rspb.2017.2272.
- Exelis, 2014. Fast Line-of-sight Atmospheric Analysis of Hypercubes (FLAASH).
- Ewers, R. M., & Banks-Leite, C. (2013). Fragmentation impairs the microclimate buffering effect of tropical forests. *PLOS One*, 8 (3), e58093. Doi: 10.1371/journal.pone.0058093.
- Ewers, R. M., & Didham, R. K. (2008). Pervasive impact of large-scale edge effects on a beetle community. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105 (14), 5426-5429. Doi: 10.1073/pnas.0800460105.
- Fourie, L., Rouget, M., & Lötter, M. (2015). Landscape connectivity of the grassland biome in Mpumalanga, South Africa. *Austral Ecology*, 40 (1), 67-76. Doi: 10.1111/aec.12169.
- Gibson, L., Lynam, A. J., Bradshaw, C. J., He, F., Bickford, D. P., Woodruff, D. S., ... & Laurance, W. F. (2013). Near-complete extinction of native small mammal fauna 25 years after forest fragmentation. *Science*, 341(6153), 1508-1510. Doi: 10.1126/science.1240495.
- Haddad, N. M., Brudvig, L. A., Clobert, J., Davies, K. F., Gonzalez, A., Holt, R. D., ... & Cook, W. M. (2015). Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advances*, 1 (2), e1500052. Doi: 10.1126/sciadv.1500052.
- Hernández-Palma, A., & Stouffer, P. C. (2018). Matrix and area effects on the nutritional condition of understory birds in Amazonian rainforest fragments. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 16(3), 139-145. Doi: 10.1016/j.pecon.2018.06.003.
- Herrera, L. P., Sabatino, M. C., Jaimes, F. R., & Saura, S. (2017). Landscape connectivity and the role of small habitat patches as stepping stones: an assessment of the grassland biome in South America. *Biodiversity and Conservation*, 26 (14), 3465-3479. Doi: 10.1007/s10531-017-1416-7.
- Hosonuma, N., Herold, M., De Sy, V., De Fries, R. S., Brockhaus, M., Verchot, L., ... & Romijn, E. (2012). An assessment of deforestation and forest degradation drivers in developing countries. *Environmental Research Letters*, 7(4), 044009. Doi: 10.1088/1748-9326/7/4/044009.
- IBGE-2018: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/mt/alta-floresta/panorama>. Acessado em 11/01/2019.

INPE 2019. Projeto PRODES: Monitoramento da Floresta Amazônica Brasileira por satélite. <http://www.obt.inpe.br/prodes/dashboard/prodes-rates.html>. Acessado em 11/01/2019.

Lang, S., & Blaschke, T. (2009). *Análise da paisagem com SIG*. Oficina de Textos.

Lang, S., & Tiede, D. (2003). VLATE Extension für ArcGIS-vektorbasiertes Tool zur quantitativen Landschaftsstrukturanalyse. *ESRI Anwenderkonferenz*. <http://www.arcgis.com/home/item.html?id=69963ab422d04e649b64ac11cbadafed>. Acessado em 16/04/18.

Laurance, William F.; Sayer, Jeffrey; Cassman, Kenneth G. (2014). Agricultural expansion and its impacts on tropical nature. *Trends in ecology & evolution*, v. 29, n. 2, p. 107-116. Doi: 10.1016/j.tree.2013.12.001.

Laurance, W. F., Camargo, J. L., Fearnside, P. M., Lovejoy, T. E., Williamson, G. B., Mesquita, R. C., ... & Laurance, S. G. (2018). An Amazonian rainforest and its fragments as a laboratory of global change. *Biological Reviews*, 93 (1), 223-247. Doi: 10.1111/brv.12343.

Lê, S., Josse, J., & Husson, F. (2008). FactoMineR: an R package for multivariate analysis. *Journal of Statistical Software*, 25 (1), 1-18. Doi: 10.18637/jss.v025.i01.

Lenz, B. B., Jack, K. M., & Spironello, W. R. (2014). Edge effects in the primate community of the biological dynamics of forest fragments project, A mazonas, B rasil. *American Journal of Physical Anthropology*, 155(3), 436-446. Doi 10.1002/ajpa.22590.

Lima, M., da Silva Junior, C. A., Rausch, L., Gibbs, H. K., & Johann, J. A. (2019). Demystifying sustainable soy in Brazil. *Land Use Policy*, 82, 349-352. Doi: 10.1016/j.landusepol.2018.12.016.

Maxwell, S. L., Fuller, R. A., Brooks, T. M., & Watson, J. E. (2016). Biodiversity: The ravages of guns, nets and bulldozers. *Nature*, 536 (7615), 143-145. Doi: 10.1038 / 536143a.

McClanahan, T. R., Donner, S. D., Maynard, J. A., MacNeil, M. A., Graham, N. A., Maina, J., ... & Eakin, C. M. (2012). Prioritizing key resilience indicators to support coral reef management in a changing climate. *PloS One*, 7 (8), e42884. Doi: 10.1371/journal.pone.0042884.

McGarigal, K., & Marks, B. J. (1995). FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. *Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-351*. Portland, OR: US Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. 122 p, 351.

Merriam, G. R. A. Y. (1984). Connectivity: a fundamental ecological characteristic of landscape pattern. In: *Methodology in landscape ecological research and planning: proceedings, 1st seminar, International Association of Landscape Ecology*, Roskilde, Denmark, Oct 15-19, 1984/eds. J. Brandt, P. Agger. Roskilde, Denmark: Roskilde University Centre.

- Newbold, T., Hudson, L. N., Hill, S. L., Contu, S., Lysenko, I., Senior, R. A., ... & Day, J. (2015). Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. *Nature*, 520(7545), 45. Doi: 10.1038/nature14324.
- Niculae, M. I., Nita, M. R., Vanau, G. O., & Patroescu, M. (2016). Evaluating the functional connectivity of Natura 2000 forest patch for mammals in Romania. *Procedia Environmental Sciences*, 32, 28-37. Doi: 10.1016/j.proenv.2016.03.009.
- Noojipady, P., Morton, C. D., Macedo, N. M., Victoria, C. D., Huang, C., Gibbs, K. H., & Bolfe, L. E. (2017). Forest carbon emissions from cropland expansion in the Brazilian Cerrado biome. *Environmental Research Letters*, 12(2), 025004. Doi: 10.1088/1748-9326/aa5986.
- Oksanen, J., Blanchet, F. G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P. R., O'Hara, R. B., ... & Wagner, H. (2018). Community ecology package. R package version 2.4.6. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>.
- Pascual-Hortal, L., & Saura, S. (2006). Comparison and development of new graph-based landscape connectivity indices: towards the prioritization of habitat patches and corridors for conservation. *Landscape Ecology*, 21 (7), 959-967. Doi: 10.1007/s10980-006-0013-z.
- Pascual-Hortal, L., & Saura, S. (2008). Integrating landscape connectivity in broad-scale forest planning through a new graph-based habitat availability methodology: application to capercaillie (*Tetrao urogallus*) in Catalonia (NE Spain). *European Journal of Forest Research*, 127 (1), 23-31. Doi: 10.1007/s10342-006-0165-z.
- Qi, K., Fan, Z., Ng, C. N., Wang, X., & Xie, Y. (2017). Functional analysis of landscape connectivity at the landscape, component, and patch levels: A case study of Minqing County, Fuzhou City, China. *Applied Geography*, 80, 64-77. Doi: 10.1016/j.apgeog.2017.01.009.
- R Core Team (2017). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. [URL https://www.R-project.org/](https://www.R-project.org/).
- Rayfield, B., Pelletier, D., Dumitru, M., Cardille, J. A., & Gonzalez, A. (2016). Multipurpose habitat networks for short-range and long-range connectivity: a new method combining graph and circuit connectivity. *Methods in Ecology and Evolution*, 7(2), 222-231. Doi 10.1111/2041-210X.12470.
- Ricotta, C., Stanisci, A., Avena, G. C., & Blasi, C. (2000). Quantifying the network connectivity of landscape mosaics: a graph-theoretical approach. *Community Ecology*, 1 (1), 89-94. Doi:10.1556/ComEc.1.2000.1.12.
- Saura, S., & Pascual-Hortal, L. (2007a). A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: comparison with existing indices and application to a case study. *Landscape and Urban Planning*, 83 (2-3), 91-103. Doi: 10.1016/j.landurbplan.2007.03.005.
- Saura, S., & Pascual-Hortal, L. (2007b). Conefor Sensinode 2.2 User's Manual: Software for quantifying the importance of habitat patches for maintaining landscape connectivity through graphs and habitat availability indices. *University of Lleida, Spain*.

- Saura, S., & Rubio, L. (2010). A common currency for the different ways in which patches and links can contribute to habitat availability and connectivity in the landscape. *Ecography*, 33 (3), 523-537. Doi: 10.1111/j.1600-0587.2009.05760.x.
- Saura, S., Bodin, Ö., & Fortin, M. J. (2014). EDITOR'S CHOICE: Stepping stones are crucial for species' long-distance dispersal and range expansion through habitat networks. *Journal of Applied Ecology*, 51 (1), 171-182. Doi: 10.1111/1365-2664.12179.
- Soares-Filho, B., Rajão, R., Macedo, M., Carneiro, A., Costa, W., Coe, M., ... & Alencar, A. (2014). Cracking Brazil's forest code. *Science*, 344 (6182), 363-364. Doi:10.1126 / science.1246663.
- SojaMaps.2018. GAAF-Geotecnologia Aplicada em Agricultura e Floresta. UNEMAT Alta floresta. <http://pesquisa.unemat.br/gaaf/sojamaps>.
- Spera, S. (2017). Agricultural intensification can preserve the Brazilian Cerrado: Applying lessons from Mato Grosso and Goiás to Brazil's last agricultural frontier. *Tropical Conservation Science*, 10. Doi: 10.1177/1940082917720662.
- Smith, M. A., & Green, D. M. (2005). Dispersal and the metapopulation paradigm in amphibian ecology and conservation: are all amphibian populations metapopulations?. *Ecography*, 28(1), 110-128 Doi: 10.1111/j.0906-7590.2005.04042.x.
- Stevens, V. M., Trochet, A., Blanchet, S., Moulherat, S., Clobert, J., & Baguette, M. (2013). Dispersal syndromes and the use of life-histories to predict dispersal. *Evolutionary Applications*, 6 (4), 630-642. Doi: 10.1111/eva.12049.
- Thompson, P. L., Rayfield, B., & Gonzalez, A. (2017). Loss of habitat and connectivity erodes species diversity, ecosystem functioning, and stability in metacommunity networks. *Ecography*, 40 (1), 98-108. Doi: 10.1111/ecog.02558.
- Thomson, F. J., Moles, A. T., Auld, T. D., & Kingsford, R. T. (2011). Seed dispersal distance is more strongly correlated with plant height than with seed mass. *Journal of Ecology*, 99 (6), 1299-1307. Doi: 10.1111/j.1365-2745.2011.01867.x.
- Tilman, D., Clark, M., Williams, D. R., Kimmel, K., Polasky, S., & Packer, C. (2017). Future threats to biodiversity and pathways to their prevention. *Nature*, 546(7656), 73. Doi: 10.1038/nature22900.
- Turubanova, S., Potapov, P. V., Tyukavina, A., & Hansen, M. C. (2018). Ongoing primary forest loss in Brazil, Democratic Republic of the Congo, and Indonesia. *Environmental Research Letters*, 13 (7), 074028. Doi: 10.1088/1748-9326/aacd1c.
- Urban, D. L., Minor, E. S., Treml, E. A., & Schick, R. S. (2009). Graph models of habitat mosaics. *Ecology Letters*, 12(3), 260-273. Doi: 10.1111/j.1461-0248.2008.01271.x
- Urban, D., & Keitt, T. (2001). Landscape connectivity: a graph-theoretic perspective. *Ecology*, 82 (5), 1205-1218. Doi: 10.1890/0012-9658(2001)082[1205:LCAGTP]2.0.CO;2.

USGS-2017 UNITED STATES GEOLOGICAL SURVEY. Downloads de imagens Landsat. Disponível em <https://earthexplorer.usgs.gov/>. Acessado em 06/06/2017

With, K. A. (1997). The Application of Neutral Landscape Models in Conservation Biology: Aplicación de Modelos de Paisaje Neutros en la Biología de la Conservación. *Conservation Biology*, 11 (5), 1069-1080. Doi: 10.1046/j.1523-1739.1997.96210.x.

Zalles, V., Hansen, M. C., Potapov, P. V., Stehman, S. V., Tyukavina, A., Pickens, A., ... & John, N. (2018). Near doubling of Brazil's intensive row crop area since 2000. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 201810301. Doi: 10.1073/pnas.1810301115.

Zemanova, M. A., Perotto-Baldivieso, H. L., Dickins, E. L., Gill, A. B., Leonard, J. P., & Wester, D. B. (2017). Impact of deforestation on habitat connectivity thresholds for large carnivores in tropical forests. *Ecological Processes*, 6 (1), 21. Doi: 10.1186/s13717-017-0089-1.

Zimbres, B., Peres, C. A., & Machado, R. B. (2017). Terrestrial mammal responses to habitat structure and quality of remnant riparian forests in an Amazonian cattle-ranching landscape. *Biological Conservation*, 206, 283-292. Doi: 10.1016/j.biocon.2016.11.033.



### **3.2 OPORTUNIDADES PARA UMA OCUPAÇÃO AMBIENTAL ADEQUADA NAS ÁREAS DE FRONTEIRA AGRÍCOLA DO CERRADO BRASILEIRO: LIÇÕES DE UMA ÁREA CONSOLIDADA COM A CULTURA DA SOJA<sup>2</sup>.**

<sup>2</sup>Artigo será submetido no periódico "Land Use Policy"

## RESUMO

O Cerrado é um bioma ameaçado e também a nova fronteira da soja no Brasil, com possibilidades de perder ainda mais sua vegetação devido à abertura de novas áreas agrícolas com desflorestamentos legalizado nas propriedades particulares. Para salvaguardar parte da cobertura vegetal nas propriedades particulares a legislação brasileira exige a manutenção de parcela da vegetação como Reservas Legais (RL), a proteção das florestas ripárias chamadas de APP (Áreas de Preservação Permanente) e da vegetação no entorno das nascentes. Neste artigo nós avaliamos o cumprimento da legislação no município de Sorriso, que iniciou sua colonização apenas quatro décadas atrás, mas é hoje o maior produtor brasileiro de soja, para que possa servir de modelo para as novas áreas de fronteira agrícola. Para verificar o tamanho das propriedades, as áreas de RL, APPs, nascentes e conformidade com o Novo Código Florestal (NCF) foi utilizado o banco de dados oficiais do Cadastro Ambiental Rural (CAR). Para o monitoramento das áreas desflorestadas foi utilizado o banco de dados disponibilizado pelo PRODES/CERRADO. Na verificação das áreas ocupadas com soja foram utilizados os dados do SojaMaps. Nossos resultados mostraram um município que apresentou 25,16% de sua cobertura original de Cerrado, um déficit ambiental de 92.772,32 ha de RL, um déficit nas APPs de 1.656,28 ha e nas áreas de nascentes este valor foi de 322,86 ha. Mesmo medidas como o CAR presentes no NCF foram ineficientes em inibir desflorestamentos ilegais e a nova legislação possibilitou um perda de 75,22% das áreas de APPs a serem recuperadas Cota de Reserva Ambiental (CRA) também se mostra inviável no município devido aos altos valores da terra. Uma expansão da Moratória da Soja Amazônica para o Cerrado seria a ação que poderá trazer mais benefícios imediatos para a manutenção das últimas e contínuas áreas florestadas deste bioma.

**Palavras-chave:** Legislação ambiental, Reserva Legal, CAR, APP, Novo Código Florestal

## **ABSTRACT**

The Cerrado is a threatened biome and also the new frontier of soybeans in Brazil, with possibilities to lose even more vegetation due to the opening of new agricultural areas with legalized deforestation in private properties. In order to safeguard part of the vegetation cover in the private properties, Brazilian legislation requires the maintenance of a portion of the vegetation as Legal Reserves (LR), the protection of riparian forests called PPA (Permanent Preservation Areas) and vegetation around the springs. In this article we evaluated compliance with legislation in the municipality of Sorriso, which began its colonization only four decades ago, but is now the largest Brazilian soy producer, so that it can serve as a model for the new agricultural frontier areas. To verify the size of the properties, the LR, PPAs, springs and compliance with the New Forest Code (NFC) areas, the official database of the Rural Environmental Registry (CAR) was used. For the monitoring of deforested areas, the database provided by PRODES/CERRADO was used. The SojaMaps data were used to verify the areas occupied with soybean. Our results showed a municipality that presented 25.16% of its original coverage of Cerrado, an environmental deficit of 92,772.32 ha of LR, a deficit in the PPAs of 1,656.28 ha and in the areas of springs this value was 322.86 ha. Even measures such as the CAR in the NFC were ineffective in inhibiting illegal deforestation and the new legislation made it possible to lose 75.22% of the areas of PPAs to be recovered. Environmental Reserve Quota (CRA) is also not feasible in the municipality due to high values from the land. An expansion of the Amazon Soy Moratorium to the Cerrado would be the action that could bring more immediate benefits for the maintenance of the last and continuous forested areas of this biome.

Key words: Environmental legislation, Legal Reserve, CAR, APP, New Forest Code

## INTRODUÇÃO

O Brasil é o país que apresenta a maior biodiversidade do planeta, distribuída em seus seis biomas - Amazônia, Cerrado, Pantanal, Floresta Atlântica, Caatinga e Pampa. Para salvaguardar para as futuras gerações este patrimônio natural o país apresenta três categorias básicas de unidades de conservação que são as estritamente protegidas, de uso sustentável e territórios indígenas (Brasil, 2000). A soma de todas estas áreas totaliza 1.743 unidades que cobrem cerca de 25% do território brasileiro e protegem 39% da vegetação nativa espalhadas de maneira desuniforme pelo território brasileiro (Oliveira et al, 2017). Entretanto, a maior parte da vegetação nativa do país (53%) ainda se encontra em propriedades privadas rurais (Soares-Filho et al, 2014, Brancalion et al 2016).

Um dos mecanismos para assegurar a permanência destes remanescentes florestais nestas propriedades é a aplicação do Código Florestal (CF), que exige a conservação das áreas de Reserva Legal (RL), de proteção das florestas ripárias, chamadas de APPs (Áreas de Preservação Permanente) e, por fim, a proteção no entorno das nascentes. O CF data de 1965 e foi reformulado depois de várias etapas, com muita discussão e pressão por parte de uma bancada ruralista que representa os interesses do setor do agronegócio no Congresso Nacional. Após muitas críticas devidas principalmente à falta de base científica e falta de debate entre a comunidade científica e o Congresso Nacional (Brancalion et al 2016, Azevedo et al, 2017, Karam-Gemael et al, 2018), em outubro de 2012 foi sancionada a lei chamada de “Lei de Proteção da Vegetação Nativa”, popularmente conhecida como Novo Código Florestal (NCF) (Brasil, 2012).

O NCF apresenta diferenciações para a manutenção da cobertura vegetal nas propriedades privadas dependendo do bioma onde estão inseridas, aliadas ao tamanho da propriedade avaliado em módulos fiscais, que também variam de acordo com o bioma e região que se encontram (INCRA, 2018). As áreas de RL passaram a ser de 80% na Amazônia, de 20 a 35% no Cerrado e de 20% nos demais biomas. As APPs, que no antigo CF apresentavam uma largura mínima de 30 metros, passaram com o NCF a ter a necessidade de

recomposição da floresta ripária ilegalmente desflorestada para uma largura mínima de 5 a um máximo de 100 m, e ainda permitindo o uso destas áreas para atividades de agrosilvicultura, ecoturismo e turismo rural (Ramos & Anjos, 2014).

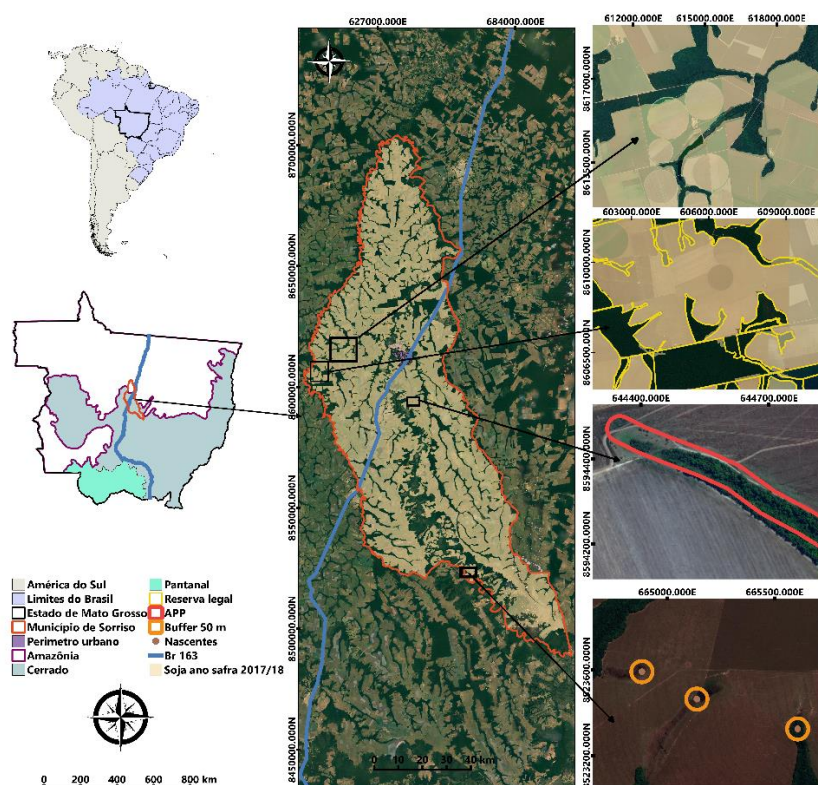
O NCF também promoveu uma anistia para os produtores que desflorestaram ilegalmente até 2008, além da redução das áreas a serem reflorestadas nas margens dos corpos d'água. Esta última medida reduziu o total de área a ser restaurada de 50 para 21 milhões de hectares (Mha) no país (Soares Filho et al, 2014). Além deste passivo ambiental de 29 Mha, a redução da largura dos corredores ripários é também preocupante, pois ela é o fator mais importante que poderia beneficiar a biodiversidade (Metzger, 2010). O NCF também trouxe duas outras novidades, o Cadastro Ambiental Rural (CAR) e a Cota de Reserva Ambiental (CRA). O CAR é um registro eletrônico, obrigatório para todos os imóveis rurais, formando base de dados estratégica para o controle, monitoramento e combate ao desmatamento das florestas e demais formas de vegetação nativa do Brasil (Brancalion et al 2016; MMA, 2019). A CRA é uma forma para preservar e evitar novos desmatamentos e pode ser utilizada para compensação de imóveis com déficit de RL no mesmo bioma. (Brasil, 2012).

O objetivo deste trabalho foi o de realizar uma avaliação do cumprimento da legislação na manutenção das RL, APPs e nascentes nas áreas de Cerrado do município de Sorriso, no estado de Mato Grosso, e verificar se o CAR estaria contribuindo na inibição de novos desflorestamentos. Foi escolhido este bioma pela existência de 40 Mha de áreas nativas que ainda poderão ser convertidos legalmente para a agricultura (Soares-Filho et al, 2014) e ele ser a nova fronteira agrícola da soja na região conhecida como MATOPIBA, que concentra suas últimas áreas contínuas e preservadas de vegetação (Spera, 2017; Noojipady et al, 2017; Lima et al, 2019). A seleção do município se deveu ao fato dele apresentar uma agricultura consolidada (é o maior produtor de soja e milho do Brasil) e poder servir de modelo, pelos seus acertos e desacertos ambientais, para as novas áreas de expansão da soja no Cerrado.

## MATERIAL E MÉTODOS

### Área de estudo

O município de Sorriso está situado na região centro norte do estado de Mato Grosso, na latitude 12° 32'43''S e longitude 55° 42' 41''W, às margens da rodovia BR-163. O início de sua colonização data da década de 1970, com emancipação do município em 1986. ). O clima predominante classificado em Aw de acordo com Köppen-Geiger's, e pluviosidade entre 1.900 a 2.200 mm (Alvares et al, 2013) No início de sua ocupação era totalmente coberto por vegetação nativa, com uma área de 9.346 km<sup>2</sup> (Figura 14). Está localizado na região de transição Cerrado-Amazônia, com 78,16% de seu território inserido dentro do bioma Cerrado. Hoje é o maior município produtor de soja e milho do Brasil, com uma área plantada de soja na safra 2017/2018 de 650.955 hectares (ha) (SojaMaps, 2019). O último censo populacional reporta que Sorriso conta com 87.815 habitantes (IBGE, 2018)



Fonte: Santos, 2019.

FIGURA 14: Mapa de localização do município de Sorriso, que está inserido nos biomas Amazônia e Cerrado, e as classes de uso e ocupação do solo.

## Base de dados

### Cálculo de desflorestamento

O mapeamento do desflorestamento nas áreas de Cerrado do município foi realizado entre o ano 2000 até ano de 2017, onde foram classificados os usos e ocupação do solo, como, pastagem, agricultura, áreas urbanas e outros usos. Foi utilizada a base de dados disponibilizada pelo Terrabrasilis, produto fornecido pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) que apresenta informações sobre o uso da terra classificados em antropizado (áreas agrícolas e de extrativismo, pastagem de uso intensivo, mineração, queimada em área antrópica e área urbana) e natural (curso d'água, alagados e formações florestais) (INPE, 2018). As taxas de desmatamento foram disponibilizadas pelo PRODES/CERRADO (INPE, 2018). Foram avaliadas também as áreas desflorestadas a partir de 2013, após a edição do NCF, e que estariam ocupadas com soja na safra 2017/2018. Para isso, foi utilizada a base de dados do Projeto de Monitoramento das Áreas de Soja do Brasil (SojaMaps, 2019), seguida da metodologia do índice PCEI (*Perpendicular Crop Enhancement Index*) (Equação 1) (Silva Junior et al, 2017). Estes dados foram plotados e sobrepostos aos dados de desflorestamento disponibilizados pelo PRODES/CERRADO. O cálculo das áreas foi realizado com software QGIS versão 2.18.22.

Equação 1

$$PCEI = g \frac{(\text{MaxPVI} + S) - (\text{MinPVI} + S)}{(\text{MaxPVI} + S) + (\text{MinPVI} + S)}$$

onde MaxPVI é o valor máximo de PVI observado no período de máximo desenvolvimento da cultura da soja; MinPVI é o valor mínimo observado na pré-sementeira e/ou período de emergência; S é o coeficiente de melhoria ( $10^2$ ); eg é o fator de ganho ( $10^2$ ).

### Cálculo dos remanescentes florestais

Para a avaliação das áreas de Reserva Legal (RL), Áreas de Preservação Permanente (APPs), áreas de nascentes e áreas dos imóveis consolidados foram utilizados os dados em shapefile das propriedades privadas do banco de dados públicos do Cadastro Ambiental Rural (CAR, 2018). Inicialmente foram calculadas as APPs e áreas de nascentes com base na manutenção de uma faixa de floresta nas margens dos corpos de água de 30 metros, que era a faixa mínima exigida antes da aprovação do NFC. Posteriormente foram aplicados os dados do CAR para avaliação das áreas a serem recuperadas baseadas no NFC e em módulos fiscais, onde um módulo fiscal (MF) em Sorriso equivale a 90 ha. De acordo com o Decreto n. 7830 (Brasil 2012), nas áreas de até um módulo fiscal a recomposição da APP passou a ser de 5 m. Nas áreas entre um e dois módulos, de 8m. Nas áreas entre dois e quatro módulos, de 15 m. Todos estes valores são independentes da largura dos rios. Entre 4 a 10 MF, em rios com largura até 10 m, a faixa de recomposição é de 20 m. Nos demais casos, extensão correspondente à metade da largura do curso d'água, observado o mínimo de 30 e o máximo de 100 m, contados da borda da calha do leito regular do rio.

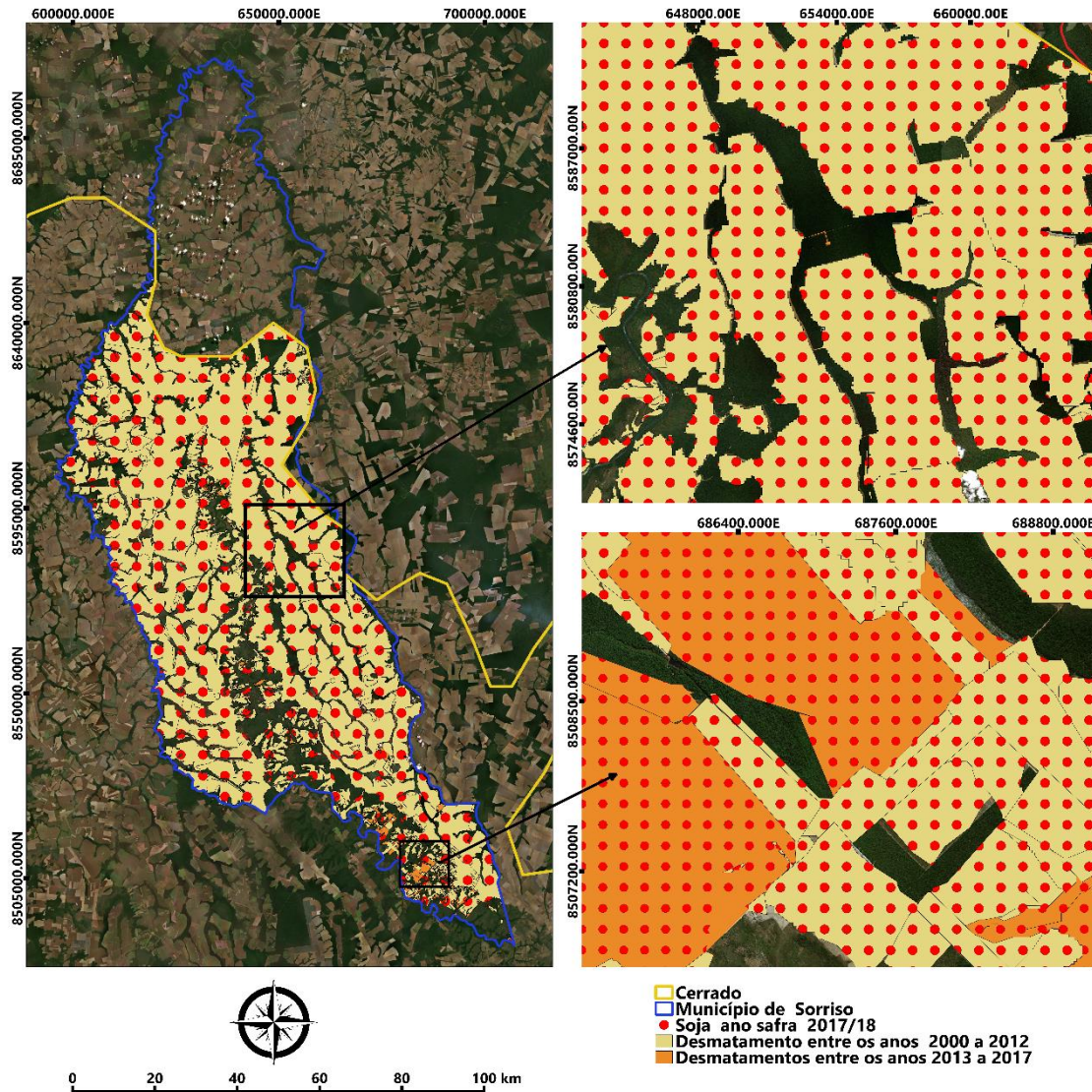
As áreas de RL foram elaboradas com a necessidade de retenção de 35% de floresta nativa em áreas de Cerrado dentro da Amazônia Legal. A Amazônia Legal é uma unidade territorial político-administrativa elaborada pelo governo brasileiro que abrange a Amazônia em sua totalidade e partes do Cerrado. Nas áreas de Cerrado fora deste território o NFC exige a retenção de somente 20% da área como LR. Para a avaliação das áreas com excedente florestal que poderiam ser utilizadas para comércio das CRA foram utilizados os dados do CAR no cálculo das áreas de floresta acima dos 35% em cada propriedade, independentemente de seu módulo fiscal.

## **RESULTADOS**

A porção de Cerrado do município de Sorriso já perdeu 546.346,90 ha, que equivale a 74,84% de sua cobertura vegetal original. As maiores taxas de



desflorestamento ocorreram entre os anos 2000 a 2012, com aproximadamente 538 mil ha desflorestados, dos quais 481.924,80 ha estavam ocupados com soja na safra 2017/2018. Entre 2013 a 2017 foram desflorestados 7.664,34 ha, com 4.253,10 deles com soja na safra 2017/2018 (Figura 15).



Fonte: Santos, 2019

FIGURA 15: Desflorestamento ocorrido no município de Sorriso-MT inserido no Bioma Cerrado entre os anos de 2000 a 2017 e área de soja plantada na safra 2017/18.

Esta área do município conta com 1.173 imóveis rurais, sendo 331 deles com área de até 1 MF, 151 situados entre 1 a 2 MF, 203 entre 2 a 4 MF, 286 entre 4 a 10 MF e 202 acima de 10 MF (Tabela 6).

Tabela 6: Número de imóveis de acordo com módulo fiscal (MF) (1 MF=90 ha) que estão com as Reservas Legais (RL) em conformidade com o NFC, imóveis que não estão em conformidade com o NFC e o déficit florestal das RL de acordo com o MF dos imóveis rurais do Município de Sorriso que está inserido no bioma Cerrado.

Imóveis	Nº imóveis em conformidade de RL 35%	Nº de imóveis não conformes com a RL 35%	Área total (ha) dos imóveis não conformes	Remanescentes florestais (ha) dos imóveis não conformes	Área de referência a 35% de floresta (ha)	Déficit florestal (ha)
≤ 1	60	271	10.028,95	650,95	3510,13	2.859,18
1 a 2 MF	32	119	14.768,58	2.041,24	5.169,00	3.127,76
2 a 4 MF	46	157	42.227,80	5.874,42	14.779,73	8.905,31
4 a 10 MF	48	238	137.138,29	21.990,81	47.998,40	26.007,59
≥ 10 MF	47	155	322.909,70	61.145,90	113.018,39	51.872,49
TOTAL	233	940	527.073,32	91.703,32	184.475,65	92.772,32

Destas 1.173 propriedades avaliadas, somente 233 (19,86%) estão em conformidade com a legislação na manutenção da RL. As demais 940, que totalizam 527.073,32 ha, apresentam um déficit em áreas de RL de 92.772,32 ha. As áreas de até 1 MF apresentam um déficit de 81,45% (2.859,17 ha). As que se situam entre 1 a 2 MF apresentam um déficit de 60,50% (3.127,76 ha). Entre 2 a 4 MF o valor é de 60,25% (8.905,31 ha). Acima de 4 até 10 MF é de 54,18% (26.007,59 ha). Por fim, acima de 10 MF o déficit é de 45,89% (51.872,49 ha).

Dos 1.173 imóveis rurais analisados, 1.027 imóveis possuem áreas de APP. Foram identificadas 3.054 APPs que estão distribuídas em 129 imóveis em propriedades menores de 1 MF, em 111 imóveis de 1 a 2 MF, em 170 imóveis de 2 a 4 MF, em 305 imóveis de 4 a 10 MF e, por fim, 312 imóveis maiores do que 10 MF (Tabela 7).

Tabela 7: Total de Área de Preservação Permanente (APP) de acordo com o MF, total da área de APP em hectares, total de remanescentes florestais nas APPs , o déficit florestal das APPs e total de APPs degradadas e seu déficit florestal nos imóveis rurais do município de Sorriso que estão inseridos no bioma Cerrado.

Imóveis MF	Total de imóveis	Total de imóveis com APP	Curso d' água	Total de APPs irregulares (unidades)	Total de APPs regulares	Área total de APP (ha)	Área total das APPs (ha)	Déficit florestal (ha)	Restaurar de acordo com novo código florestal (ha)	Área de recomposição	Déficit florestal (ha)
≤ 1 MF	331	129	até 10 m	79	65	253,64	207,12	46,52	5,526	5 m	40,995
1 a 2 MF	151	111	até 10 m	188	73	673,01	452,52	220,48	48,91	8m	171,577
2 a 4 MF	203	170	até 10 m	379	155	1.656,12	1.381,47	274,65	110,778	15m	163,872
4 a 10 MF	289	271	até 10 m	771	327	4.694,00	3.970,76	723,24	420,289	20m	302,952
		34	50 a 200 m	43	20	668,952	311,385	357,56	167,896	50 m	189,671
		199	até 10 m	1.457	539	11.659,20	9.540,87	2.118,33	0	30m	2.118,33
≥ 10 MF	199	7	10 a 50 m	31	9	59,171	10,239	48,932	26,94	30 m	21,992
		106	50 a 200 m	106	103	3.019,93	128,035	2.891,90	875,95	50m	2.015,95
Total	1.173	1.027		3.054	1.291	22.684,05	16.002,42	6.681,63	1.656,28		5.025,34

Das 3.054 APPs identificadas, 1.291 (42,27%) se encontram com remanescentes florestais e de acordo com a legislação. As demais 1.763 se encontram não conformes com a legislação ambiental de acordo com o NCF, representando um déficit florestal de 1.656,28 ha. Nos imóveis até 1 MF com curso de água de até 10 m há um déficit florestal nas APPs de 40,99 ha (0,82%). Nos imóveis entre 1 a 2 MF com curso de água até 10 m o déficit florestal é de 171,57 ha (3,41%). Nos imóveis entre 2 a 4 MF com curso de água até 10 m o déficit florestal é de 163,87 ha (3,26%). Nos imóveis entre 4 a 10 MF com curso de água até 10 m é de 302,95 ha (6,03%). Nos imóveis entre 4 a 10 MF com curso de água entre 50 a 200 m há um déficit florestal de 189,67 ha (3,77%). Nos imóveis acima de 10 MF com curso da água até 10 m o déficit florestal é de 2.118,33 ha (42,15%). Nestes imóveis com curso de água entre 10 e 50 m o déficit florestal é de apenas 21,99 ha (0,44%) e naqueles com curso da água entre 50 a 200m o déficit florestal é de 2.015,95 ha (40,12%).

Nos 1.173 imóveis avaliados, 472 deles possuem nascentes. Nestas propriedades o número encontrado de nascentes foi de 1.279, das quais 480 (37,52%) estão florestadas de acordo com as exigências do NCF e 799 (62,47%) se encontram desflorestadas e, assim, apresentando um déficit florestal de 322,86 ha (Tabela 8).

Tabela 8: Total de nascentes de acordo com o MF, número de nascentes com remanescentes florestal , número de nascentes que estão desflorestas e o déficit florestal das áreas de nascentes dos imóveis rurais do Município de Sorriso que está inserido no bioma Cerrado.

Tamanho dos imóveis	Número de imóveis	Imóveis com nascentes	Número de nascentes	Nascentes com floresta	Nascentes sem floresta	Buffer de 50 m nas áreas de nascentes (ha)	Nascentes com floresta (ha) no buffer de 50m	Déficit florestal (ha)	Restaurar 15 m (ha)	Déficit florestal (ha)
≤ 1 MF	331	22	24	13	11	18.55	7.68	10.87	1.68	9.19
1 a 2 MF	151	56	56	33	23	43.29	23.09	20.2	1.63	18.57
2 a 4 MF	203	80	153	66	87	118.27	62.07	56.2	4.7	51.49
4 a 10 MF	289	146	325	122	203	251.22	157.74	93.48	7.47	86.01
≥ 10 MF	199	168	721	246	475	557.33	386.22	171.12	13.52	157.6
Total	1.173	472	1.279	480	799	988,66	636,8	351,87	29	322,86

Destas 799 nascentes com déficit, 11 se encontram em imóveis de até 1 MF e seu déficit é de 9,19 ha (2,85%). Nos imóveis entre 1 a 2 MF existem 23 nascentes com um déficit de 18,57 ha (5,75%). Nos imóveis entre 2 a 4 MF existem 87 nascentes com um déficit de 51,49 ha (15,95%). Nos imóveis entre 4 a 10 MF existem 203 nascentes e o déficit é de 86,01 ha (26,64%). Nos imóveis que apresentam áreas acima de 10 MF o déficit é de 157,60 ha (48,81%).

Os desflorestamentos a partir de 2013, após a edição do NCF, somaram 7.664,34 ha. Os imóveis maiores que 10 módulos fiscais foram responsáveis por 91,84% dos desflorestamentos (7.039,03 ha). Destes, 4.042,24 (57,42%) foram desflorestados em imóveis com mais de 35% de RL, e 2.996,78 (42,58%) em imóveis com RL abaixo dos 35%.

Das 1.173 propriedades rurais analisadas, apenas 233 (19,86%) estão em conformidade com o NCF e totalizam um excedente de 30.415,07 de RL que poderia ser utilizado para compensação ambiental através da CRA. Existem 60 imóveis até 1 MF que possuem 364,95 ha (1,20%) de áreas excedentes. Em 32 imóveis entre 1 a 2 MF este valor é de 1.030,06 ha (3,39%). Em 46 imóveis entre 2 a 4 MF o excedente é de 1.652,84 ha (5,43%). Em 48 imóveis entre 4 a 10 MF é de 5.114,61 ha (16,82%). Por fim, 47 imóveis maiores que 10 MF apresentam as maiores áreas, totalizando um excedente de 22.252,61 (73,16%) que poderia ser comercializado como cota.

## DISCUSSÃO

A despeito de Sorriso começar a ser ocupado há apenas quatro décadas, ele sofreu um processo intenso de conversão de sua cobertura vegetal nativa para a implantação da pecuária e, principalmente, da cultura da soja. A maior porção de seu território está dentro do bioma Cerrado, que ocupa 200 milhões de hectares (Strassburg et al, 2017). É o ecossistema com maior incidência de queimadas no mundo (Bowman et al., 2009; Van Der Werf et al., 2009; Spera et al., 2016) e em 2017 suas emissões de gases de efeito estufa foram maiores que os da indústria devido à conversão do uso do solo para a agricultura (SEEG, 2018). Ele possui apenas 19% do total de sua área inalterada e somente 7,5% de seu território é protegido (Strassburg et al, 2017), um índice bem abaixo dos 17% % indicados como metas de conservação para áreas protegidas (Butchart et al, 2015).

O estado de Mato Grosso possui uma área 36.6 Mha que estão inseridos neste bioma. Sua porção de Cerrado apresentou um aumento de 111% da agricultura entre os anos de 2000 a 2016 (Bonanomi et al, 2019). Ele é o maior produtor brasileiro de soja com 10.2 Mha (Silva Junior & Lima, 2018) e Sorriso também é recordista nacional em área plantada desta oleaginosa, com 650.955 ha na safra de 2017/2018 (SojaMaps, 2019). Atualmente, restam no município somente 25,16% de sua cobertura original de Cerrado, um índice bem abaixo dos 35% de conservação exigidos pela legislação. O déficit total de áreas de RL é de 92.772,32 ha, com as maiores propriedades apresentando um déficit, em números absolutos, de 51.872,49 ha, correspondendo a 45,89% do total. Entretanto, em números relativos, são as menores propriedades que apresentam os maiores valores, com um déficit de 81,45% de áreas de RL. Este padrão de maiores desflorestamentos relativos em pequenas propriedades já foi observado em outros municípios de Mato Grosso e Pará (Assunção et al, 2017).

O município também apresenta dados negativos em relação às suas APPs e nascentes. Era de se esperar que ao menos estas áreas se encontrassem de acordo com o NCF pelo fato do município ser ocupado majoritariamente pela agricultura, onde o solo encharcado nas margens dos

corpos de água e nascentes impedissem a mecanização. Contudo, existe um déficit nas APPs de 1.656,28 ha e nas áreas de nascentes este valor é de 322,86 ha, com os maiores valores relativos sendo observados nas maiores propriedades. Pela legislação anterior (1965) Sorriso apresentaria um déficit de 6.681,63 ha de APPs a serem reflorestadas. Pelo NCF as áreas de APPs com necessidade de recomposição passaram a ser de somente 1.656,28 ha, ou seja, hoje se exige a restauração de somente 24,78% da área que deveria ser restaurada de acordo com a legislação de 1965, implicando em uma perda de áreas a serem recuperadas de 5.025,34 ha.

Todo este déficit compromete a biodiversidade e é resultado de uma ocupação desordenada que não respeitou a legislação vigente à época da colonização do município e de um NCF desenvolvido sem um adequado debate com a comunidade científica (Brancalion et al 2016, Azevedo et al, 2017, Karam-Gemael et al, 2018). A alteração da largura dos corredores ripários, por exemplo, seria o fator mais importante que poderia beneficiar a biodiversidade (Metzger, 2010, Ramos & Anjos, 2014), sendo necessário um mínimo de 50m de vegetação ripária para a manutenção e conservação da biodiversidade (Ramos & Anjos, 2014). Além da faixa de proteção ter sido reduzida para 5m, esta pequena faixa ainda pode ser restaurada com espécies exóticas e há dúvidas de que estas espécies cumpririam a função de manter o fluxo gênico entre as espécies nativas de vertebrados e plantas (Siqueira et al, 2015). O comprometimento das florestas ribeirinhas também compromete a conectividade paisagística e não protege as funções hidrológicas fundamentais nos ecossistemas aquáticos (Zimbres et al, 2018).

Mesmo novidades como o CAR não estão sendo suficientes para inibir os desflorestamentos ilegais e reduzindo assim, ainda mais, as áreas de RL (Azevedo et al, 2017). Após a edição do NCF nós verificamos, através do CAR, 2.996,78 ha de desflorestamentos em imóveis com RL abaixo dos 35%. A maioria dos desflorestamentos realizados após 2013 ocorreu nas maiores propriedades e a maior parte das áreas foi substituída por soja. Estes proprietários que desflorestam ilegalmente não sofrem nenhum tipo de sanção na comercialização da soja produzida nestas áreas, como ocorreria no bioma Amazônia onde foi implantada a Moratória da Soja (Gibbs et al, 2015). Esta



moratória é um acordo no qual as grandes companhias exportadoras se comprometeram a não adquirir soja produzida em áreas desflorestadas após julho de 2008 na bioma Amazônia e sua expansão para o Cerrado tem sido apresentada como forma de conter os altos índices de desflorestamento neste bioma (Strassburg et al, 2017; Lima et al, 2019). O único esforço de conservação realizado no Cerrado pela própria cadeia de produção da soja é o Programa “Soja Plus”, promovido pela Associação Brasileira da Indústria de Óleos vegetais (ABIOVE). Ele foi desenvolvido para atender as demandas de mercado por produtos sustentáveis e trata de um processo de melhoria nos aspectos ambientais, sociais e econômicos da produção a partir de uma melhor gestão na propriedade rural (ABIOVE, 2019). Este programa é uma bela iniciativa na busca de sustentabilidade na produção da soja, mas atinge apenas um pequeno número de propriedades dentro do universo de produtores de soja brasileiros (Lima et al, 2019), não sendo capaz de uma grande contribuição na inibição de novos desflorestamentos no Cerrado e Amazônia.

As maiores áreas de floresta no estado de Mato Grosso são encontradas nas maiores propriedades (Richards & VanWey, 2016) e o mesmo é observado em Sorriso. Existem 233 propriedades em conformidade com a legislação em relação às RL, responsáveis por um excedente de 30.415,07 ha que poderiam ser utilizados para comercialização como CRA. Tecnicamente é muito improvável que isto ocorra neste município. Sua área é praticamente plana, favorecendo a mecanização e o custo de 1 ha é muito caro, atingindo o valor correspondente entre 500 a 1.000 de sacas de soja, dependendo da distância da sede do município. Como a legislação permite que o proprietário que necessite compensar seu déficit ambiental possa adquirir áreas fora do município, mas dentro do bioma, estes proprietários procurarão áreas baratas, mesmo em outros estados. Por outro lado, os proprietários que apresentam excedentes que poderiam comercializar não conseguirão obter valores que julguem justos e estas florestas acabarão, um dia, sendo convertidas legalmente em áreas agrícolas. A restauração que poderia ser realizada pelo próprio proprietário teria um custo estimado entre US\$ 1.000 a US\$ 5.000 em cada hectare (Vieira et al, 2018), dificultando sua aplicação. Desta forma, é muito mais econômico o proprietário adquirir áreas florestadas de baixa aptidão agrícola fora de sua

região, que serão certamente mais baratas do que áreas de agricultura consolidada. Esta seria uma excelente oportunidade para o direcionamento de políticas públicas envolvendo o governo federal e governos estaduais que estão dentro do bioma Cerrado. Estas políticas seriam voltadas para o estabelecimento de áreas prioritárias que se encontram ainda bem preservadas para serem oferecidas em leilões de aquisição de áreas de compensação ambiental, em lugar de compras de áreas isoladas que não potencializariam a função de conservação no bioma.

## **CONCLUSÃO**

Sorriso, pelos números e fatos acima expostos, é um modelo que não deve ser seguido nas áreas de fronteira agrícola do Cerrado que poderão ser ocupadas legalmente com a cultura da soja. O município apresentou déficit em suas áreas de RL, de APP e nascentes. A compensação ambiental com os excedentes florestais de RL que ainda existem é inviável dentro do município. A legislação e o CAR se mostraram ineficientes em inibir novos desflorestamentos e incentivar a restauração das áreas degradadas. Nas novas áreas de fronteira agrícola existiriam três ações que poderiam ser implantadas para minimizar a perda de vegetação natural. A primeira seria o estabelecimento de políticas públicas voltadas para o direcionamento de áreas a serem adquiridas em bloco em leilões de compensação ambiental. A segunda ação seria um maior incentivo para a adesão de maior número de propriedades dentro do programa Soja Plus. Por fim, a expansão da Moratória da Soja Amazônica para o Cerrado. Embora receba críticas e necessite de ajustes (Silva Junior & Lima, 2018; Lima et al, 2019), a Moratória aplicada no Cerrado poderá dar a mais valiosa e efetiva contribuição para salvaguardar as últimas áreas contínuas e ainda preservadas de sua vegetação.

## AGRADECIMENTOS

À universidade do Estado de Mato Grosso e ao Programa de Mestrado em Biodiversidade e Agroecossistemas Amazônicos -PPGbioagro.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior -Brasil (CAPES)- Código de Financiamento 001.

## REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

ABIOVE-2019 Associação Brasileira das Indústrias de Óleos Vegetais <http://www.sojaplus.org.br/>.

Alvares, C. A., Stape, J. L., Sentelhas, P. C., de Moraes, G., Leonardo, J., & Sparovek, G. (2013). Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, 22(6), 711-728. Doi: 10.1127/0941-2948/2013/0507.

Assunção, J., Gandour, C., Pessoa, P., & Rocha, R. (2017). Property-level assessment of change in forest clearing patterns: The need for tailoring policy in the Amazon. *Land Use Policy*, 66, 18-27. Doi: 10.1016/j.landusepol.2017.04.022.

Azevedo, A. A., Rajão, R., Costa, M. A., Stabile, M. C., Macedo, M. N., dos Reis, T. N., ... & Pacheco, R. (2017). Limits of Brazil's Forest Code as a means to end illegal deforestation. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 114 (29), 7653-7658. Doi: 10.1073/pnas.1604768114.

Bonanomi, J., Tortato, F. R., Santos, R., Penha, J. M., Bueno, A. S., & Peres, C. A. (2019). Protecting forests at the expense of native grasslands: Land-use policy encourages open-habitat loss in the Brazilian cerrado biome. *Perspectives in Ecology and Conservation*. Doi: 10.1016/j.pecon.2018.12.002.

Bowman, D. M., Balch, J. K., Artaxo, P., Bond, W. J., Carlson, J. M., Cochrane, M. A., ... & Johnston, F. H. (2009). Fire in the Earth system. *Science*, 324(5926), 481-484. Doi: 10.1126 / science.1163886.

Brançalion, P. H., Garcia, L. C., Loyola, R., Rodrigues, R. R., Pillar, V. D., & Lewinsohn, T. M. (2016). A critical analysis of the Native Vegetation Protection Law of Brazil (2012): updates and ongoing initiatives. *Natureza & Conservação*, 14, 1-15. Doi: [10.1016/j.ncon.2016.03.003](https://doi.org/10.1016/j.ncon.2016.03.003).

BRASIL,(2000) Lei. 9.985, de 18 de julho de 2000. **Regulamenta o art**, v. 225, n. 1.

BRASIL. (2012). Código Florestal. Brasil: Casa Civil - Presidência da República. [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_Ato2011-2014/2012/Lei/L12651.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2012/Lei/L12651.htm).

Butchart, S. H., Clarke, M., Smith, R. J., Sykes, R. E., Scharlemann, J. P., Harfoot, M., ... & Brooks, T. M. (2015). Shortfalls and solutions for meeting national and global conservation area targets. *Conservation Letters*, 8 (5), 329-337. Doi: [10.1111/conl.12158](https://doi.org/10.1111/conl.12158).

CAR. 2018: Cadastro Ambiental Rural: <http://www.car.gov.br/publico/imoveis/index>. Acessado em 18 de setembro de 2018.

Gibbs, H. K., Rausch, L., Munger, J., Schelly, I., Morton, D. C., Noojipady, P., ... & Walker, N. F. (2015). Brazil's soy moratorium. *Science*, 347 (6220), 377-378. Doi: [10.1126/science.aaa0181](https://doi.org/10.1126/science.aaa0181).

IBGE-Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2018). <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/mt/sorriso/panorama>. Acessado em 03/12/18.

Incrá 2018. Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária. <http://www.incrá.gov.br/Tabela-módulo-fiscal>.

[http://www.incrá.gov.br/sites/default/files/uploads/estrutura-fundiaria/regularizacao-fundiaria/indices-cadastrais/indices\\_basicos\\_2013\\_por\\_municipio.pdf](http://www.incrá.gov.br/sites/default/files/uploads/estrutura-fundiaria/regularizacao-fundiaria/indices-cadastrais/indices_basicos_2013_por_municipio.pdf). Acessado em 19 de setembro de 2018.

INPE 2018. Instituto de Nacional de Pesquisas Espaciais: Projeto de Desenvolvimento de Sistemas de Prevenção de Incêndios Florestais e Monitoramento da Cobertura Vegetal no Cerrado Brasileiro. <http://terrabrasilis.info/composer/CERRADO>. Acessado em: 17 de setembro de 2018.

Karam-Gemael, M., Loyola, R., Penha, J., & Izzo, T. (2018). Poor alignment of priorities between scientists and policymakers highlights the need for evidence-informed conservation in Brazil. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 16 (3) 125-132. Doi: [10.1016/j.pecon.2018.06.002](https://doi.org/10.1016/j.pecon.2018.06.002).

Lima, M., da Silva Junior, C. A., Rausch, L., Gibbs, H. K., & Johann, J. A. (2019). Demystifying sustainable soy in Brazil. *Land Use Policy*, 82, 349-352. Doi: [10.1016/j.landusepol.2018.12.016](https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.12.016).

Metzger JP (2010) O Código Florestal tem base científica? *Natureza & Conservação* 8:92–99. Doi: [10.4322/natcon.00801017](https://doi.org/10.4322/natcon.00801017).

MMA (2019) Ministério do Meio Ambiente Instrução Normativa MMA nº 2 de 5 de maio de 2014. [http://www.car.gov.br/leis/IN\\_CAR.pdf](http://www.car.gov.br/leis/IN_CAR.pdf). Acessado em 30/01/2019.

Noojipady, P., Morton, C. D., Macedo, N. M., Victoria, C. D., Huang, C., Gibbs, K. H., & Bolfe, L. E. (2017). Forest carbon emissions from cropland expansion in the Brazilian Cerrado biome. *Environmental Research Letters*, 12(2), 025004. Doi: [10.1088/1748-9326/aa5986](https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa5986).

Oliveira, U., Soares-Filho, B. S., Paglia, A. P., Brescovit, A. D., Carvalho, C. J., Silva, D. P., ... & Stehmann, J. R. (2017). Biodiversity conservation gaps in the Brazilian protected areas. *Scientific Reports*, 7(1), 9141. Doi: [10.1038/s41598-017-08707-2](https://doi.org/10.1038/s41598-017-08707-2).

Ramos, C. C. de O., & dos Anjos, L. (2014). The width and biotic integrity of riparian forests affect richness, abundance, and composition of bird

communities. *Natureza & Conservação*, 12 (1), 59-64. Doi: 10.4322/natcon.2014.011.

Richards, P. D., & VanWey, L. (2016). Farm-scale distribution of deforestation and remaining forest cover in Mato Grosso. *Nature Climate Change*, 6(4), 418. Doi: 10.1038/NCLIMATE2854.

Silva Junior, C.A., Lima, M.(2018). Soy Moratorium in Mato Grosso: Deforestation undermines the agreement. *Land Use Policy*, 71, 540-542. Doi: 10.1016/j.landusepol.2017.11.011.

Silva Junior, C.A., Nanni, M.R., Teodoro, P.E., Silva, G.F.C., 2017. Vegetation indices for discrimination of soybean areas: A new approach. *Agronomy Journal*, 109(4), 1331-1343. Doi: 10.2134 / agronj2017.01.0003.

Siqueira, A., Ricaurte, L. F., Borges, G. A., Nunes, G. M., & Wantzen, K. M. (2015). The role of private rural properties for conserving native vegetation in Brazilian Southern Amazonia. *Regional Environmental Change*, 1-12. Doi: 10.1007/s10113-015-0824-z.

Sistema de Estimativas de Emissões de Gases de Efeito Estufa - SEEG, 2018. Emissões do setor de mudança do uso da terra. [http://www.observatoriodoclima.eco.br/wpcontent/uploads/2018/05/Relato%CC%81rios-SEEG-2018-MUT-Final-v1.pdf?utm\\_source=newsletter&utm\\_medium=email&utm\\_campaign=desmatamento\\_no\\_cerrado\\_emite\\_mais\\_que\\_industria\\_mostram\\_dados\\_do\\_seeg&utm\\_term=2018-06-03](http://www.observatoriodoclima.eco.br/wpcontent/uploads/2018/05/Relato%CC%81rios-SEEG-2018-MUT-Final-v1.pdf?utm_source=newsletter&utm_medium=email&utm_campaign=desmatamento_no_cerrado_emite_mais_que_industria_mostram_dados_do_seeg&utm_term=2018-06-03).

Soares-Filho, B., Rajão, R., Macedo, M., Carneiro, A., Costa, W., Coe, M., ... & Alencar, A. (2014). Cracking Brazil's forest code. *Science*, 344 (6182), 363-364. Doi: 10.1126 / science.1246663.

SojaMaps.2019. GAAF-Geotecnologia Aplicada em Agricultura e Floresta.UNEMAT Alta floresta. <http://pesquisa.unemat.br/gaaf/sojamaps>.

Spera, S. (2017). Agricultural intensification can preserve the Brazilian Cerrado: Applying lessons from Mato Grosso and Goiás to Brazil's last agricultural frontier. *Tropical Conservation Science*, 10, 1940082917720662. Doi: 10.1177/1940082917720662.

Spera, S. A., Galford, G. L., Coe, M. T., Macedo, M. N., & Mustard, J. F. (2016). Land-use change affects water recycling in Brazil's last agricultural frontier. *Global change biology*, 22(10), 3405-3413. Doi: 10.1111/gcb.13298.

Strassburg, B. B., Brooks, T., Feltran-Barbieri, R., Iribarrem, A., Crouzeilles, R., Loyola, R., ... & Soares-Filho, B. (2017). Moment of truth for the Cerrado hotspot. *Nature Ecology & Evolution*, 1 (4), 0099. Doi: 10.1038/s41559-017-0099.

Van der Werf, G. R., Morton, D. C., DeFries, R. S., Giglio, L., Randerson, J. T., Collatz, G. J., & Kasibhatla, P. S. (2009). Estimates of fire emissions from an active deforestation region in the southern Amazon based on satellite data and biogeochemical modelling. *Biogeosciences*, 6, 235-249. Doi: 10.5194/bg-6-235-2009.

Vieira, R. R. S., Ribeiro, B. R., Resende, F. M., Brum, F. T., Machado, N., Sales, L. P., ... & Loyola, R. (2018). Compliance to Brazil's Forest Code will not protect biodiversity and ecosystem services. *Diversity and Distributions*, 24 (4), 434-438. Doi: 10.1111/ddi.12700.

Zimbres, B., Machado, R. B., & Peres, C. A. (2018). Anthropogenic drivers of headwater and riparian forest loss and degradation in a highly fragmented southern Amazonian landscape. *Land Use Policy*, 72, 354-363. Doi:10.1016/j.landusepol.2017.12.062.