



UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA

Instituto de Ciências Biológicas

Programa de Pós Graduação em Ecologia

Desmatamentos no Cerrado na última década: perda de hábitat, de conectividade e estagnação socioeconômica

Thallita Oliveira de Grande

Brasília

2019

Universidade de Brasília
Instituto de Ciências Biológicas
Programa de Pós Graduação em Ecologia

Desmatamentos no Cerrado na última década: perda de hábitat, de conectividade e estagnação
socioeconômica

Thallita Oliveira de Grande

Tese apresentada ao Programa de Pós-
Graduação em Ecologia do Instituto
de Ciências Biológicas da
Universidade de Brasília, como pré-
requisito para a obtenção do título de
Doutor(a) em Ecologia

Orientador: Ricardo Bomfim
Machado, D.Sc.

Brasília

2019

ii

Desmatamentos no Cerrado na última década: perda de hábitat, de conectividade e estagnação socioeconômica

Thallita Oliveira de Grande

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia do Instituto de Ciências Biológicas da Universidade de Brasília, como pré-requisito para a obtenção do título de Doutor(a) em Ecologia

Aprovado em / /

Banca examinadora

Prof. Dr. Ricardo Bomfim Machado
Presidente/Orientador
Departamento de Zoologia/UnB

Prof. Dra. Mercedes Bustamante
Membro Titular
Departamento de Ecologia/UnB

Prof. Dr. Osmar Abílio de Carvalho Junior
Membro Titular
Departamento de Geografia/UnB

Prof. Dra. Renata Pardini
Membro Titular
Departamento de Zoologia/USP



(Jesus in Saint Joseph's workshop, Gerard van Honthorst, 1614?)

“Viste como levantaram aquele edifício de grandeza imponente? - Um tijolo, e outro. Milhares. Mas, um a um. - E sacos de cimento, um a um. E blocos de pedra, que são bem pouco ante a mole do conjunto. - E pedaços de ferro. - E operários trabalhando, dia após dia, as mesmas horas... Viste como levantaram aquele edifício de grandeza imponente? ... À força de pequenas coisas!”
(São Josemaría Escrivá)

AGRADECIMENTOS

Tecnicamente, agradeço ao professor Ricardo Bomfim Machado, que reta e pacientemente lidou com minha ignorância, atendendo às minhas inúmeras dúvidas e muito me ensinando sobre ecologia de paisagens, geoprocessamento, programação em R, análise de dados, docência; sua orientação foi uma verdadeira colaboração para que este trabalho fosse finalizado. Aos colegas do Laboratório de Planejamento para Conservação da Biodiversidade (Labio) e da pós graduação em Ecologia e Zoologia, que ao longo do curso me ajudaram compartilhando ideias e conhecimento. Ao Programa de Pós Graduação em Ecologia e sua equipe de técnicos e professores, pela assistência prestada, disciplinas ministradas, bolsa de estudos concedida via a agência financiadora CAPES e financiamento para a revisão linguística dos artigos da tese. Ao Ministério do Meio Ambiente, na pessoa da Adriana Bayma, pela concessão de dados do TerraClass Cerrado. À professora Ludmilla Aguiar, pelas colaborações no artigo do primeiro capítulo da tese. À professora Mercedes Bustamante, pelas orientações na época da qualificação do projeto. Ao Instituto de Geociências da UnB e à professora Tati Almeida, pela bolsa de estudos concedida para o curso de Especialização em Geoprocessamento Ambiental (2015), e pela orientação da mesma e da professora Rejane Cicerelli. Aos membros das bancas de qualificação (Mercedes Bustamante, Ludgero Vieira, Alexandre Uezu) e defesa da tese, por se prontificarem a avaliar e colaborar com o trabalho.

DEDICATÓRIA

À Deus, por permitir e, com a sua graça, auxiliar a conclusão deste trabalho.
Aos meus pais, Marcia e João, por dedicadamente terem construído minha base educacional,
o que me possibilitou cursar o último nível de instrução formal.
Ao meu esposo, Frederico, pelo amor, otimismo, paciência e apoio ao longo desta caminhada
de tantos anos.
A minha filha, Ester, por transformar a minha vida, me ajudando a ordenar as prioridades,
anseios e sonhos.
Aos meus sogros, Luiza e Mário, pela indescritível bondade e generosidade em cuidar da
Ester para que eu pudesse estudar.
Aos familiares e grandes amigos, pelo carinho, partilha e apoio.
A todos que rezaram por mim.
A vocês, eu não apenas agradeço, mas dedico.

SUMÁRIO

Capítulo 1 - Aquecendo um <i>hotspot</i> de biodiversidade: a conectividade é mais importante que a área remanescente	
Resumo.....	13
Introdução.....	14
Métodos.....	17
Área de estudo e uso da terra.....	17
Análise da paisagem.....	17
Análises estatísticas.....	19
Resultados.....	21
Discussão.....	34
Conclusão.....	39
Referências.....	40
Material suplementar.....	43
Anexo.....	46
Capítulo 2 - Redes ecológicas de menor-custo como ferramenta do alcance da conectividade funcional	
Resumo.....	55
Introdução.....	56
Métodos.....	60
Área de estudo e uso da terra.....	60
Grupos funcionais.....	61
Modelo de redes ecológicas.....	65
Análises estatísticas.....	67
Resultados.....	69
Discussão.....	78
Conclusão.....	84
Referências.....	85
Material suplementar.....	91
Capítulo 3 - Padrões de desenvolvimento socioeconômico ao longo de gradientes de desmatamento	
Resumo.....	111
Introdução.....	112
Métodos.....	113
Área de estudo e uso da terra.....	113
Seleção dos municípios.....	113
Seleção dos indicadores socioeconômicos.....	113
Padrões de desenvolvimento x desmatamento	116
Indicadores do desmatamento.....	116
Análises estatísticas.....	119
Tipologia de desempenho dos municípios.....	120
Status de conservação.....	120
Análises estatísticas.....	121
Resultados.....	122
Discussão.....	135
Conclusão.....	145
Referências.....	146

- O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001. Agradecemos também ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - CNPq pelo financiamento de bolsas de pesquisa para RBM (processo nº 306838 / 2016-8) e LMSA (processo nº 309299 / 2016-0).
- As citações e listas de referências foram formatadas conforme as normas do periódico *Landscape Ecology*.

RESUMO GERAL

O uso do solo decorrente das atividades humanas vem alterando profundamente as paisagens por meio da eliminação e subdivisão das áreas nativas, substituídas majoritariamente por formações agropastoris. Subjacentes a essas alterações, podem estar comprometidas a

5 disponibilidade dos habitats, sua estrutura espacial, sua funcionalidade, às quais podem estar associadas mudanças socioeconômicas das populações humanas residentes nessas paisagens. A presente tese versou sobre os impactos do desmatamento sobre o estado de fragmentação, a conectividade e os aspectos socioeconômicos, utilizando o Cerrado brasileiro como modelo, dividido em paisagens de 50 x 50 km. O primeiro capítulo caracterizou o estado de

10 fragmentação do bioma em 2000 e 2017. Avaliou a relação entre a conectividade (índice IIC) e a área nativa, a importância e o melhor ajuste dos componentes do IIC nesta relação, e se o componente de conexão do índice variava com o predomínio agropecuário. O bioma perdeu 23% de área remanescente, com piora do estado de fragmentação e redução da quantidade e agregação das áreas nativas e aumento da sua divisão, número, densidade e irregularidade,

15 especialmente em direção a região norte. A conectividade diminuiu pela perda de fragmentos conectores, se distribuiu de forma espacialmente padronizada e não foi função linear da proporção de área nativa. A relação entre o IIC e a proporção de área nativa apresentou um ponto de ruptura quando as áreas nativas das paisagens alcançam 39% em 2000 e 37% em

20 2017, ou seja, houve um aumento na descontinuidade entre a área remanescente e a conectividade. Os componentes IIC intra e flux foram maiores em paisagens com porcentagens, respectivamente, maiores e menores de área nativa, enquanto o IIC connector diminuiu conforme o aumento da área nativa. Quanto maior o domínio agropecuário, maior a fragmentação e o valor do IIC connector. Sob predomínios inferiores a 50%, a agricultura prejudicou mais fortemente a conectividade e o estado de fragmentação das paisagens do que

25 a pecuária. Porém, sob predomínios superiores a 50%, a conectividade e o estado de fragmentação praticamente não se diferenciaram entre o domínio agrícola e pecuário. Nossos resultados mostram a desestruturação e homogeneização espacial do Cerrado e a importância da conectividade entre os remanescentes para além de apenas a preservação de proporção das áreas nativas. O segundo capítulo apresentou um modelo de menor-custo de redes de habitats

30 ligados funcionalmente, baseados na preferência de habitats (savânico e florestal) e sensibilidade à fragmentação (sensível e tolerante) de grupos funcionais de mamíferos terrestres, e na permeabilidade da matriz. Avaliou se as redes ecológicas aumentam a conectividade funcional, se o aumento era maior naquelas com níveis intermediários de

fragmentação e se o predomínio agropecuário prejudicava a conectividade funcional na
35 presença e ausência das redes. Maiores capacidades de dispersão e menores requerimentos de
área dos grupos funcionais fizeram as redes ecológicas presentes em mais paisagens, em
maior número e extensão dentro das mesmas. Entre os grupos, as redes se diferenciaram
principalmente pela sua área, pela área nativa e área de savana em seu interior, e pelo número
de fragmentos de área mínima necessária ao grupo. A presença da rede aumentou a
40 conectividade das paisagens, especialmente daquelas com níveis intermediários de
fragmentação, e as características que influenciaram positivamente esse aumento foram a
proporção de área nativa e o índice de divisão da paisagem. O predomínio agropecuário na
paisagem se relacionou negativamente com a conectividade das mesmas, a pastagem afetando
os grupos savânicos e o florestal sensível, e a agricultura o florestal tolerante. Nosso modelo
45 pode ser uma ferramenta para a reversão da fragmentação a partir de uma óptica funcional e
um guia no planejamento para gestão de redes complexas de habitats em escalas regionais.
Dado que estágios iniciais do desmatamento podem levar a uma melhora socioeconômica que
depois pode sofrer um declínio (padrão *boom-and-bust*), o terceiro capítulo avaliou como o
desenvolvimento socioeconômico (índice IDHM) e a desigualdade social (índice Gini)
50 variaram ao longo de diferentes tipos de gradientes de desmatamento do Cerrado, em 2000 e
2010, verificando se os indicadores seguiam o padrão *boom-and-bust* e se o aumento na
produção de riquezas era acompanhado da melhoria socioeconômica e qual seu reflexo no
meio ambiente. Observamos um aumento nas classes iniciais ou intermediárias seguido de
uma estabilização nas classes finais dos gradientes de desmatamento, tanto do valor absoluto
55 dos indicadores ao longo da extensão do desmatamento, quanto da variação percentual dos
mesmos quando contrastado com gradientes de fronteira ou de incremento do desmatamento.
O aumento das riquezas nos municípios do Cerrado não esteve associado a melhorias
socioeconômicas nem a mudanças no status de conservação ambiental. Em sua maioria, os
municípios ricos permaneceram ricos, os pobres permaneceram pobres, pouquíssimos
60 deixaram de ser pobres para se tornar ricos e muitos se tornaram mais desmatados. O modelo
econômico agropecuário vigente, cujas áreas desmatadas são relativamente produtivas,
possivelmente explica a estagnação socioeconômica observada. O desenvolvimento
socioeconomicamente enviesado, que reforça os estados de pobreza e riqueza
socioeconômicas pré-estabelecidos, põe em xeque a sustentabilidade desse modelo, de modo
65 que se faz necessário um uso da terra com controle do desmatamento associado à

consolidação de cadeias produtivas completas que assegurem o desenvolvimento local, especialmente de regiões socialmente desprivilegiadas com alta cobertura nativa.

Palavras-chave: fragmentação, conectividade, redes ecológicas, planejamento da
70 conservação, ciclos boom-and-bust, desenvolvimento socioeconômico

GENERAL ABSTRACT

Land use resulting from human activities has profoundly altered landscapes through the elimination and subdivision of native areas, mostly replaced by agropastoral formations.
75 Underlying these changes, the habitat availability, spatial structure and functionality may be compromised. Associated with this scenario of changes, socioeconomic aspects of human populations can also be modified. The present thesis investigated the deforestation impacts on the state of fragmentation, connectivity and socioeconomic aspects in the Brazilian Cerrado (woodland savanna) divided into 50 x 50 km grid cells. The first chapter characterized the
80 biome state of fragmentation in 2000 and 2017. It evaluated the relationship between the connectivity (IIC index) and the native area; the importance and the best fit of the IIC components in this relationship; whether the connection component varied with the livestock or agricultural crops predominance. The biome lost 23% of the remaining native area, worsening the state of fragmentation and reducing the amount and aggregation of the native
85 habitat and increasing its division, number, density and irregularity, especially towards the northern region. The connectivity decreased by the loss of connector fragments, distributed evenly over the Cerrado and was not a linear function of the native area. The relationship between IIC and remaining natural area showed a breakpoint when native areas in a landscape reached 39% in 2000 and 37% in 2017, that is, there was an increase in the discontinuity
90 between the remaining area and the connectivity. Intra and flux IIC components were larger in landscapes with larger and smaller percentages of native area, respectively, while IIC connector decreased as the native area increased. The larger the agricultural domain, the greater the fragmentation and the value of the IIC connector. Under predominants of less than 50%, agriculture has more strongly affected the connectivity and fragmentation of landscapes
95 than livestock. However, under predominants greater than 50%, connectivity and state of fragmentation did not differ between the agricultural and livestock domain. Our results show the destructuring and spatial homogenization of the Cerrado and the importance of the connectivity among the remnants, in addition to only preserving the proportion of native

100 areas. The second chapter presented a least-cost ecological networks model based on habitat preference (savanna and forestry) and sensitivity (sensitive and tolerant) to fragmentation of generic focal species groups of terrestrial mammals, and on matrix permeability. It evaluated whether networks increase functional connectivity; whether the increase was greater in those with intermediate levels of fragmentation; whether the livestock or agricultural crops predominance impaired functional connectivity in the presence and absence of networks.

105 Higher dispersion capacities and lower home ranges of the groups made the networks present in more landscapes, in greater amount and extension. Among the groups, the area, inside native and savannah areas and number of fragments with minimum size (defined by group home range) mainly differentiated networks. The presence of the network increased the connectivity of landscapes, especially those with intermediate levels of fragmentation; the characteristics that positively influenced this increase were the proportion of native area and

110 the index of landscape division. The predominance of agriculture in the landscape was negatively related to their connectivity; the pasture affected the savanna and forestry sensitive groups and agriculture affected the forestry tolerant group. Our model can be a tool for the reversal of fragmentation from a functional perspective and a guide in planning for managing complex habitat networks at regional scales. Given that early stages of deforestation can lead to socioeconomic improvement, which can subsequently decline (boom-and-bust), the third

115 chapter evaluated how socioeconomic development (HDI index) and social inequality (Gini index) varied over different types of deforestation gradients of the Cerrado in 2000 and 2010. It evaluated whether these indicators followed the boom-and-bust pattern; whether the increase in economic wealth was accompanied by socioeconomic improvement and what its impact on the environment. We observed an increase in the initial or intermediate classes followed by a stabilization in the final classes of the deforestation gradients, both for the absolute value of the indexes along the extent of deforestation and for their percentage variation when contrasted with frontier or deforestation increment gradients. Increased

120 economic wealth in the Cerrado municipalities was not associated with socioeconomic improvements or changes in environmental conservation status. Most rich municipalities have remained rich, the poor ones have remained poor, very few have ceased to be poor to become rich, and many have become deforested. The current agribusiness model, whose deforested areas are constantly productive, possibly explains the socioeconomic stagnation observed.

125 Socioeconomically skewed development challenges the sustainability of this model. Then, it is necessary a land use with control of deforestation associated with the consolidation of

130

complete productive chains that ensure local development, especially such socially underprivileged regions with high native coverage.

135 **Keywords:** fragmentation, connectivity, ecological networks, conservation planning, boom-and-bust cycles, socioeconomic development

140

145

150

155

160

Aquecendo um *hotspot* de biodiversidade: a conectividade é mais importante que a área remanescente

RESUMO

Em face dos mosaicos antrópico-naturais gerados em função da perda de área e fragmentação, a preservação da área nativa é um alvo conservação em todo o mundo. Entretanto, hoje é impraticável ignorar que o arranjo espacial dos elementos na paisagem, expressado, por exemplo, por sua conectividade, é um fator tão ou mais importante do que a proporção de área nativa. Mesmo sob certa de quantidade, os remanescentes podem estar completamente desestruturados e disfuncionais. Nós caracterizamos o estado de fragmentação do Cerrado brasileiro nos anos de 2000 e 2017 usando métricas de composição, índices estruturais e funcionais. Avaliamos a relação entre a conectividade (índice IIC) e a área nativa remanescente ao longo da extensão espacial do bioma, a importância e o melhor ajuste dos componentes da conectividade nesta relação, e se o componente de conexão do IIC variava conforme o predomínio agropecuário das paisagens. Observamos que em 17 anos o bioma perdeu 23% de sua área remanescente e teve seu estado de fragmentação piorado consideravelmente por uma clara homogeneização estrutural, dado o avanço da redução da quantidade e agregação das áreas nativas e aumento da sua divisão, número, densidade e irregularidade, do sul em direção ao norte do bioma. A conectividade diminuiu consideravelmente pela perda principalmente de fragmentos conectores, se distribuiu de forma espacialmente padronizada e não foi função linear da proporção de área nativa, sendo o modelo cúbico o de melhor ajuste. A relação entre o IIC e a proporção de área nativa apresentou um ponto de ruptura quando as áreas nativas das paisagens alcançam 39% em 2000 e 37% em 2017, ou seja, houve um aumento na descontinuidade entre a área remanescente e a conectividade. Os IIC intra e flux foram maiores em paisagens com porcentagens, respectivamente, maiores e menores de área nativa, relação melhor explicada pelo modelo logístico; o IIC connector diminuiu conforme o aumento da área nativa, relação melhor explicada pelo modelo cúbico. Quanto maior o domínio agrícola e pecuário, maior a fragmentação das paisagens e o valor do IIC connector. Sob predomínios inferiores a 50%, a agricultura prejudicou mais fortemente a conectividade e o estado de fragmentação das paisagens do que a pecuária. Porém, sob predomínios superiores a 50%, a conectividade e o estado de fragmentação das paisagens praticamente não se diferenciaram entre o domínio agrícola e pecuário. Nossos resultados alertam para o cenário de desestruturação e

homogeneização espacial que se consolida no Cerrado, fazendo-se imprescindíveis políticas que considerem o planejamento do uso da terra de modo que subjacentemente seja favorecida a conectividade entre os remanescentes e não apenas a preservação de proporção das áreas nativas nos limites legais.

Palavras-chave: conectividade, proporção de área nativa, limiar de conectividade, domínio agropecuário, fragmentação de hábitat, não-linearidade

205

INTRODUÇÃO

O desmatamento é a principal força que altera qualitativa e quantitativamente as paisagens tropicais (Arroyo-Rodríguez et al. 2015). Ao nível de paisagem, aspectos chave para a efetiva conservação da biodiversidade, especialmente considerando os mosaicos de áreas nativas e antropizadas, incluem a porcentagem de cobertura vegetal e a configuração dos hábitats (Fahrig 2003). Esses dois aspectos interagem de forma complexa, muitas vezes surgindo dessa interação relações não-lineares (Fahrig 2003). A proporção de áreas nativas, por exemplo, se relaciona não linearmente com aspectos do arranjo espacial da paisagem, como a área dos fragmentos e isolamento entre eles (Andrén 1994; Fahrig 2003). Segundo o modelo conceitual proposto por Villard e Metzger (2014) e sua hipótese do limiar de fragmentação, espera-se observar um efeito mais forte da configuração da paisagem sobre a persistência das espécies sob quantidades intermediárias de hábitat (20-50%), quando a configuração dos hábitats é mais variável.

Os relacionamentos não lineares entre cobertura vegetal e a configuração dos hábitats podem, inclusive, expressar limiares estruturais da paisagem. Os limiares podem ser descritos como pontos de descontinuidade no estado de um sistema, que refletem uma mudança nos processos subjacentes (Briske et al. 2006). Embora eles tenham sido principalmente demonstrados através, por exemplo, dos efeitos negativos da perda de hábitat sobre a riqueza de espécies ou o tamanho populacional (Andrén 1994; Fahrig 1997; With e King 1999), é possível também definir limiares dos impactos da perda de hábitat sobre a conectividade estrutural da paisagem (Metzger e Décamps 1997; Oliveira e Metzger 2006). Esta é definida como o arranjo espacial dos elementos de uma paisagem, que facilita ou impede o movimento dos organismos (Taylor et al. 1993; Crooks e Sanjayan 2006). Por outro lado, a conectividade funcional está relacionada à maneira que um organismo interage e percebe a estrutura da paisagem (Tischendorf e Fahrig 2000; Baguette e Van Dicky 2007). A conectividade da

paisagem tipicamente apresenta uma modificação não linear com a quantidade de hábitat, com uma diminuição acentuada ao nível intermediário de cobertura, definindo-se uma curva sigmoide entre as variáveis (Metzger e Décamps 1997; Joly et al. 2014). As generalizações de limiares da conectividade da paisagem entre regiões e biomas são impraticáveis, fazendo-se
235 então necessária a investigação particular de cada caso (Mönkkönen e Reunanen 1999). Reconhecer a existência de limiares de conectividade reais em paisagens reais é um grande passo na compreensão das respostas dos ambientes aos tipos de uso da terra empreendidos.

Como adequado objeto de estudo, temos o Cerrado, a savana localizada na região central do Brasil, com aproximadamente dois milhões de km². Suas fitofisionomias nativas se
240 distribuem em um gradiente entre áreas campestres, savânicas e florestais. Considerado um *hotspot* global, o bioma desempenha um papel de capital importância para a manutenção da biodiversidade, serviços ecossistêmicos e oferta de água doce no Brasil (Overbeck et al. 2015). Apesar de sua relevância, o Cerrado vem sofrendo uma severa perda e fragmentação de áreas nativas, cujos remanescentes somam apenas 52% da área original do bioma (INPE
245 2018). As áreas antropizadas são maciçamente ocupadas por pastagens (29,4%) e agricultura anual (8,5%) (Brasil 2015; Strassburg et al. 2017). Sendo distintas a natureza e demandas das atividades agrícolas e pecuárias, estão associadas a elas diferentes padrões de fragmentação (McIntyre e Hobbs 1999; Torbick et al. 2006; Serra et al. 2008; Carvalho et al. 2009). O grau de conectividade de uma paisagem é, enquanto causa próxima, uma medida da estrutura da
250 paisagem e dos possíveis fluxos biológicos, e enquanto causa última, um indicador da probabilidade de persistência das espécies (Urban e Keitt 2001; Martensen et al. 2008; Rayfield et al. 2011). Então, verificar como e em que grau este aspecto do estado de conservação está sendo modulado por esses dois usos da terra predominantes é de fundamental importância para o embasamento de diferentes estratégias de conservação, tendo
255 em vista a manutenção da estrutura do bioma.

A eliminação de áreas nativas na paisagem pode prejudicar de diferentes formas e graus a disponibilidade de hábitat ou a conectividade. A perda de fragmentos isolados ou que funcionavam como trampolins, por exemplo, impõem prejuízos maiores para fluxo biológico na paisagem do que a remoção de porções de grandes fragmentos (Boscolo et al. 2008,
260 Martensen et al. 2008; Uezu et al. 2008; Saura et al. 2011). Então, no intuito de analisar a configuração espacial das paisagens e apreender toda sua complexidade, a teoria dos grafos é reconhecida como a melhor opção (Zetterberg et al. 2010). Vários estudos aplicaram-na para diagnóstico do estado da conectividade estrutural das paisagens para fins de priorização dos

265 esforços de conservação (García-Feced et al. 2011; Shanthala Devi et al. 2013; Tambosi et al. 2013). A teoria é definida por representar os fragmentos da paisagem como nós, conectados entre si em alguma medida por ligações, que expressam a existência de algum fluxo entre pares de nós (Urban e Keitt 2001). Baseado nela, foram desenvolvidos vários índices para a mensuração da conectividade, de natureza binária ou probabilística (Pascual-Hortal e Saura 2006; Saura e Pascual-Hortal 2007). O índice integral de conectividade (IIC) é um índice 270 binário (cada par de fragmento é considerado conectado ou desconectado), vantajoso por considerar a área disponível dos fragmentos de hábitat (conectividade intrafragmento), o fluxo estimado entre eles, e aqueles que funcionam como trampolins ou elementos de conexão na manutenção da conectividade entre outras áreas de hábitat (Saura e Rubio 2010).

275 Pelas razões supracitadas, orientar políticas públicas de conservação com base apenas na proporção de cobertura vegetal nativa é uma visão arriscadamente simplista do fenômeno que caracteriza as mudanças nas paisagens, e não garante a plena conservação de biomas em iminente risco de completo desaparecimento, como o Cerrado. Mesmo que uma quantidade mínima de hábitat, pretensamente adequada, seja mantida, os remanescentes podem estar desestruturados, isto é, desconectados entre si de diferentes maneiras. Logo, o estado de 280 fragmentação, refletido pela composição, disposição e conectividade dos hábitats remanescentes, deve ser avaliado e contrastado com a porcentagem de cobertura vegetal nativa. Assim, indicadores desta estruturação, como o índice IIC e derivados, ou o índice de conectividade equivalente (EC), seriam melhores representantes do estado de conservação do bioma do que a simples porcentagem de cobertura vegetal. Nosso objetivo geral foi 285 caracterizar o estado de fragmentação do Cerrado entre um intervalo de 17 anos (2000-2017), verificar quais aspectos e de que modo varia a conectividade e sugerir diferentes abordagens de conservação com base nas condições de conectividade da paisagem.

Especificamente, investigamos as seguintes questões e suas respectivas hipóteses. (1) Qual a relação entre a conectividade e a área nativa remanescente? (H1) O IIC e a 290 porcentagem de área nativa da paisagem se relacionam não linearmente. (2) A conectividade se distribui de forma espacialmente padronizada do longo da extensão do Cerrado? (H2) Paisagens com valores semelhantes do IIC se distribuem espacialmente mais próximas por revelarem a dinâmica de ocupação do bioma. (3) Como varia a importância dos componentes da conectividade em relação a área nativa remanescente? (H3) Os componentes intra e flux do 295 IIC terão maiores valores em paisagens com porcentagens, respectivamente, maiores e menores de área nativa, enquanto o componente connector terá maiores valores em paisagens

com intermediária quantidade de área nativa, pois sua maior variabilidade espacial poderia expressar uma maior função conectora dos remanescentes. (4) Há diferença na conectividade de paisagens ocupadas predominantemente por pecuária ou agricultura? (H4) O componente connector do IIC será maior em paisagens dominadas por pecuária, por esta atividade eliminar porções disjuntas de áreas nativas, e menor em paisagens dominadas por agricultura, por esta atividade eliminar grandes porções contínuas de áreas nativas.

MÉTODOS

305 **Área de estudo e uso da terra**

A área de estudo compreendeu toda a extensão do bioma Cerrado (IBGE 2004). Utilizamos o mapa de uso e cobertura da terra (doravante, uso da terra) do Projeto de Mapeamento do Desmatamento do Cerrado com Imagens de Satélite – Prodes Cerrado (INPE 2018) contendo as áreas nativas e desmatadas do Cerrado com a resolução espacial de 30m, dos anos de 2000 e 2017. Escolhemos esta base de dados por ela possuir maior robustez e amplitude temporal de informações, apesar de ter a limitação de não considerar a regeneração das vegetações nativas ao longo do tempo. Utilizamos os dados das Unidades de Conservação (UC) de proteção integral e uso sustentável, e a categoria das Áreas Protegidas (AP) das Áreas Prioritárias à conservação do Ministério do Meio Ambiente (MMA) para fins de sobreposição com as paisagens de estudo.

Análise da paisagem

Subdividimos a extensão do bioma em paisagens de estudo de 50x50 km e utilizamos um total de 624 paisagens, produto da seleção daquelas que possuíam área integral. Selecionamos, para cada paisagem, os fragmentos nativos e aplicamos um filtro para eliminar agrupamento de pixels espúrios de até 0,5 ha, oriundos de falhas no mapeamento. Calculamos as métricas de composição, como a proporção da área nativa (NP), a densidade (PD), número (PN) e área média dos fragmentos nativos (MPA), a proporção da área antrópica (AP), e os índices estruturais, como aggregation index (AI), landscape shape index (SI), *largest patch index* (LPI), *landscape division index* (LDI), *total edge* (TE), *total core area* (TCA) e *proportional landscape core* (PLC). Escolhemos essas métricas por refletirem importantes aspectos da estrutura da paisagem (Cushman et al. 2008; McGarigal 2014).

Avaliamos a conectividade das paisagens usando o índice integral de conectividade (IIC) (Pascual-Hortal e Saura 2006), que baseado na teoria dos grafos, é definido como uma métrica de disponibilidade de hábitat com base em um simplificado modelo de conexão binária em que dois fragmentos nativos estão ou não conectados.

$$IIC = \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n \frac{a_i \cdot a_j}{1 + n l_{ij}}}{A_L^2}$$

Onde a_i e a_j são a área dos fragmentos i e j , $n l_{ij}$ é o número de links (ligações) no caminho mais curto (topologia da distância física) entre os fragmentos i e j e A_L é a área total da paisagem. Para fragmentos que não estão conectados, o numerador na soma da equação é igual zero ($n l_{ij} = \infty$). Quando $i = j$, então $n l_{ij} = 0$ (nenhuma ligação é necessária para alcançar um determinado fragmentos a partir de si mesmo).

O IIC pode ser particionado em três componentes, considerando as diferentes maneiras em que um certo elemento de paisagem (fragmento ou ligação) pode contribuir para conectividade e disponibilidade de hábitat na paisagem (Saura e Rubio 2010). O componente $dIIC$ intra representa a contribuição do fragmento em termos de conectividade intrafragmento, ou seja, a área do fragmento em si. O $dIIC$ flux corresponde ao fluxo de dispersão ponderado por área através das conexões do fragmento para ou a partir de todos os demais fragmentos na paisagem, quando o fragmento em questão é tanto o ponto de partida ou ponto de chegada da conexão ou fluxo. O $dIIC$ connector é a contribuição do fragmento ou da ligação para a conectividade entre outras manchas de hábitat, como elemento de ligação ou trampolim entre eles. Usamos, ainda, o índice EC (*equivalent connectivity*) (Saura et al. 2011), caracterizado na seção seguinte.

Calculamos ambos os índices supracitados utilizando o limiar máximo de dispersão de 1.300 metros (baseado nos valores médios da capacidade de dispersão de mamíferos terrestres não voadores sensíveis à fragmentação, isto é, com grande requerimento de área de vida e pequena capacidade de dispersão) (Tabela S1). Escolhemos o IIC pois ele é um índice de fácil parametrização e não requer informações ecológicas de, em geral, difícil obtenção; além disso, sua demanda de processamento é menor, o que é útil em paisagens com a quantidade de nós na casa dos milhares, como o Cerrado (~2.000 nós) (Tambosi et al. 2013). Usamos a

função *ClassStat* do pacote *SDMTools* (Vanderwal et al. 2014) do programa R v. 3.5.0 (R Core Team 2017) e o programa *Conefor* v. 2.6 (Saura e Torné 2009) integrado ao programa R.

360 Empregamos o mapeamento do bioma Cerrado do projeto MapBiomas para categorizar o predomínio agropecuário das paisagens (Projeto MapBiomas 2018), uma vez que esta era a única base de dados que disponibilizava as classes de uso antrópico que necessitávamos (agricultura e pecuária) para o intervalo temporal avaliado neste estudo. Utilizamos os dados dos anos 2000 e 2016 (doravante considerado 2017), uma vez que o ano
365 de 2017 ainda não se encontrava disponível quando da elaboração do trabalho. Padronizamos intervalos da porcentagem de agricultura e pecuária nas paisagens para definir o predomínio, a fim de indiretamente controlar a quantidade de área nativa, na forma de uma co-variável. Definimos o valor máximo dos intervalos considerando, entre as duas classes dentro de um mesmo ano, o menor valor máximo de porcentagem de área, e o valor mínimo como sendo
370 aproximadamente 20% menor que o valor máximo. Assim, o predomínio se deu para paisagens que possuísem, em 2000, de 35 a 54,5% de uma das duas classes, e em 2017, de 55 a 73,4%. Para 2017, testamos também o intervalo de 2000. Consideramos esses percentuais pois uma paisagem nativa tem vários elementos distribuídos uniformemente, diferentemente das paisagens antropizadas, onde a matriz antrópica substitui os elementos
375 nativos e detém o predomínio espacial.

Análises estatísticas

Caracterizamos o estado de fragmentação do bioma nos dois anos, descrevendo as métricas de composição das paisagens, aplicando uma Análise de Componentes Principais
380 (PCA) entre elas e os índices estruturais, distinguindo visualmente as variáveis de cada um de quadrantes entre os dois primeiros componentes da PCA. Comparamos o índice EC com a quantidade de área nativa (Saura et al. 2011). O EC é definido como o tamanho de um único fragmento de hábitat (maximamente conectado) que forneceria o mesmo valor do IIC que o atual padrão de hábitat na paisagem. Após um período de mudanças espaciais na paisagem, a
385 variação relativa no EC ($dEC = EC_{2017} - EC_{2000} / EC_{2000}$) pode ser diretamente comparada com a variação relativa na quantidade de área nativa na paisagem ($dA = A_{2017} - A_{2000} / A_{2000}$), a fim de interpretar o impacto das mudanças na perda conectividade da paisagem. Quando há a perda de fragmentos nativos isolados na paisagem, a variação da conectividade é menor do que a variação da área ($dEC < dA$), impactando pouco a conectividade da paisagem. Já com a

390 eliminação de fragmentos nativos que se situavam entre áreas de hábitat previamente
existentes (e funcionavam como trampolins ou corredores), a variação da conectividade é
maior do que a variação da área ($dEC > dA$), o que impacta muito na diminuição da
conectividade. Por fim, se for perdida área nativa adjacente a um (eventualmente) único
fragmento, não há alteração na conectividade, pois a perda é neutra em relação a seu prejuízo
395 para conectividade, então $dEC = dA$.

Comparamos o IIC entre os anos utilizando o teste não paramétrico Wilcoxon pareado.
Para testar a primeira hipótese, primeiramente avaliamos a relação entre o IIC e a proporção
de remanescentes nativos por meio de modelos regressões não lineares (Radford et al. 2005).
Testamos os modelos linear, logaritmo, inverso, quadrático, cúbico, *power*, curva-S, logístico,
400 crescimento, exponencial e *breakpoint*. Destes, escolhemos os cinco com maior variância
explicada (R^2), e para avaliar a adequabilidade dos mesmos, utilizamos o Critério de
Informação de Akaike (AIC) (Quinn e Keough 2002), calculado conforme expressão:

$$AIC = n * [\ln(SSres)] + 2 * (p + 1) - n * \ln(n)$$

405

Onde n é o número de observações, p é o número de parâmetros do modelo e $SSres$ é a soma
do quadrado dos resíduos.

Aplicamos a regressão *breakpoint* especialmente para verificar se havia um ponto de
410 inflexão onde o comportamento da relação entre a proporção de remanescentes nativos e a
conectividade se alterava, isto é, se havia um limiar de descontinuidade. Para tanto, aplicamos
a expressão:

$$IIC = constant + slope1 * remanescentes (\%) + slope2 * (remanescentes (\%) - limiar) * \\ 415 (remanescentes (\%) > limiar)$$

O limiar é encontrado quando o modelo apresenta apenas um dos parâmetros
significativo e a maior variância explicada. Isto sugere que o limiar testado é adequado, ou
seja, os melhores modelos de regressão para os dois intervalos de área são diferentes. Nós
420 consideramos que o limiar existiu quando a regressão *breakpoint* explicou mais a relação do
que a regressão linear e esteve entre os quatro melhores modelos (Oliveira e Metzger 2006).
Por fim, classificamos a porcentagem de área nativa em cinco classes (0-20%, 20-40%, 40-

60%, 60-80% e 80-100%) e aplicamos o teste não paramétrico Kruskal-Wallis, seguido do seu respectivo teste de comparação múltipla, para avaliar se o IIC diferia entre as classes [função *kruskalmc* do pacote *pgirmess* v. 1.6.9 (Giraudoux 2019) do programa R v. 3.5.0 (R Core Team 2017)]. A regressão *breakpoint* foi conduzida no programa STATISTICA v. 10 (StatSoft Inc. 2011) e as outras regressões não lineares no programa SPSS v. 23 (SPSS Inc. 2015).

Para testar a segunda hipótese, verificamos a relação entre o IIC e a distância geográfica entre as paisagens por meio do teste Mantel. Testamos a terceira hipótese comparando os três componentes do IIC (intra, flux e connector) entre três classes de porcentagem de área nativa (baixa: 0-33%; intermediária: 33-66%; alta: 66-100%) utilizando o teste não paramétrico Kruskal-Wallis, seguido do seu respectivo teste de comparação múltipla. Entre os três componentes do IIC e a proporção de remanescentes nativos nós ajustamos, semelhantemente à primeira hipótese, o melhor modelo de regressão não linear. Neste caso, como os cinco melhores modelos foram muito semelhantes entre si em termos de variância explicada (~75%) e AIC, escolhemos aquele com o menor valor de AIC ou com o ajuste visual mais plausível. Especializamos as paisagens pertencentes a classes valores de intra, flux e connector (com e sem sobreposição de valores) e suas implicações em termos de manejo da paisagem (Tabela 1) (Shanthala Devi et al. 2013). Finalmente, testamos a quarta hipótese comparando o componente connector do IIC e as métricas estruturais entre paisagens predominantemente agrícolas ou pecuárias por meio do teste não paramétrico Wilcoxon e de um Modelo Linear Geral (GLM) (McCullagh e Nelder 1989). Realizamos os testes no programa R.

445

Tabela 1. Implicações conservacionistas para paisagens com valores altos ou baixos dos componentes intra, flux e connector do índice integral de conectividade (IIC) para o Cerrado em 2000 e 2017.

Sum dIIC	Conservation implications
High Intra (>40)	Maintain pre-existing large remnants of native area
Low Intra (≤40)	Recover large portions of native area
High Flux (≥100)	Maintain native area close to groups of pre-existing remnants
High Connector (≥20)	Maintain pre-existing stepping-stones/corridors

450 RESULTADOS

Entre os anos de 2000 e 2017, observamos uma diminuição percentual de 23,9% (253.726,2 km²) das áreas nativas do Cerrado ao passo do aumento das áreas antrópicas, sendo a diminuição média entre as paisagens também de 23,9% (Figura 1, Tabela 2). Estas

alterações no uso da terra promoveram aumento do número médio e densidade dos
455 fragmentos e diminuição da área média dos mesmos (Tabela 2, Tabela S2). Em termos de
caracterização do estado de fragmentação do bioma, em 2000 o primeiro componente da PCA
deteve 81% da variação total dos dados, enquanto o segundo, 0,08%; em 2017 essa variação
foi, respectivamente, de 74% e 11%. Em relação ao primeiro componente, os autovetores
mostraram que, nos dois anos, a maioria das variáveis contribuíram semelhantemente para sua
460 variação (~30% cada) (Tabela 3). Quanto ao segundo componente, a variável de maior
influência foi a área média dos fragmentos, cujo peso diminuiu 53% entre 2000 e 2017, ao
passo que as demais variáveis cresceram em importância.

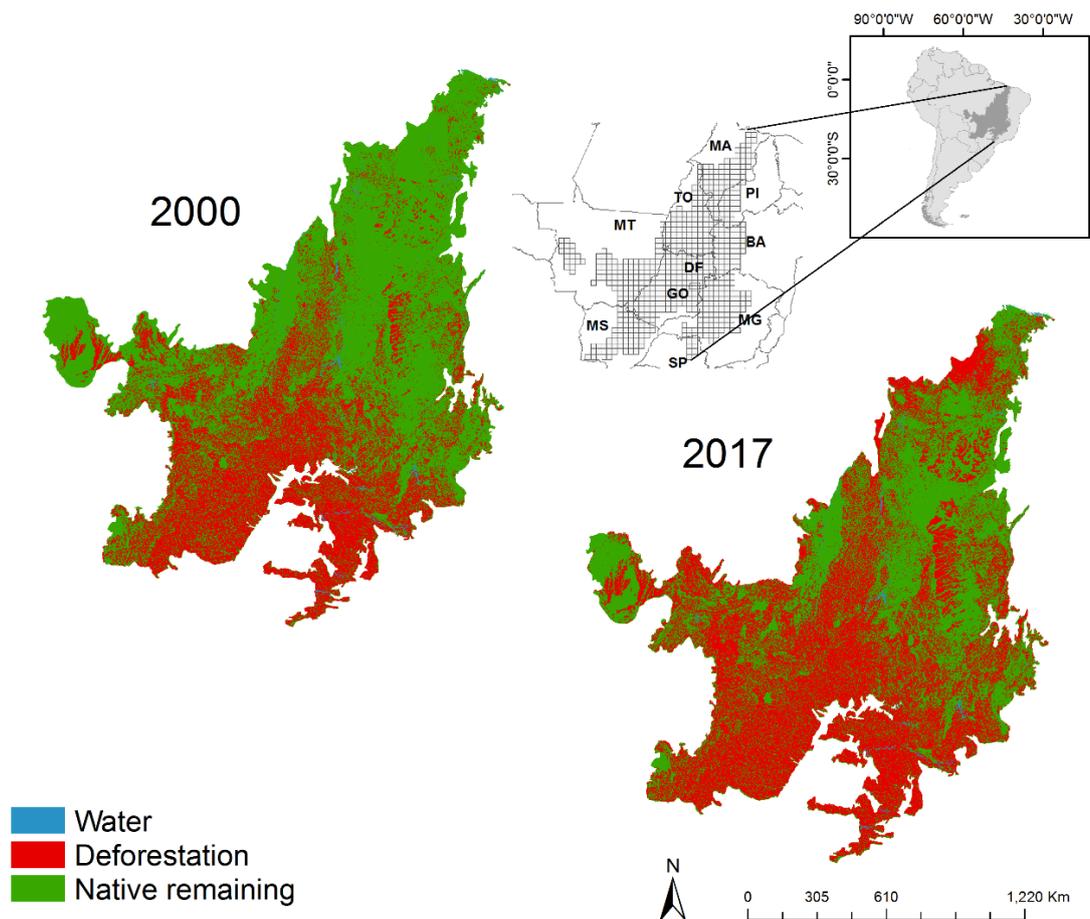


Figura 1. Uso da terra do bioma Cerrado entre anos de 2000 e 2017.

465

470 Tabela 2. Média, desvio padrão, valores mínimos e máximos dos índices estruturais utilizados para descrever as características das paisagens do Cerrado no ano 2000 e 2017.

Metrics	2000		2017	
	Mean \pm s.d.	Min-Max	Mean \pm s.d.	Min-Max
Native area (NP) (%)	0,68 \pm 0,25	0,08-1	0,51 \pm 0,24	0,07-0,99
Patch density (PD)	7,5x10 ⁻⁵ \pm 8,1x10 ⁻⁵	3,6x10 ⁻⁷ -0,0004	0,0001 \pm 0,0001	3,6x10 ⁻⁷ -0,0007
Number of patches (PN)	206,85 \pm 223,4	1-1135	411 \pm 370	1-2010
Mean patch area (MPA) (ha)	18656,5 \pm 50694,9	40,2-247108,4	4437,4 \pm 21720,4	18,5-246939,0
Anthropic area (AP) (%)	0,32 \pm 0,25	0-0,91	0,47 \pm 0,24	0,0004-0,91

475 Tabela 3. Variância explicada pelos dois primeiros componentes da Análise de Componentes Principais (PCA) e autovetores da influência de cada uma das métricas de composição e índices estruturais das paisagens do Cerrado, nos anos de 2000 e 2017.

	2000		2017	
	PCA 1	PCA 2	PCA 1	PCA 2
Proportion of variance	0,81 (\pm 2,85)	0,08 (\pm 0,93)	0,74 (\pm 2,72)	0,11 (\pm 1,06)
Native area (NP)	-0,33	0,01	-0,33	0,28
Patch density (PD)	0,32	0,21	0,31	0,36
Number of patches (PN)	0,32	0,21	0,31	0,36
Mean patch area (MPA)	-0,16	0,91	-0,13	0,49
Aggregation index (AI)	-0,32	-0,18	-0,33	-0,14
Landscape shape index (SI)	0,33	0,09	0,34	0,22
Largest patch index (LPI)	-0,33	0,02	-0,33	0,27
Landscape division index (LDI)	0,32	-0,15	0,32	-0,33
Total edge (TE)	0,30	-0,04	0,28	0,30
Proportional landscape core (PLC)	-0,33	0,01	-0,34	0,24

Em 2000, as paisagens apresentaram-se desigualmente distribuídas em quatro grupos. Seguindo a ordem dos quadrantes, o primeiro grupo se caracterizou pela grande agregação entre as áreas nativas, enquanto o terceiro pela alta proporção de área nativa na paisagem, com presença de grandes remanescentes com muita área core. O segundo qualificou-se pela grande desagregação (divisão) e quantidade bordas das áreas nativas das paisagens, enquanto no quarto havia paisagens com grande número, densidade e índice de forma dos fragmentos. Isto é, o melhor estado de fragmentação das paisagens foi refletido pelo primeiro e terceiro grupos, cujas paisagens somadas predominavam na extensão do bioma, e o pior estado de fragmentação pelas variáveis do segundo e quarto grupos (Figura 2).

Já em 2017, muitas paisagens tiveram piora em seu estado de fragmentação, migrando de um grupo para outro, e apresentaram-se mais homogeneamente distribuídas entre eles. Por exemplo, muitas paisagens que antes eram caracterizadas pelo grupo 1 (grande agregação das áreas nativas) passaram a ser caracterizadas pelo grupo 3 ou 4. Da mesma forma, paisagens que antes eram caracterizadas pelo grupo 2 também passaram a ser caracterizadas pelo grupo

4, dado o aumento da influência das métricas que refletem a fragmentação e perda de área do bioma, como o número e densidade de fragmentos, a quantidade de bordas e o índice de forma da paisagem. No intervalo analisado, o índice de divisão da paisagem teve aumento de 54% em sua importância, enquanto a agregação das paisagens (que é também uma medida de conectividade) perdeu 22% de seu peso.

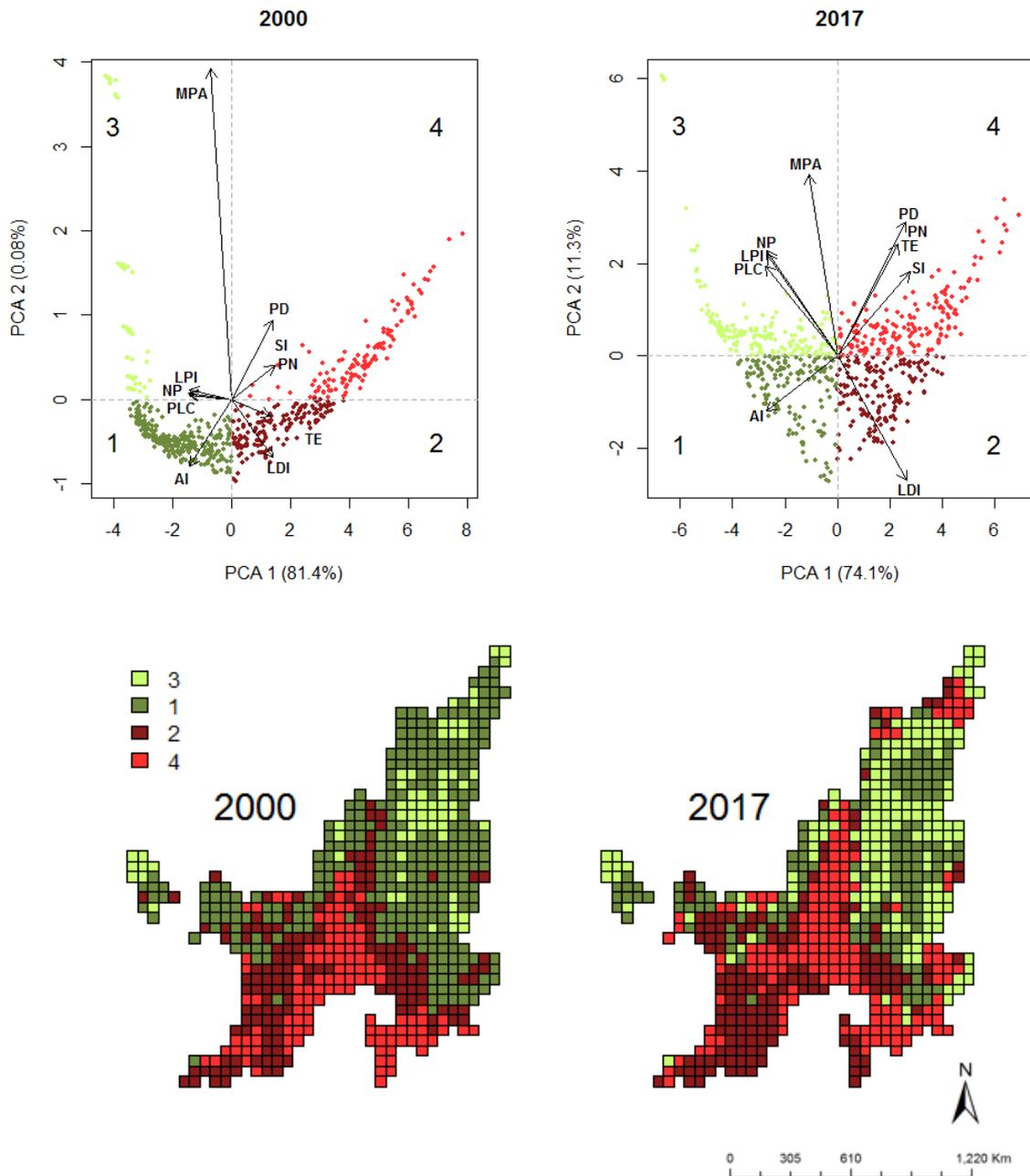


Figura 2. Primeiro e segundo componentes da Análises de Componentes Principais entre as métricas de composição e índices estruturais das paisagens do Cerrado, em 2000 e 2017 (gráficos superiores), e sua espacialização (mapas inferiores). Os valores de 1 a 4 (gráficos acima e mapas abaixo) representam a divisão dos autovetores em quatro quadrantes. NP:

native area (%); PD: *patch density*; PN: *number of patches*; MPA: *mean patch area (ha)*; AP: *anthropic area (%)*; AI: *aggregation index*; SI: *landscape shape index*; LPI: *largest patch index*; LDI: *landscape division index*, TE: *total edge*; PLC: *proportional landscape core*.

505 A mudança na conectividade das paisagens estudadas variou grandemente entre os
anos, dando-se a amplitude do dEC entre 0,1% e -0,96%. A variação da área remanescente se
deu entre 0% e -0,91%. Em ambos os casos, a mudança representou, majoritariamente, o
declínio da conectividade e da área remanescente. Em 78,2% das paisagens do Cerrado, a
redução da conectividade ocorreu em virtude da remoção de fragmentos conectores ou
510 corredores (connector: n = 488), seguida de 19,7% de paisagens que perderam porções
adjacentes a outros fragmentos (adjacente: n = 123) e de apenas 2,1% de paisagens que
perderam fragmentos isolados (isolado: n = 13) (Figura 3).

515

520

525

530

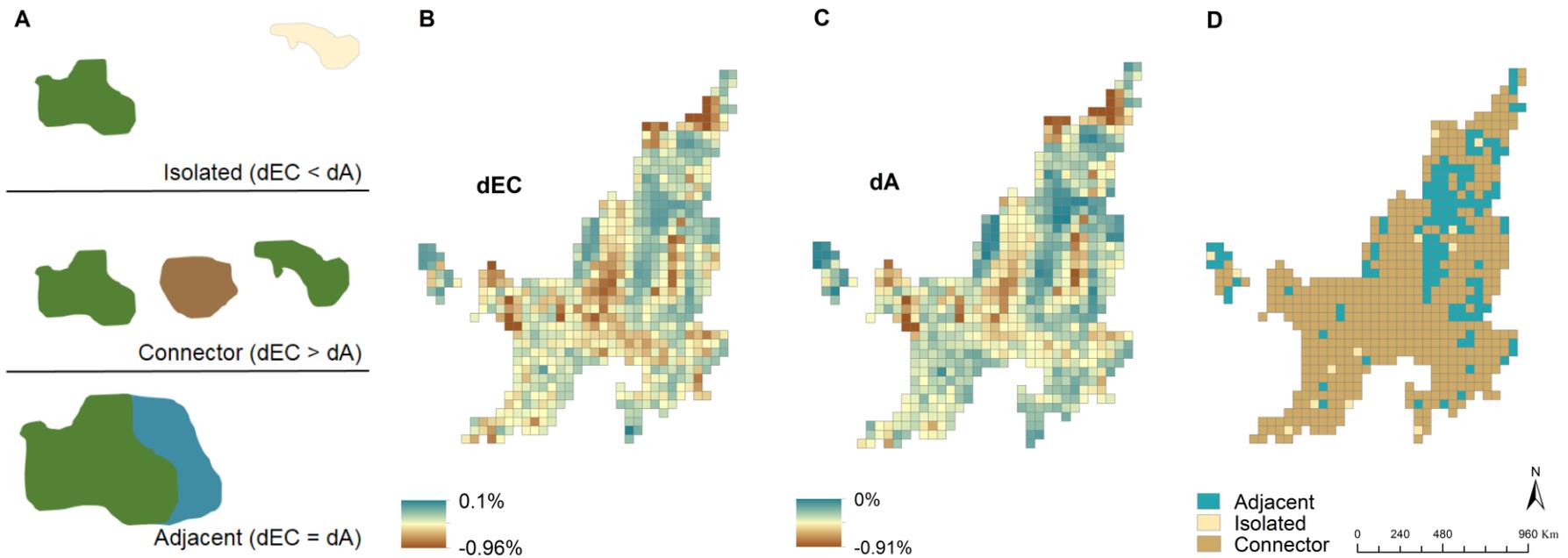
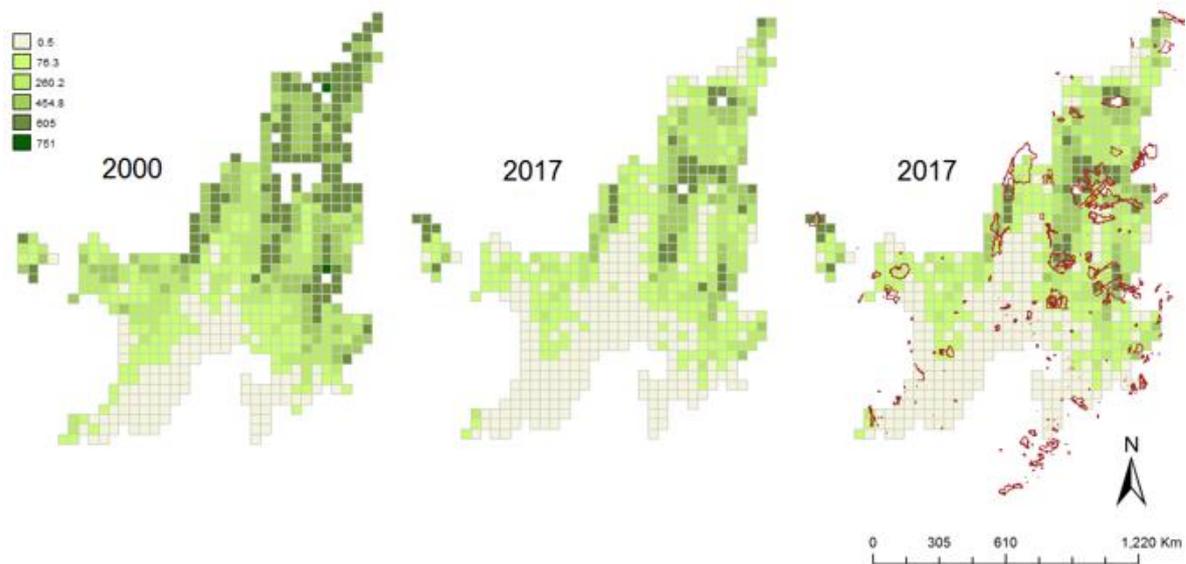


Figura 3. Esquema das diferentes formas nas quais a perda de área (dA) pode alterar a conectividade equivalente da paisagem (dEC). As áreas removidas são representadas pelos polígonos coloridos, enquanto as áreas remanescentes pelos polígonos verdes. Mudanças na conectividade (B) e na área nativa remanescente (C) das paisagens do Cerrado entre 2000 e 2017, medidos, respectivamente, pelo índice dEC e dA . Categorização da maneira com que se deu a perda de área entre 2000 e 2017 (D), segundo esquema em (A).

535

A conectividade, medida pelo IIC, foi significativamente menor em 2017 do que em 2000 ($W = 179700$, $p < 0,01$, média em 2000 = 352×10^{10} , média em 2017 = 193×10^{10}), tendo havido redução média de 45,1% (Figura 4). Observamos uma relação não linear entre o IIC e a área nativa remanescente nas paisagens, em ambos os anos, corroborando a primeira hipótese. Entre os modelos testados, o cúbico apresentou o melhor ajuste, muito superior ao ajuste linear. A regressão *breakpoint* mostrou, em 2000, um limiar de quebra no padrão de conectividade com 39% de área nativa remanescente, enquanto em 2017, o limiar diminuiu, ocorrendo com 37% (Figura 5).



545 Figura 4. Espacialização do índice integral de conectividade (IIC) em 2000 e 2017 (10^{10}) e sobreposição das Unidades de Conservação (UC) e Áreas Protegidas (AP), em marrom.

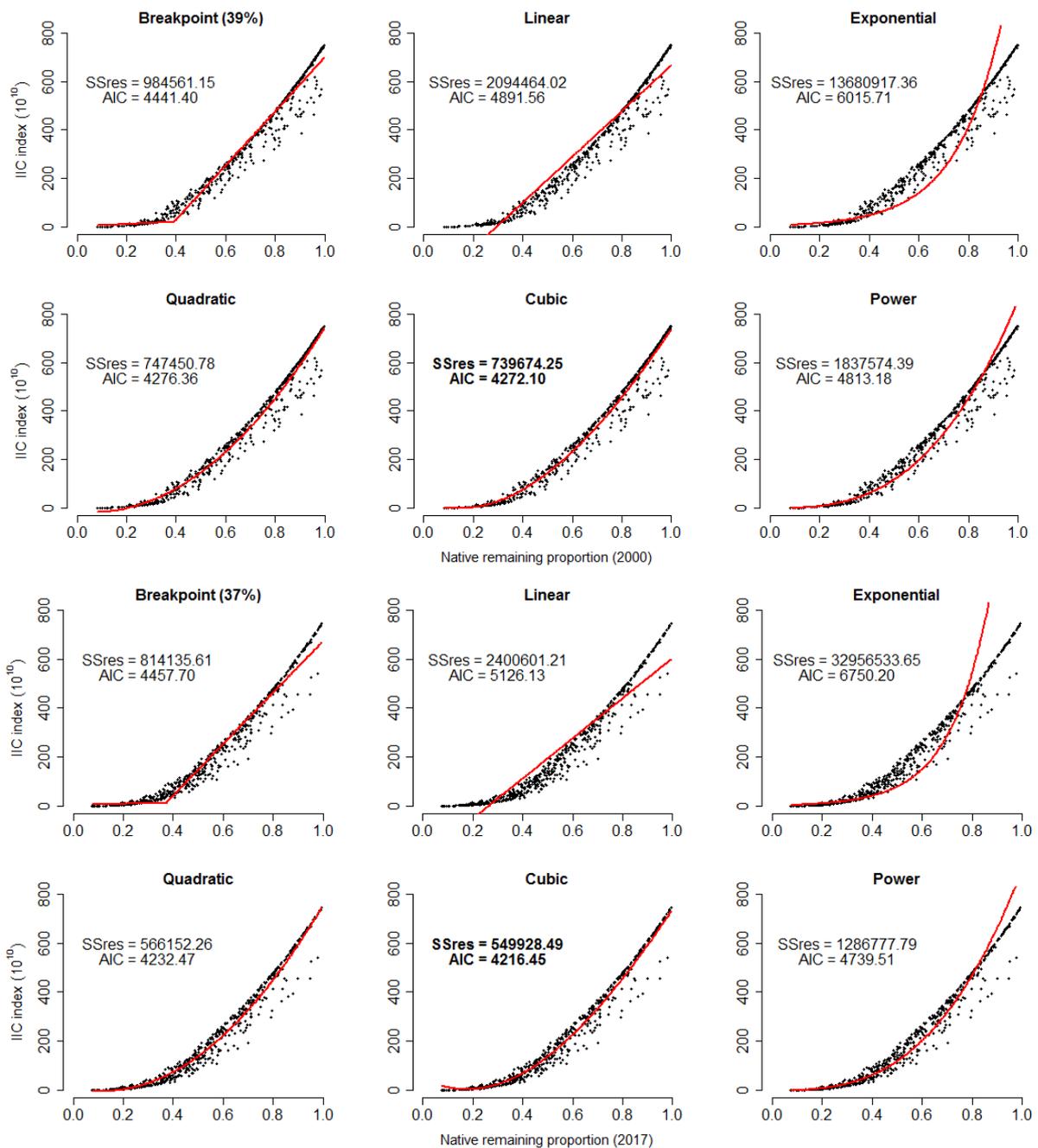


Figura 5. Modelos de regressão não linear entre o índice integral de conectividade (IIC) e a área nativa remanescente do Cerrado, em 2000 (acima) e 2017 (abaixo). A soma do quadrado dos resíduos (SSres) e o Critério de Informação de Akaike (AIC) são apresentados e os valores em negrito representam modelos com o melhor ajuste.

Em 2000, o IIC variou entre as classes de área nativa ($H_{4,594} = 535,93$, $p < 0,01$), porém entre paisagens da classe de 20 - 40% não houve diferenças significativas (teste de
560 comparação múltipla, $p = 0,19$). Em 2017, o índice variou significativamente entre as cinco classes ($H_{4,615} = 577,08$, $p < 0,01$; teste de comparação múltipla, $p < 0,05$), o que está de acordo com o resultado da redução no limiar de descontinuidade entre proporção de área nativa e conectividade. Observamos a distribuição espacialmente padronizada da conectividade do longo da extensão do Cerrado, ou seja, paisagens próximas tenderam de
565 terem pequenas diferenças nos valores do IIC (2017: R de Mantel = 0,21, $p < 0,01$; 2000: R de Mantel = 0,42, $p < 0,01$), conforme esperávamos na segunda hipótese (Figura 4).

Quanto ao comportamento dos componentes do IIC em relação a área nativa remanescente, corroboramos parcialmente a terceira hipótese. O IIC intra foi maior em paisagens com maior porcentagem de área nativa e diferiu entre todas as classes de área,
570 tendo valores médios progressivamente maiores conforme o aumento da área remanescente na paisagem. O IIC flux foi maior em paisagens com menor porcentagem de área nativa e diferiu entre todas as classes de área, tendo valores médios progressivamente menores conforme o aumento da área remanescente na paisagem. Porém, rejeitamos a previsão de que o componente connector teria maiores valores em paisagens com quantidade intermediária de
575 remanescentes. Embora o componente tenha diferido entre todas as classes de área, seus valores médios foram progressivamente menores conforme o aumento da área remanescente na paisagem (Figura 6; Tabela 4). A espacialização dos componentes mostrou que muitas paisagens que em 2000 tinham altos valores do componente intra, em 2017 experimentaram a diminuição do mesmo ou um aumento dos componentes flux e connector, ou uma associação
580 entre estas alterações (Figura 7).

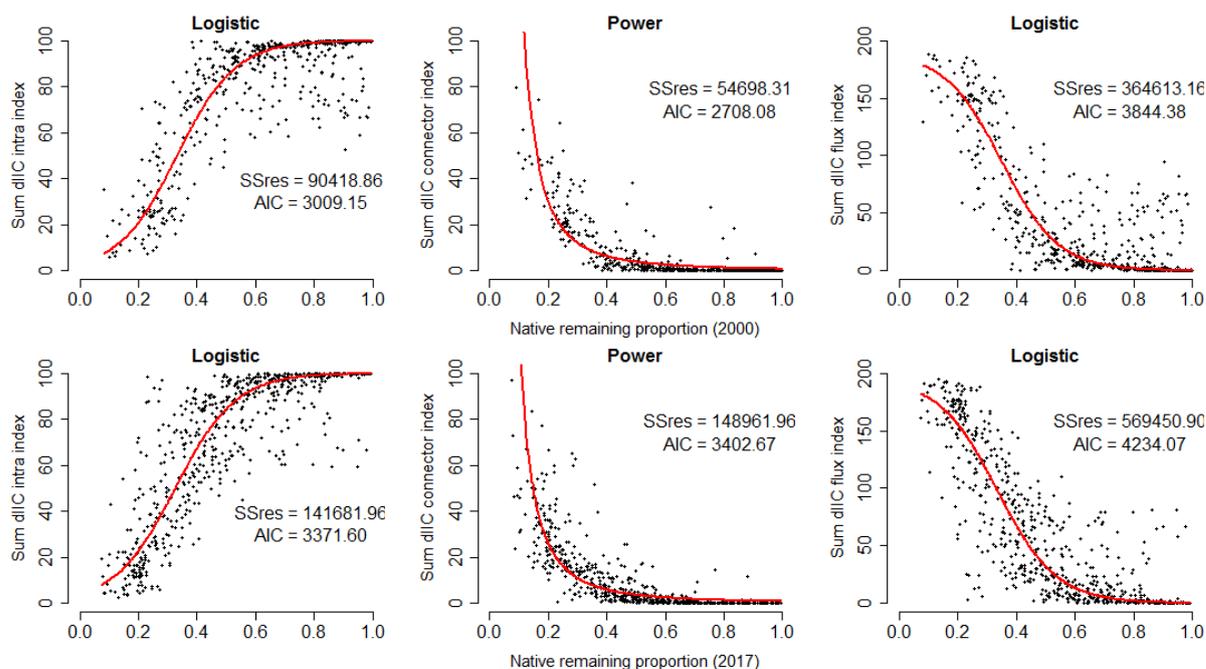


Figura 6. Melhores modelos de regressão não linear ajustados entre os componentes intra, flux e connector do índice integral de conectividade (IIC) e a área nativa remanescente do Cerrado, em 2000 e 2017.

585

Tabela 4. Comparações entre os componentes do índice integral de conectividade (IIC) e as classes de área nativa (0-33%, 33-66%, 66-100%) nas paisagens do Cerrado em 2000 e 2017.

* $p < 0,05$.

Sum dIIC	Year	H (df, n)	Multiple comparison test	Mean 33%	Mean 66%	Mean 100%
Intra	2000	337,7 (2,596)*	< 0,05	30,92	82,24	95,28
	2017	396,9 (2,617)*	< 0,05	30,91	76,62	94,50
Flux	2000	337,7 (2,596)*	< 0,05	138,15	35,51	9,42
	2017	396,9 (2,617)*	< 0,05	138,17	46,75	10,99
Connector	2000	411,9 (2,596)*	< 0,05	31,48	3,80	0,31
	2017	460,2 (2,617)*	< 0,05	27,82	5,16	0,39

590

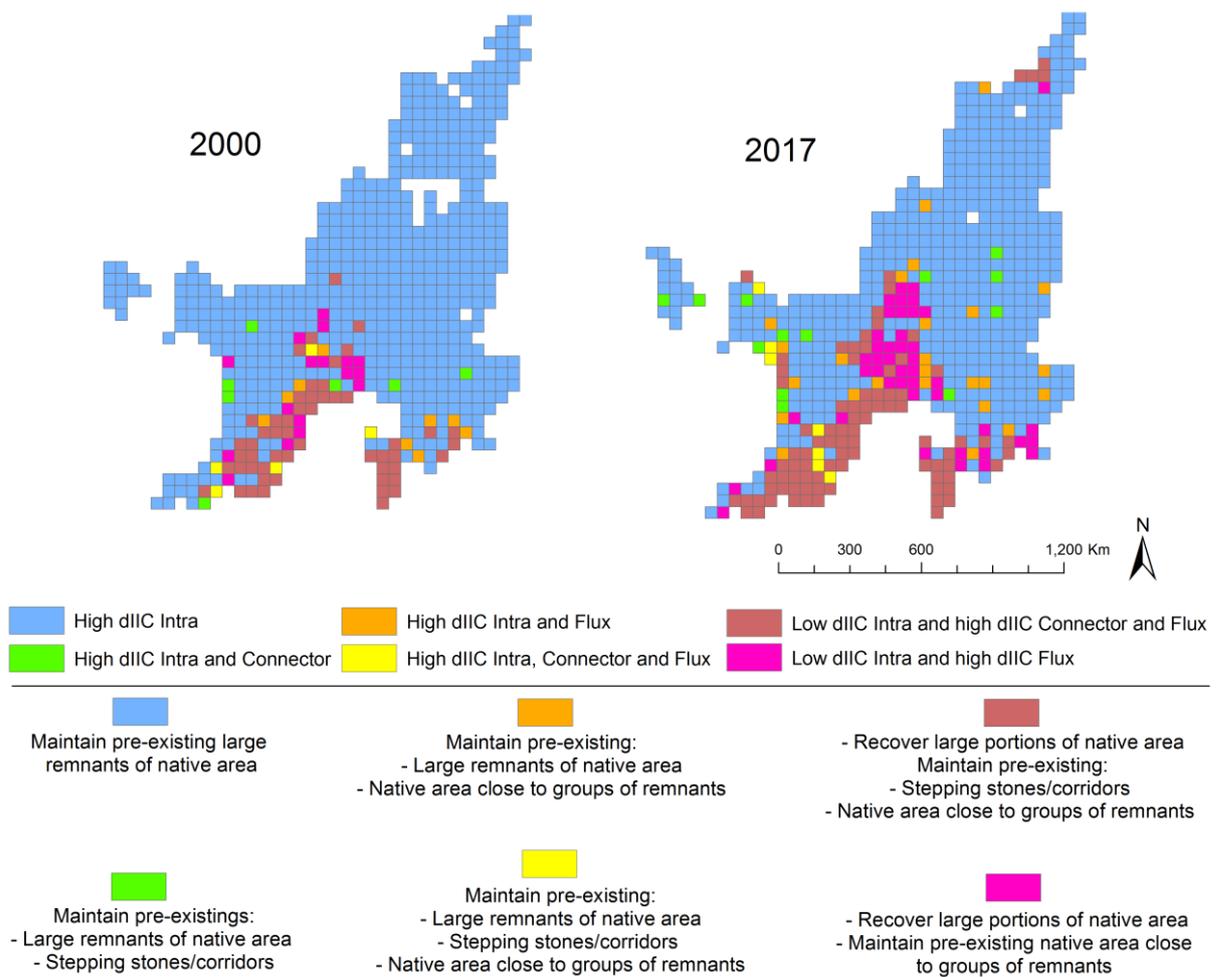


Figura 7. Espacialização dos componentes intra, flux e connector do índice integral de conectividade (IIC) em 2000 e 2017 e suas implicações em termos de manejo da paisagem.

Com relação à diferença na conectividade de paisagens ocupadas predominantemente por pecuária ou agricultura, quando considerado o intervalo de 35 a 54,5%, em ambos os anos, as paisagens predominantemente agrícolas apresentaram o componente connector do IIC significativamente maior do que as paisagens predominantemente pecuárias, contrariando a quarta hipótese. Ademais, as áreas nativas remanescentes em paisagens predominantemente agrícolas se apresentaram em menor proporção, com menos fragmentos, maior índice de divisão da paisagem, menor área core e menor índice de forma da paisagem (apenas em 2017) do que as das paisagens predominantemente pecuárias; já a área média dos fragmentos não diferiu significativamente entre os predomínios e entre os anos.

Sob o intervalo de 55 a 73,4%, as diferenças no valor do componente, a proporção de área nativa, o índice de divisão da paisagem, e a quantidade de área core deixaram de ser significativas entre os tipos de predomínio, enquanto o tamanho médio dos fragmentos se

mostrou significativamente maior nas paisagens sob predomínio agrícola (Tabela 5, Figura 8). Considerando todas as paisagens, em ambos os anos, a agricultura e a pecuária exerceram efeito positivo sobre o componente connector do IIC, ou seja, quanto maior a porcentagem dessas classes na paisagem, maior o valor do componente. Entretanto, em 2000, a magnitude desse efeito diferiu entre as classes, tendo tido maior impacto a agricultura. Já em 2017, esta diferença foi menor, tendo sido os efeitos do predomínio das classes sobre o IIC connector quase igualados (Tabela 6).

610

615

620

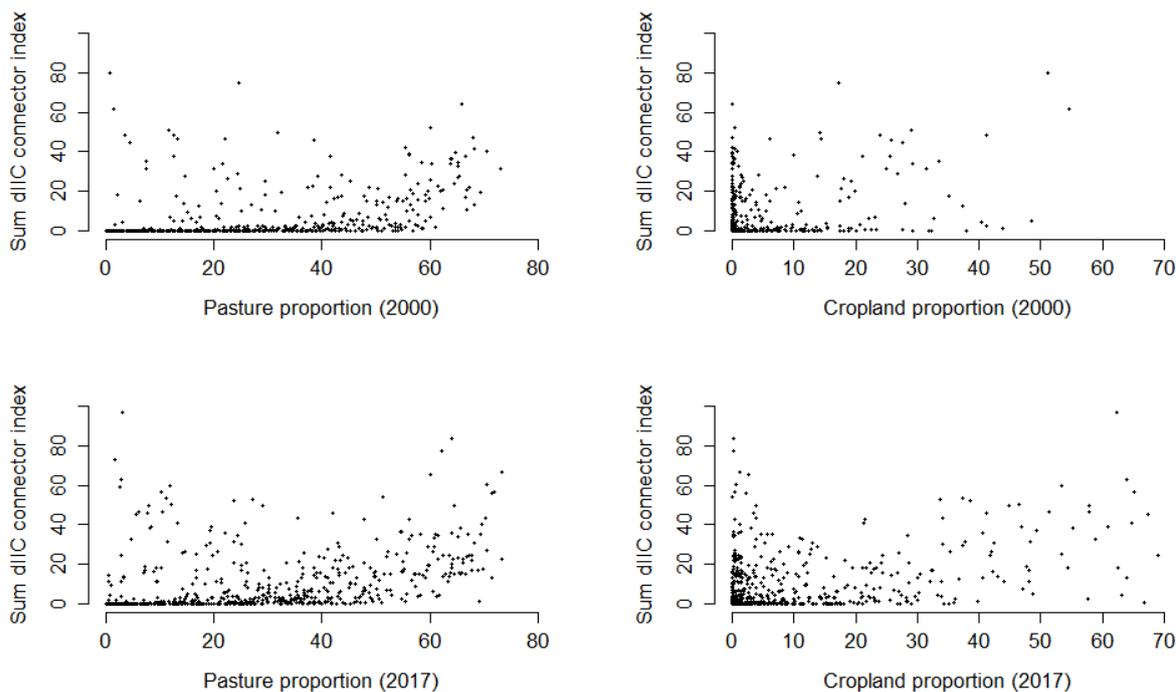
625

630

635

Tabela 5. Componente connector do índice integral de conectividade (IIC) e média das métricas estruturais das áreas nativas entre os intervalos de predomínio agrícola ou pecuário nas paisagens do Cerrado, nos anos 2000 e 2017. *p < 0,05; **p < 0,01; ***p < 0,001

Average metrics	2000 (35-54,5%)			2017 (35-54,5%)			2017 (55-73,4%)		
	Cropland (n = 11)	Pasture (n = 121)	W	Cropland (n = 33)	Pasture (n = 138)	W	Cropland (n = 16)	Pasture (n = 75)	W
Sum dIIC Connector	40,9	5,8	985**	25,7	10,2	3517**	35,8	25,7	756
Number of patches (NP)	224,9	361,98	401,5*	375,6	670,1	1126***	265,2	780,45	156,5***
Mean patch area (ha) (MPA)	912,7	594,6	684	518,1	216,0	2730	527,3	99,6	892**
Native area (%) (NP)	0,30	0,51	278*	0,28	0,38	1342***	0,21	0,24	528
Landscape shape index (SI)	29,8	40,4	460	39,7	50,3	1664*	33,3	54,6	265***
Landscape division index (LDI)	0,92	0,78	1011**	0,96	0,91	3051**	0,98	0,98	483
Total core area (ha) (TCA)	68151,9	110594,1	342**	59817,5	77904,3	1571**	45060,1	45859,4	642



640 Figura 8. Componente connector do índice integral de conectividade (IIC) em 2000 e 2017 e a proporção de áreas agrícolas e pecuárias nas paisagens do Cerrado.

Tabela 6. Modelo linear geral (GLM) entre o componente connector do índice integral de conectividade (IIC) e a proporção de agricultura e pecuária nas paisagens do Cerrado, em 2000 e 2017 (n = 598). * p < 0,01.

Model variables	2000		2017	
	Estimate (SE)	t-value	Estimate (±SE)	t-value
Pasture (%)	0,06 (0,004)*	13,30	0,06 (0,003)*	19,34
Cropland (%)	0,10 (0,006)*	16,38	0,07 (0,003)*	20,86

645

DISCUSSÃO

650 Entre 2000 e 2017, 23% do Cerrado desapareceu, o que acentuou a degradação do estado de fragmentação da paisagem. Nesse intervalo, as paisagens com melhores e piores estados de fragmentação, respectivamente distribuídas no norte e no sul do bioma, se mostraram subdivididas em grupos caracterizados pelo nível de agregação/divisão dos remanescentes e por métricas que refletiram a quantidade dos mesmos. A agregação das áreas nativas nas paisagens faz com que a riqueza de espécies se mantenha estável diante da redução da proporção de cobertura vegetal, colaborando para a manutenção dos fluxos populacionais das espécies (Radford et al. 2005).

655 Em 2000, boa parte das regiões do Cerrado, exceto a sudoeste, tinham um estado
razoável de conservação, e eram caracterizadas por possuírem paisagens com áreas nativas
agregadas ou com grandes proporções de remanescentes. A região sudoeste era caracterizada
por ter paisagens irregulares, com muitos remanescentes desagregados e com muita borda,
como também caracterizado por Brannstrom et al. (2008). Em 2017, o estado de fragmentação
660 das paisagens piorou consideravelmente, pois elas perderam quantidade e agregação de suas
áreas nativas, ao passo do aumento da divisão, número, densidade das mesmas. Isso indica
que o Cerrado vem sofrendo um perigoso e prejudicial processo de homogeneização, dado o
avanço dos padrões de perda de área e fragmentação do sul em direção ao norte do bioma,
especialmente rumo à região do Matopiba (zona que compreende parte dos estados do
665 Maranhão, Tocantins, Piauí e Bahia).

Nos períodos analisados, a conectividade se distribuiu de forma espacialmente
padronizada do longo da extensão do Cerrado, refletindo o padrão de uso e ocupação do solo
demonstrado descritivamente pela PCA. Sob a ótica da estrutura das áreas nativas
remanescentes, o índice EC indicou que na maioria das paisagens a perda da conectividade
670 aconteceu da pior forma possível, pela remoção de fragmentos conectores ou
corredores. Nessas paisagens, é possível que tenham sido perdidos fragmentos ligados ou
pertencentes às áreas de preservação permanente (APP). Tal como observado por Saura et al.
(2011), as paisagens com baixa área nativa e padrão mais fragmentado (como as do sudoeste
do Mato Grosso, oeste da Bahia, oeste de Goiás e sul do Maranhão) sofrem maiores
675 decréscimos relativos na conectividade do que paisagens com grandes e compactas manchas e
maior cobertura nativa.

Em seguida dessas, estiveram as paisagens que perderam áreas adjacentes a grandes
remanescentes, notadamente localizadas na região central do Matopiba, indicando que nessa
região o desmatamento pode estar se dando de forma incremental. Rocha et al. (2011)
680 apontou que, entre 2002 e 2009, já se estabeleciam no bioma duas grandes frentes de
expansão agropecuária, uma no oeste do estado da Bahia até o sul do Maranhão e outra no
sudeste de Mato Grosso até o leste do Mato Grosso do Sul. Corroboramos a consolidação
dessas fronteiras, mas chamamos a atenção para o avanço de desmatamento no oeste de Goiás
e sul do Maranhão, e para o modo diferencial com que as fronteiras alteram a conectividade
685 do bioma.

Demonstramos que a conectividade do Cerrado não é função linear da proporção de
área nativa, pois no relacionamento não linear entre o IIC e a área remanescente, o modelo

cúbico melhor se ajustou à relação. A forma da relação mostra que o incremento da quantidade de hábitat em paisagens que já possuem grandes proporções de hábitat ainda
690 aumenta em alguma medida o valor da conectividade. Isto certamente se deve ao fato do IIC ser um índice composto por três componentes, que mensuram diferentes aspectos da paisagem, e soma das variações de cada um resulta no comportamento final do índice. Por exemplo, o componente intra e flux apresentaram comportamento sigmoide em relação à proporção de área nativa. Ou seja, a partir de determinada quantidade de área nativa, a área do
695 fragmento, representada pelo componente intra, influencia pouco no valor do IIC. E apesar dos platôs formados nos extremos das relações sigmóides, o componente connector é fonte de variação para ao valor final do índice.

A perda de conectividade não acompanhou a perda de área nativa, pois a redução média da conectividade (45%) foi expressivamente maior do que a redução global e média na
700 área nativa (23%). No ano 2000, as paisagens com menos de 39% cobertura vegetal apresentaram baixíssima conectividade, limiar sob o qual as mudanças na área nativa não alteraram significativamente o IIC. Em 2017, esse limiar caiu para 37%, o que significa que muitas paisagens perderam área nativa e tiveram sua conectividade reduzida, achatando e abundando o platô de baixa conectividade limitado inferiormente que existe até
705 aproximadamente 40% de área nativa remanescente. Abaixo desse limiar, as alterações na cobertura vegetal não se refletiram na já baixíssima conectividade, enquanto acima dele, potenciais incrementos na proporção de remanescentes causariam efeitos significativos na conectividade da paisagem. Oliveira e Metzger (2006) também observaram na Amazônia uma diminuição mais rápida da conectividade em níveis de desmatamento entre 40-60%. Em
710 suma, a queda no limiar entre os anos indica que a partir de 2017 será necessário recuperar mais áreas nativas para se alcançar a mesma conectividade que era observada em 2000.

Os limiares podem ser, potencialmente, ferramentas para o planejamento da conservação, no uso adequado dos recursos e direcionamento de metas e ações que reflitam resultados ecológicos. Não se pode esquecer que os limiares são pontos de instabilidade nos
715 quais os sistemas naturais entram em colapso. No caso do Cerrado, todas as paisagens com menos de 37% de cobertura vegetal estão com sua conectividade comprometida, e aquelas com alta conectividade coincidem com a presença das poucas Unidades de Conservação e Áreas Protegidas (~7,5% do bioma), que estão isoladas em meio a uma paisagem desconectada, como também observado por Garcia et al. (2011). Logo, esse limiar pode
720 indicar um ponto sob o qual os efeitos da perda de área e fragmentação do Cerrado sobre os

fluxos biológicos, riqueza, abundância de espécies e persistência das populações (Radford e Bennett 2004; Radford et al. 2005; Pardini et al. 2010) podem aparecer e encaminhar o bioma para um colapso.

725 Sob a ótica da conectividade, demonstramos que a preservação de apenas 20% de
cobertura nativa como exigido pelo Código Florestal brasileiro é aquém do que seria
necessário para garantir a conectividade do Cerrado. Este é mais um aspecto que será
comprometido, juntamente com a perda da biodiversidade (Martensen et al. 2012), serviços
ecossistêmicos e área nativa (Vieira et al. 2017), em face do exclusivo cumprimento dessa lei
ambiental que, controversamente, é permissiva ao desmatamento (Soares-filho et al. 2014;
730 Azevedo-Santos et al. 2017). Paisagens com proporção legal de cobertura vegetal podem ser
completamente desestruturadas e disfuncionais. Então, para garantir o mínimo de estruturação
entre as áreas nativas, é cada vez menos possível ocupar e retirar a cobertura vegetal da
paisagem, o que torna imprescindíveis novas políticas de mesclagem proteção, monitoração e
conciliação com o agronegócio, bem como o planejamento da ocupação e uso futuro da terra
735 (Overbeck et al. 2015; Strassburg et al. 2017; Vieira et al. 2017).

Os componentes do IIC se comportaram conforme descrito por Saura e Rubio (2010), isto é, havendo os maiores valores de *intra* em paisagens com maior proporção de área nativa e de *flux* e *connector* nas paisagens com menores quantidade de área nativa e pior estado de fragmentação. É esperado que os remanescentes exerçam as funções de *fluxo* e *conexão* mais
740 relevantes naquelas paisagens onde há mais fragmentos e menor quantidade área nativa, métricas geralmente associadas negativamente diante da perda de área e fragmentação (Saura e Rubio 2010; Tambosi et al. 2013). No entanto, o índice *connector* não ter apresentado maiores valores nas paisagens com quantidade intermediária de área nativa vai ao encontro com a ideia da importância da configuração da paisagem nestas condições (Villard e Metzger
745 2014). O componente *connector* foi, em média, maior em paisagens com até 33%, e entre 10-30% de área nativa a variabilidade dos seus valores se mostrou especialmente grande, sobretudo em 2017. Isto pode indicar que, no Cerrado, os efeitos da desestruturação da paisagem sobre sua configuração e conectividade podem estar sendo acentuados nas paisagens com menos que 30% de área nativa remanescente.

750 O comportamento dos componentes do IIC refletiu importantes mudanças nas atuais necessidades de manejo do bioma. Por exemplo, muitas paisagens que em 2000 precisariam apenas manter os grandes remanescentes nativos, foram de tal forma alteradas que passaram, em 2017, a demandar necessidades mais complexas, como a associação entre a manutenção

das áreas nativas pré-existentes, a recuperação de novas áreas, e a manutenção de tipos
755 específicos de remanescentes, como os trampolins, os corredores e aqueles próximos a grupos
de outros fragmentos. Segundo revisão de Villard e Metzger (2014), há evidências que a
conectividade exerce a maior influência sobre as espécies justamente em paisagens com
proporções intermediárias de área nativa (30%). Como explicitamos, muitas paisagens do
Cerrado se encontram hoje nesta situação, chamando para si a atenção dos gestores para as
760 ações de manejo mais profícuas. Especialmente quando o aumento de área nativa não for
possível, ações mais eficientes seriam aquelas relativas à garantia da estrutura da paisagem
por meio da manutenção dos conectores (Martensen et al. 2012).

Quanto ao efeito do uso agropecuário do Cerrado sobre os remanescentes nativos,
observamos que após os 17 anos analisados, muitas paisagens passaram a possuir grandes
765 proporções do uso agropecuário da terra, que influenciou positiva e diretamente na função
conectora dos remanescentes. Quando considerado o nível de 35-54,5% de predomínio, em
ambos os anos o predomínio agrícola fez com que os remanescentes desempenhassem um
papel conector maior em relação ao uso pecuário. Isto pode se dever a um pior estado de
fragmentado que emerge das paisagens agrícolas (Carvalho et al. 2009), por nós corroborado,
770 por exemplo, por meio do maior valor do índice de divisão da paisagem.

Apesar da agricultura eliminar extensas porções de área nativa (como demonstramos
pela sua menor proporção nas paisagens), em geral essa atividade preserva as matas ciliares
em virtude das suas demandas hídricas, que podem exercer um papel conector determinante,
especialmente quando há menos fragmentos, como também observamos nas paisagens
775 agrícolas. Corroborando esta interpretação, notamos que, em média, as áreas nativas dessas
paisagens tinham menor área core. A preservação das matas ciliares é, portanto, um
imprescindível elemento promotor da conectividade do bioma. A pecuária, por outro lado,
mesmo eliminando áreas nativas disjuntas, deixa várias porções discretas e mais coesas na
paisagem (demonstrado pela sua maior proporção, número de fragmentos e menor divisão),
780 talvez fazendo com que o papel conector desses fragmentos seja menor. Houve maior
irregularidade nas paisagens pecuárias; como o índice de forma da paisagem é calculado com
base na quantidade de bordas, o maior número de fragmentos dessas paisagens pode ter
fundamentado este resultado.

Carvalho et al. (2009) descreveram o estado de fragmentação das paisagens do
785 Cerrado no Estado de Goiás sob domínio agrícola e pecuário, mas encontraram resultados
antagônicos aos nossos em relação ao número e tamanho dos fragmentos. Estudos sobre

padrões de fragmentação podem levar a diferentes resultados em função da diferença de escala aplicada (Keitt et al. 1997). Talvez Goiás represente um recorte espaço-temporal com uma idade de ocupação e um *turn-over* de tipos de uso da terra deveras específicos. E que quando consideradas paisagens distribuídas em uma maior extensão do bioma, revela-se que o uso pecuário da paisagem mantenha, em média, mais fragmentos nativos, e o uso agrícola, fragmentos maiores.

Em 2017, porém, quando consideramos maiores porcentagens das classes agropecuárias na paisagem (55-73,4%), embora os valores médios do componente connector tenham aumentado, não houve diferença significativa entre os dois tipos de domínio. Tornaram-se indistintos também a proporção de área nativa, e área core e a divisão da paisagem. Ou seja, o domínio agrícola ou pecuário das paisagens do Cerrado para além de 55%, e a consequente redução das áreas nativas para a casa dos 20%, conduz a uma piora e relativa equiparação do estado de fragmentação causado por estes dois tipos de usos da terra. A distinção nas abordagens de conservação entre sistemas dominados por agricultura e pecuária, como sugere Carvalho et al. (2009), parece perder a relevância diante do aumento do aumento da magnitude do domínio, quando então os efeitos da fragmentação e perda de área sobre a conectividade também se mostraram intensificados.

805 CONCLUSÃO

Neste estudo, observamos uma redução de 23% das áreas nativas do Cerrado entre 2000 e 2017, o que resultou no aumento do número e densidade dos fragmentos ao passo da diminuição da área média dos mesmos. Em 2000, a maioria das paisagens apresentou áreas nativas agregadas ou em grandes proporções, exceto as da região sudoeste, que já eram irregulares, com muitos remanescentes desagregados e com muita borda. Em 2017, houve piora no estado de fragmentação, dada a redução da quantidade e agregação das áreas nativas e aumento da divisão, número, densidade e irregularidade das mesmas.

Nesse intervalo, houve grande redução da conectividade das paisagens (45%), que em sua maioria perderam fragmentos conectores ou corredores. O índice integral de conectividade (IIC) se distribuiu de forma espacialmente padronizada ao longo do bioma, e relacionou não linearmente com a área nativa remanescente das paisagens, sendo o modelo cúbico o de melhor ajuste desta relação. Em 2000, houve uma quebra no padrão de conectividade com 39% de área nativa remanescente, enquanto em 2017, este limiar ocorreu com 37%. Esta descontinuidade entre a proporção de área nativa e conectividade foi ao

820 encontro da falta de variação significativa do IIC na classe de 20 - 40% de área nativa em 2000 e da variação significativa entre as cinco classes (0 a 100%) em 2017.

O IIC intra foi maior em paisagens com maior porcentagem de área nativa, tendo valores médios progressivamente maiores conforme o aumento da área remanescente na paisagem. O IIC flux foi maior em paisagens com menor porcentagem de área nativa, tendo
825 valores médios progressivamente menores conforme o aumento da área remanescente na paisagem. O IIC connector teve valores médios progressivamente menores conforme o aumento da área remanescente na paisagem. O modelo logístico foi o que melhor se ajustou nas relações entre o IIC intra e flux com a área nativa, e o modelo power na relação entre o IIC connector e a área nativa.

830 Em ambos os anos, quanto maior a porcentagem de agricultura e pecuária nas paisagens, maior o valor do IIC connector. As paisagens predominantemente agrícolas apresentaram o IIC connector maior do que as predominantemente pecuárias, quando considerado o predomínio de 35 a 54,5% dessas classes. Sob predomínio agrícola, as paisagens tiveram menor índice de forma, maior índice de divisão, menos área core e
835 remanescentes em menor proporção e número, em comparação com paisagens predominantemente pecuárias. Sob o predomínio de 55 a 73,4%, o IIC connector, a proporção de área nativa, o índice de divisão da paisagem e a quantidade de área core não diferiram entre os tipos de predomínio, enquanto o tamanho médio dos fragmentos se mostrou significativamente maior nas paisagens sob predomínio agrícola.

840

REFERÊNCIAS

- Andrén H (1994) Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos* 71:355–366. <https://doi.org/10.2307/3545823>
- 845 Arroyo-Rodríguez V, Melo FPL, Martínez-Ramos M et al (2017) Multiple successional pathways in human-modified tropical landscapes: new insights from forest succession, forest fragmentation and landscape ecology research. *Biol Rev* 92:326–340. <https://doi.org/10.1111/brv.12231>
- Azevedo-Santos VM, Fearnside PM, Oliveira CS et al (2017) Removing the abyss between conservation science and policy decisions in Brazil. *Biodivers Conserv* 26:1745–1752. <https://doi.org/10.1007/s10531-017-1316-x>
- 850 Baguette M, Van Dyck H (2007) Landscape connectivity and animal behavior: functional grain as a key determinant for dispersal. *Landsc Ecol* 22:1117–1129. <https://doi.org/10.1007/s10980-007-9108-4>
- Boscolo D, Candia-Gallardo C, Awade M, Metzger JP (2008) Importance of interhabitat gaps and stepping-stones for Lesser Woodcreepers (*Xiphorhynchus fuscus*) in the Atlantic Forest, Brazil. *Biotropica* 40:273–276. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2008.00409.x>
- 855 Brannstrom C, Jepson W, Filippi AM et al (2008) Land change in the Brazilian Savanna (Cerrado), 1986–2002: comparative analysis and implications for land-use policy. *Land Use Policy* 25:579–595. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2007.11.008>
- Brasil (2015) Ministério do Meio Ambiente. Mapeamento do Uso e Uso do cerrado: projeto TerraClass Cerrado 2013. <http://www.dpi.inpe.br/tccerrado>. Accessed 05 May 2018
- 860 Briske DD, Fuhlendorf SD, Smeins FE (2006) A unified framework for assessment and application of ecological thresholds. *Rangel Ecol Manag* 59:225–236. <https://doi.org/10.2111/05-115R.1>

- Carvalho FMV, De Marco P, Ferreira LG (2009) The Cerrado into-pieces: hábitat fragmentation as a function of landscape use in the savannas of central Brazil. *Biol Conserv* 142:1392–1403. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.01.031>
- 865 Crooks KR, Sanjayan M (2006) Connectivity conservation: maintaining connections for nature. In: Crooks KR, Sanjayan M (eds) *Connectivity Conservation*. Cambridge University Press, New York, pp 1–20
- Cushman SA, McGarigal K, Neel MC (2008) Parsimony in landscape metrics: strength, universality, and consistency. *Ecol Indic* 8:691–703. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2007.12.002>
- 870 Fahrig L (1997) Relative effects of hábitat loss and fragmentation on population extinction. *J Wildl Manage* 61:603–610. <https://doi.org/10.2307/3802168>
- Fahrig L (2003) Effects of hábitat fragmentation on biodiversity. *Annu Rev Ecol Evol Syst* 34:487–515. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>
- Garcia FN, Ferreira LG, Leite JF (2011) Áreas protegidas no bioma Cerrado: fragmentos vegetacionais sob forte pressão. In: *Annals XV Brazilian Symposium on Remote Sensing, Curitiba, Brazil, April 30 to May 5*, pp 4086–4093
- 875 García-Feced C, Saura S, Elena-Rosselló R (2011) Improving landscape connectivity in forest districts: a two-stage process for prioritizing agricultural patches for reforestation. *For Ecol Manage* 261:154–161. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.09.047>
- Giraudoux P (2019) Pgrmess. Data analysis in ecology. R package version 1.6.9. <https://cran.r-project.org/web/packages/pgrmess/index.html>. Accessed 25 February 2019
- 880 IBGE (2004) Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Mapa de Biomas do Brasil (Escala 1:5.000.000). <https://www.ibge.gov.br/geociencias-novoportal/informacoes-ambientais/estudos-ambientais/15842-biomas>. Accessed 27 March 2019
- INPE (2018) Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. Projeto Prodes Cerrado: Mapeamento do desmatamento do Cerado com imagens de satélite. <http://www.dpi.inpe.br/fipcerrado/>. Accessed 10 September 2018
- 885 Joly CA, Metzger JP, Tabarelli M (2014) Experiences from the Brazilian Atlantic Forest: ecological findings and conservation initiatives. *New Phytol* 204:459–473. <https://doi.org/10.1111/nph.12989>
- Keitt, T. H., Urban, D. L., & Milne, B. T. (1997). Detecting critical scales in fragmented landscapes. *Conserv Ecol* 1.
- 890 Martensen AC, Pimentel RG, Metzger JP (2008) Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic Rain Forest: implications for conservation. *Biol Conserv* 141:2184–2192. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.06.008>
- Martensen AC, Ribeiro MC, Banks-Leite C et al (2012) Associations of Forest Cover, Fragment Area, and Connectivity with Neotropical Understory Bird Species Richness and Abundance: Modulators of Avifaunal Composition. *Conserv Biol* 26:1100–1111. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2012.01940.x>
- 895 McCullagh P, Nelder JA (1989) *Generalized Linear Models*. Chapman and Hall, London.
- McGarigal K (2014) *Landscape pattern metrics*. Wiley StatsRef: Statistics Reference Online.
- McIntyre S, Hobbs R (1999) A Framework for Conceptualizing Human Effects on Landscapes and Its Relevance to Management and Research Models. *Conserv Biol* 13:1282–1292. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1999.97509.x>
- 900 Metzger JP, Décamps H (1997) The structural connectivity threshold: an hypothesis in conservation biology at the landscape scale. *Acta Oecol* 18:1–12. [https://doi.org/10.1016/S1146-609X\(97\)80075-6](https://doi.org/10.1016/S1146-609X(97)80075-6)
- Mönkkönen M, Reunanen P (1999) On critical thresholds in landscape connectivity: a management perspective. *Oikos* 84:302. <https://doi.org/10.2307/3546725>
- 905 Oliveira FJB, Metzger JP (2006) Thresholds in landscape structure for three common deforestation patterns in the Brazilian Amazon. *Landsc Ecol* 21:1061–1073. <https://doi.org/10.1007/s10980-006-6913-0>
- Overbeck GE, Vélez-Martin E, Scarano FR et al (2015) Conservation in Brazil needs to include non-forest ecosystems. *Divers Distrib* 21:1455–1460. <https://doi.org/10.1111/ddi.12380>
- Pardini R, Bueno A de A, Gardner TA et al (2010) Beyond the fragmentation threshold hypothesis: regime shifts in biodiversity across fragmented landscapes. *PLoS One* 5:e13666. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0013666>
- 910 Pascual-Hortal L, Saura S (2006) Comparison and development of new graph-based landscape connectivity indices: towards the prioritization of hábitat patches and corridors for conservation. *Landsc Ecol* 21:959–967. <https://doi.org/10.1007/s10980-006-0013-z>
- 915 Projeto MapBiomas (2018) Coleção 2.3 da série anual de mapas de cobertura e uso de solo do Brasil. http://mapbiomas.org/pages/database/mapbiomas_collection. Accessed 05 May 2018
- Quinn GP, Keough MJ (2002) *Experimental design and data analysis for biologists*. Cambridge University Press, Cambridge
- 920 R Core Team (2017) *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing. <https://www.r-project.org/>. Accessed 06 January 2017

- Radford JQ, Bennett AF (2004) Thresholds in landscape parameters: occurrence of the white-browed treecreeper *Climacteris affinis* in Victoria, Australia. *Biol Conserv* 117:375–391. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2003.08.002>
- 925 Radford JQ, Bennett AF, Cheers GJ (2005) Landscape-level thresholds of hábitat cover for woodland-dependent birds. *Biol Conserv* 124:317–337. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.01.039>
- Rayfield B, Fortin M-J, Fall A (2011) Connectivity for conservation: a framework to classify network measures. *Ecology* 92:847–858. <https://doi.org/10.1890/09-2190.1>
- Rocha GF, Ferreira LG, Ferreira NC, Ferreira ME (2011) Detecção de desmatamentos no bioma Cerrado entre 2002 e 2009: padrões, tendências e impactos. *Rev Bras Cartogr*, 63:341–349
- 930 Saura S, Estreguil C, Mouton C, Rodríguez-Freire M (2011) Network analysis to assess landscape connectivity trends: Application to European forests (1990–2000). *Ecol Indic* 11:407–416. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2010.06.011>
- Saura S, Pascual-Hortal L (2007) A new hábitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: Comparison with existing indices and application to a case study. *Landsc Urban Plan* 83:91–103. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2007.03.005>
- 935 Saura S, Rubio L (2010) A common currency for the different ways in which patches and links can contribute to hábitat availability and connectivity in the landscape. *Ecography*. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2009.05760.x>
- Saura S, Torné J (2009) Conefor Sensinode 2.2: A software package for quantifying the importance of hábitat patches for landscape connectivity. *Environ Model Softw* 24:135–139. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2008.05.005>
- Serra P, Pons X, Saurí D (2008) Land-cover and land-use change in a Mediterranean landscape: A spatial analysis of driving forces integrating biophysical and human factors. *Appl Geogr* 28:189–209. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2008.02.001>
- 945 Shanthala Devi BS, Murthy MSR, Debnath B, Jha CS (2013) Forest patch connectivity diagnostics and prioritization using graph theory. *Ecol Modell* 251:279–287. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2012.12.022>
- Soares-Filho B, Rajao R, Macedo M et al (2014) Cracking Brazil’s forest code. *Science* 344:363–364. <https://doi.org/10.1126/science.1246663>
- 950 SPSS Inc. (2015) SPSS for Windows Release 23.0.0. SPSS Inc., Chicago
- StatSoft, Inc. (2011) STATISTICA (data analysis software system), version 10. www.statsoft.com
- Strassburg BBN, Brooks T, Feltran-Barbieri R et al (2017) Moment of truth for the Cerrado hotspot. *Nat Ecol Evol* 1:0099. <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0099>
- 955 Tambosi LR, Martensen AC, Ribeiro MC, Metzger JP (2014) A framework to optimize biodiversity restoration efforts based on hábitat amount and landscape connectivity: optimizing restoration based on landscape resilience. *Restor Ecol* 22:169–177. <https://doi.org/10.1111/rec.12049>
- Taylor PD, Fahrig L, Henein K, Merriam G (1993) Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos* 68:571. <https://doi.org/10.2307/3544927>
- 960 Tischendorf L, Fahrig L (2000) On the usage and measurement of landscape connectivity. *Oikos* 90:7–19. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2000.900102.x>
- Torbick NM, Qi J, Roloff GJ, Stevenson RJ (2006) Investigating impacts of land-use land cover change on wetlands in the Muskegon River Watershed, Michigan, USA. *Wetlands* 26:1103–1113. [https://doi.org/10.1672/0277-5212\(2006\)26\[1103:IIOLLC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1672/0277-5212(2006)26[1103:IIOLLC]2.0.CO;2)
- 965 Uezu A, Beyer DD, Metzger JP (2008) Can agroforest woodlots work as stepping stones for birds in the Atlantic forest region? *Biodivers Conserv* 17:1907–1922. <https://doi.org/10.1007/s10531-008-9329-0>
- Urban D, Keitt T (2001) Landscape connectivity: a graph-theoretic perspective. *Ecology* 82:1205–1218
- Vanderwal J, Falconi L, Januchowski S, Shoo L, Storlie C (2014) Package SDMTools - Species Distribution Modelling Tools: tools for processing data associated with species distribution modeling exercises. <http://www.rforge.net/SDMTools/>. Accessed 20 January 2019
- 970 Vieira RRS, Ribeiro BR, Resende FM et al (2018) Compliance to Brazil’s forest code will not protect biodiversity and ecosystem services. *Divers Distrib* 24:434–438. <https://doi.org/10.1111/ddi.12700>
- Villard MA, Metzger JP (2014) Review: beyond the fragmentation debate: a conceptual model to predict when hábitat configuration really matters. *J Appl Ecol* 51:309–318. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12190>
- 975 Zetterberg A, Mörtberg UM, Balfors B (2010) Making graph theory operational for landscape ecological assessments, planning, and design. *Landsc Urban Plan* 95:181–191. [doi:10.1016/j.landurbplan.2010.01.002](https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2010.01.002)
- With KA, King AW (1999) Extinction thresholds for species in fractal landscapes. *Conserv Biol* 13:314–326. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1999.013002314.x>

Tabela S1. Grupos funcionais definidos com base na preferência de hábitat e sensibilidade à fragmentação de mamíferos terrestres não voadores que ocorrem no Cerrado, para fins de obtenção da distância de dispersão adotada nos cálculos do índice integral de conectividade (IIC) e índice de conectividade equivalente (EC).

Hábitat	Espécie	Área de vida (ha)	Dispersão (m)	Razão área de vida/dispersão	Sensibilidade à fragmentação	Área de vida média aproximada (ha)	Dispersão média aproximada (m)	Referências
Florestal	<i>Nasua nasua</i>	755	214	3,51	Sensível (FS)	8.400	1.300	1, 2
	<i>Panthera onca</i>	16100	2400	6,70				3, 4
	<i>Callithrix penicillata</i>	18	716*	0,02	Tolerante (FT)	450	1.900	5
	<i>Mico melanurus</i>	348	3149*	0,11				6
	<i>Priodontes maximus</i>	1005	1800	0,55				7
Savânico	<i>Chrysocyon brachyurus</i>	11500	9039	1,27	Sensível (SS)	22.000	2.600	8, 9, 10, 11, 12
	<i>Dasypus septemcinctus</i>	420	153	2,74				13
	<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	5562	152	36,59				14, 15
	<i>Speothos venaticus</i>	70900	1124	63,07				16, 17
	<i>Cerdocyon thous</i>	672	18243*	0,03	Tolerante (ST)	1.700	6.500**	18
	<i>Pseudalopex vetulus</i>	457	15044*	0,03				19
	<i>Puma concolor</i>	6100	38250	0,15				20, 3
	<i>Tamandua tetradactyla</i>	340	6000	0,05				21, 22
	<i>Tolypeutes tricinctus</i>	983	5831	0,1				23
1 Trovati et al 2010	7 Silveira et al 2009	13 Silva e Henriques 2009	19 Courtenay et al 2006					
2 Costa et al 2009	8 Jácomo et al 2009	14 Shaw et al. 1987	20 Sollmann et al 2011					
3 Silveira 2004	9 Melo et al 2007	15 Miranda 2004	21 Trovati e Brito 2009					
4 Crawshaw e Quigley 1991	10 Carvalho e Vasconcellos 1995	16 Lima et al 2012	22 Rodrigues et al 2001					
5 Miranda e Faria 2001	11 Dietz 1984	17 Lima et al 2015	23 Guimarães 1997					
6 Marques et al 2011	12 Coelho et al. 2007	18 Trovati et al 2007						

*Estimativa da dispersão máxima de mamíferos a partir da área de vida dada pela fórmula proposta pelo trabalho de Santini et al. (2013); a fórmula foi ajustada para os ordens Carnivora e Primate, de acordo com os apêndices S1 e S3 do material suplementar. **Valor médio reduzido, excepcionalmente, em aproximadamente 10.000m para não impossibilitar o cálculo dos índices.

985 Tabela S2. Média, desvio padrão, valores mínimos e máximos dos índices estruturais utilizados para descrever as características das paisagens do Cerrado no ano 2000 e 2017.

Metric	2000		2017	
	Mean ± s.d.	Min-Max	Mean ± s.d.	Min-Max
Aggregation index (AI)	97,74 ± 2,38	87,63-99,99	96,35 ± 2,97	86,12-99,96
Shape index (SI)	24,76 ± 19,24	1,11-83,16	35,45 ± 21,35	1,52-89,69
Largest patch index (LPI)	0,58 ± 0,31	4,8x10 ⁻³ -0,99	0,39 ± 0,29	4,3x10 ⁻³ -0,99
Landscape division index (LDI)	0,56 ± 0,33	2,9x10 ⁻³ -0,99	0,74 ± 0,27	0,01- 0,99
Total edge (TE)	1,1x10 ⁵ ± 6,9x10 ⁴	7,3x10 ³ -2,9x10 ⁵	1,4x10 ⁵ ± 7x10 ⁴	1x10 ⁴ -3,3x10 ⁵
Proportional landscape core (PLC)	0,63 ± 0,27	0,05-0,99	0,46 ± 0,25	0,04-0,98

REFERÊNCIAS (MATERIAL SUPLEMENTAR)

- 990 Carvalho CTD, Vasconcellos LE (1995) Disease, food and reproduction of the maned wolf: *Chrysocyon brachyurus* (Illiger) (Carnivora, Canidae) in southeast Brazil. *Rev Bras Zool* 12:627–640.
- Coelho CM, de Melo LFB, Sábato MAL et al (2007) A note on the use of GPS collars to monitor wild maned wolves *Chrysocyon brachyurus* (Illiger 1815) (Mammalia, Canidae). *Appl Anim Behav Sci* 105:259–264. <https://doi.org/10.1016/j.applanim.2006.04.024>
- 995 Costa E, Mauro R, Silva J (2009) Group composition and activity patterns of brown-nosed coatis in savanna fragments, Mato Grosso do Sul, Brazil. *Braz J Biol* 69:985–991. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842009000500002>
- Courtenay O, Macdonald DW, Gillingham S et al (2005) First observations on South America's largely insectivorous canid: the hoary fox (*Pseudalopex vetulus*). *J Zool* 268:45–54. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.2005.00021.x>
- 1000 Crawshaw PG, Quigley HB (1991) Jaguar spacing, activity and habitat use in a seasonally flooded environment in Brazil. *J Zool* 223:357–370. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.1991.tb04770.x>
- Dietz J M (1984) Ecology and social organization of the maned wolf (*Chrysocyon brachyurus*). *Smithsonian contributions to zoology* 392
- 1005 Guimaraes (1997) Área de vida, territorialidade e dieta do tatu-bola, *Tolypeutes tricinctus* (Xenarthra, Dasypodidae) num Cerrado do Brasil Central. Dissertation, University of Brasília
- Jácomo AT de A, Kashivakura CK, Ferro C et al (2009) Home range and spatial organization of maned wolves in the Brazilian grasslands. *J Mammal* 90:150–157. <https://doi.org/10.1644/07-MAMM-A-380.1>
- Lima E de S, DeMatteo KE, Jorge RSP et al (2012) First telemetry study of bush dogs: home range, activity and habitat selection. *Wildl Res* 39:512–519. <https://doi.org/10.1071/WR11176>
- 1010 Lima ES, Jorge MLSP, Jorge RSP, Morato RG (2015) The bush dog *Speothos venaticus*: area requirement and habitat use in cultivated lands. *Oryx* 49:64–70. <https://doi.org/10.1017/S0030605314000076>
- Marques A, Schneider M, Alho C (2011) Translocation and radiotelemetry monitoring of black-tailed marmosets, *Callithrix (Mico) melanura* (É. Geoffroy in Humboldt), in a wildlife rescue operation in Brazil. *Braz J Biol* 71:983–989. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842011000500018>
- 1015 Melo LFB de, Sábato MAL, Magni EMV et al (2007) Secret lives of maned wolves (*Chrysocyon brachyurus* Illiger 1815): as revealed by GPS tracking collars. *J Zool* 271:27–36. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.2006.00176.x>
- Miranda GD (2004) Ecologia e conservação do tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*, Linnaeus, 1758) no Parque Nacional das Emas. PhD dissertation, University of Brazilia
- 1020 Miranda GHB de, Faria DS de (2001) Ecological aspects of black-pincelled marmoset (*Callithrix penicillata*) in the cerrado and dense cerrado of the Brazilian Central Plateau. *Braz J Biol* 61:397–404. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842001000300008>
- Rodrigues FHG, Marinho-Filho J, dos Santos HG (2001) Home ranges of translocated lesser anteaters *Tamandua tetradactyla* in the cerrado of Brazil. *Oryx* 35:166–169. <https://doi.org/10.1046/j.1365-3008.2001.00162.x>
- 1025 Shaw JH, Machado-Neto J, Carter TS (1987) Behavior of free-living giant anteaters (*Myrmecophaga tridactyla*). *Biotropica* 19:255. <https://doi.org/10.2307/2388344>
- Silva KFM da, Henriques RPB (2009) Ecologia de população e área de vida do tatu-mirim (*Dasypus septemcinctus*) em um Cerrado no Brasil Central. *Edentata* 8–10:48–53. <https://doi.org/10.1896/020.010.0103>
- 1030

- Silveira L (2004) Ecologia comparada e conservação da onça-pintada (*Panthera onca*) e onça-parda (*Puma concolor*), no Cerrado e Pantanal. PhD dissertation, University of Brazilia
- 1035 Silveira L, Jácomo AT de A, Furtado MM et al (2009) Ecology of the giant armadillo (*Priodontes maximus*) in the grasslands of central Brazil. *Edentata* 8–10:25–34. <https://doi.org/10.1896/020.010.0112>
- Sollmann R, Furtado MM, Gardner B et al (2011) Improving density estimates for elusive carnivores: accounting for sex-specific detection and movements using spatial capture–recapture models for jaguars in central Brazil. *Biol Conserv* 144:1017–1024. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.12.011>
- 1040 Trovati R, Brito B (2009) Nota sobre deslocamento e área de uso de tamanduá-mirim (*Tamandua tetradactyla*) translocado no Cerrado brasileiro. *Neotrop Biol Conserv* 4:144–149. <https://doi.org/10.4013/nbc.2009.43.04>
- Trovati RG, Brito BA de, Duarte JMB (2007) Área de uso e utilização de hábitat de cachorro-do-mato (*Cerdocyon thous* Linnaeus, 1766) no cerrado da região central do Tocantins, Brasil. *Mastozool Neotrop* 14:61–68
- 1045 Trovati RG, Brito BA de, Duarte JMB (2010) Hábitat use and home range of brown-nosed coati, *Nasua nasua* (Carnivora: Procyonidae) in the Brazilian Cerrado biome. *Rev Biol Trop* 58:1069–1077. <https://doi.org/10.15517/rbt.v58i2.5263>

1050

1055

1060

1065

1070

ANEXO

1075 Anexo 1. Artigo científico produto do capítulo 1, submetido ao periódico Landscape Ecology.

Running head: Losing Connectivity in a Hotspot

Heating a biodiversity hotspot: connectivity is more important than remaining habitat

1080

Thallita O. Grande^{1*}, Ludmilla M.S. Aguiar², Ricardo B. Machado²

¹ Graduate Program in Ecology, Institute of Biological Sciences, Campus Darcy Ribeiro, University of Brasilia, 70910-900, Brasilia-DF, Brazil

1085

² Department of Zoology, Institute of Biological Sciences, Campus Darcy Ribeiro, University of Brasilia, 70910-900, Brasilia-DF, Brazil

* Corresponding author: tata9go@hotmail.com, +556135463604

Word count: 7819

1090

ACKNOWLEDGMENTS

This study was financed in part by the Coordination of Improvement of Higher Education Personnel - Brazil (CAPES) - Finance Code 001. We also thank the National Council for Scientific and Technological Development – CNPq for providing research grants to RBM (process #306838/2016-8) and LMSA (process # 309299/2016-0).

1095

ABSTRACT

Context

Connectivity, which is a fundamental aspect of any landscape, has been shown to have a nonlinear relationship with the amount of natural habitat, showing a marked decrease at intermediate levels of coverage. Impacts on connectivity vary according to how the natural habitat is removed. In this study, we analyzed connectivity in the Brazilian Cerrado (woodland savanna), a 2 million-km² biodiversity hotspot.

1100

Objectives

We evaluated the effects of habitat removal on connectivity, hypothesizing that a deforestation threshold exists below which connectivity is drastically reduced and that neighboring landscapes have similar connectivity patterns.

1105

Methods

We divided the hotspot into 624 cells (each, 50×50 km) and used the integral index of connectivity (IIC) available in Conefor software to evaluate changes in connectivity between 2000 and 2017. We analyzed how the intra, flux, and connector components of connectivity vary with changes in percentage of remaining natural habitat.

1110

Results

Between 2000 and 2017, 23.9% of the natural habitat was lost (~254,000 km²) and connectivity decreased significantly ($W = 179700$, $p < 0.01$). The most crucial change was the removal of connector fragments or corridors, which occurred in 78.2% of the landscapes. The relationship between IIC and remaining natural area showed a breakpoint when native areas in a landscape reached 39% in 2000 and 37% in 2017.

1115

Conclusions

Regardless of the spatial arrangement of habitat fragments, landscape connectivity is lost when the remaining natural habitat falls below certain thresholds. More restrictive regulations and government permissions should be considered to avoid over-occupation of the landscape.

1120

Keywords

Cerrado, connectivity threshold, conservation, functional connectivity, habitat fragmentation, integral index of connectivity.

INTRODUCTION

1125

Deforestation is the main force that qualitatively and quantitatively alters landscapes worldwide, especially in tropical regions (Arroyo-Rodríguez et al. 2015). Critical aspects to consider for effective conservation of biodiversity at the landscape level include the percentage of vegetation cover and habitat configuration (Fahrig 2003), especially when considering mosaics of native and anthropogenically altered areas.

1130 These two aspects interact in a complex manner, often showing nonlinear synergistic or antagonistic
relationships (Fahrig 2002). The proportion of native areas is nonlinearly related to aspects of the spatial
arrangement of the landscape, such as the size of habitat fragments and the distance between them (Andrén
1994; Fahrig 2003). Landscape configuration is expected to exert a stronger effect on the persistence of species
at intermediate amounts of remaining habitat (20%–50%), when the habitat configuration is more variable,
1135 according to the conceptual model and its hypothesis of fragmentation threshold proposed by Villard and
Metzger (2014).

The nonlinear relationships between vegetation cover and habitat configuration in a landscape can even
reveal structural thresholds. These thresholds can be described as discontinuity points in the state of a system,
which reflect a change in the underlying processes (Briske et al. 2006). Although they have been demonstrated
1140 primarily through the harmful effects of habitat loss on species richness or population size (Andrén 1994; Fahrig
1997; With and King 1999), it is also possible to identify structural thresholds during the process of habitat loss
in a landscape (Metzger and Décamps 1997; Oliveira and Metzger 2006). Structural connectivity is defined as
the spatial arrangement of elements in a landscape that facilitates or impedes the movement of organisms (Taylor
et al. 1993; Crooks and Sanjayan 2006). On the other hand, functional connectivity is related to the way an
1145 organism interacts with and perceives the landscape structure (Tischendorf and Fahrig 2000; Baguette and Van
Dicky 2007). The relationship between landscape connectivity and habitat quantity is typically sigmoidal, with a
marked decrease in connectivity at the intermediate level of coverage (Metzger and Décamps 1997; Joly et al.
2014). Generalizations of landscape connectivity thresholds between regions and biomes are impracticable; thus,
an investigation of each case is necessary (Mönkkönen and Reunanen 1999). Recognizing the existence of real
1150 connectivity thresholds in real landscapes is a significant step in understanding the responses of the
environments to land use types.

In this study, we evaluated connectivity in the Cerrado (savanna), which is located in the central region
of Brazil. The Cerrado originally covered about two million km², but now its native phytophysiognomies are
distributed in a gradient from native open fields to forest areas. The Cerrado is recognized as a global
1155 biodiversity hotspot that performs a vital role in sustaining biological diversity, ecosystem services, and the fresh
water supply in Brazil (Overbeck et al. 2015). Notwithstanding its importance, the Cerrado has experienced
severe losses and fragmentation of its native areas; its remnants account for only 52% of its original area (Inpe
2018). Pastures (29.4%) and annual crops (8.5%) (Brazil 2015; Strassburg et al. 2017) are substantial elements
of the anthropogenically altered areas. Agricultural and livestock activities have distinct characteristics and
requirements and are therefore associated with different patterns of fragmentation (McIntyre and Hobbs 1999;
1160 Torbick et al. 2006; Carvalho et al. 2009; Serra et al. 2008).

Removal of native vegetation can impair connectivity and habitat availability in different ways and to
varying degrees. For example, the loss of isolated fragments that function as trampolines more strongly affects
biological flow in the landscape than the loss of large fragments (Boscolo et al. 2008; Martensen et al. 2008;
Uezu et al. 2008; Saura et al. 2011). Graph theory is one of the best methods to analyze the spatial configuration
1165 of landscapes and understand their complexity. Previous studies have used graph theory to examine the
functional connectivity of landscapes in order to prioritize conservation efforts (García-Feced et al. 2011;
Shanthala Devi et al. 2013; Tambosi et al. 2013). Habitat fragments are represented as nodes that are connected
by links, which represent flow between pairs of nodes (Urban and Keitt 2001). Several indices based on graph
theory (binary or probabilistic models) were developed to measure connectivity (Pascual-Hortal and Saura 2006;
1170 Saura and Pascual-Hortal 2007). The integral index of connectivity (IIC) is a binary index (i.e., each fragment
pair is considered either connected or not connected) that considers the available area of the habitat fragments
(intrafragment connectivity), the estimated flow between them, and those fragments that function as trampolines
or connecting elements with other habitat areas (Saura and Rubio 2010).

Public conservation policies cannot be based solely on the proportion of native vegetation cover, which
1175 is a simplistic view of the phenomenon that characterizes changes in landscapes, and does not fully protect
biomes at imminent risk of complete disappearance, such as the Cerrado. Even if a specified amount of habitat is
maintained, the remnants may be unstructured and unconnected. The composition, arrangement, and
connectivity of the remaining habitat fragments must be evaluated. Indicators of this structure, such as the IIC
index and its derivatives, or the equivalent connectivity (EC) index, would better represent the conservation
1180 status of the biome than the percentage of vegetation cover alone. In this study, our objective was to characterize
habitat fragmentation in the Cerrado over a period of 18 years (2000–2017). We also suggest different
approaches to conservation based on connectivity of the landscape. Specifically, we investigated the following
questions and tested the following hypotheses. (1) What is the relationship between connectivity and the
remaining native area? Hypothesis 1: The IIC and the percentage of the native area of the landscape show a
1185 sigmoidal relationship, with thresholds of remaining native area above and below which there is low variation
in the index. (2) Is connectivity distributed evenly over the Cerrado? Hypothesis 2: Landscapes close to each
other have similar IIC values, because they reveal the dynamics of the occupation of the biome. (3) How do the
importance of the components of functional connectivity vary according to the percentage of remaining native

1190 area? Hypothesis 3: The intra and flux components of IIC will have higher values in landscapes with higher and
lower percentages of native area, whereas the connector component will have higher values in landscapes with
an intermediate amount of native area, because its higher spatial variability could express a higher connector
function of the remnants. (4) Is there a difference in the connectivity of landscapes occupied predominantly by
1195 livestock or agricultural crops? Hypothesis 4: The IIC connector component value will be higher in livestock-
dominated landscapes, which have fewer unconnected native habitat fragments, and will be lower in crop-
dominated landscapes, which have fewer large continuous native habitat remnants.

METHODS

Study area and land use

1200 The study area comprises the entire Cerrado biome, as officially defined in Brazil (IBGE 2004). We
used the map of land use and land cover (hereafter referred to as “land use”) of the Projeto de Mapeamento do
Desmatamento do Cerrado com Imagens de Satélite – Prodes Cerrado (INPE 2018), which shows the native and
deforested areas of the Cerrado with a spatial resolution of 30 m, from the years 2000 and 2017. We used data
from the Protected Areas of the Ministry of the Environment (MMA) for purposes of overlap with the study
landscapes.

1205

Landscape analysis

We divided the biome into 50×50 km grid cells and analyzed a total of 624 cells. In each cell, we
identified all native fragments ≥ 0.5 hectares. We calculated structural landscape metrics (percentage of native
area, patch density, number of patches, mean patch area, and proportion of anthropogenically altered area) and
1210 structural indices (aggregation index, landscape shape index, largest patch index, total edge, total core area, and
proportional landscape core). We chose these metrics because they reflect the main aspects of landscape
structure. We evaluated the functional connectivity of landscapes using the IIC and its components (sum dIIC
intra, flux, and connector) (Pascual-Hortal and Saura 2006, Saura and Rubio 2010), calculated using the
maximum dispersion threshold of 1300 m based on the average values of species susceptible to fragmentation
1215 (i.e., species with a large area requirement and small dispersion capacity) (Table S1), as well as the EC
(equivalent connectivity) index (Saura et al. 2011). We chose the IIC because of the simple parameterization of
this index, which does not require difficult-to-obtain ecological information, and the lower processing demand
(Tamboosi et al. 2013), which is useful in landscapes with thousands of nodes such as the Cerrado (~ 2000
nodes). We used the ClassStat function of the SDMTTools package (Vanderwal et al. 2014) of R v. 3.5.0 (R Core
1220 Team 2017) and the command line version of Conefor v. 2.6 (Saura and Torné 2009) in R program.

We used the MapBiomias project to categorize the agricultural land use in Cerrado landscapes
(MapBiomias Project 2018) in the years 2000 and 2016 (hereafter 2017), because data from 2017 were not yet
available at the time we were carrying out this work. We categorized grid cells as predominantly
anthropogenically altered according to percentage of cropland and pasture in the landscapes to indirectly
1225 determine the amount of native area as a covariable. These categories were defined as 35%–54.5% of the
landscape occupied by cropland or pasture in 2000, and 55%–73.4% of the landscape occupied by cropland or
pasture in 2017. For these ranges, the maximum value was the highest percentage of area used for cropland or
pasture during that year, whichever was lower, and the minimum value was approximately 20% lower than the
maximum value. We considered these percentages to be predominantly cropland or pasture, because unlike a
1230 native landscape, which several evenly distributed elements, in anthropogenically altered landscapes, the altered
matrix replaces native elements and is predominant.

Statistical analysis

For each 50×50 km grid cell, we selected all native habitat fragments ≥ 0.5 hectares. We characterized
1235 habitat fragmentation in 2010 and 2017 by principal component analysis (PCA) of the structural landscape
metrics (percentage of native area, patch density, number of patches, mean patch area, and proportion of
anthropogenically altered area) and structural indices (aggregation index, landscape shape index, largest patch
index, total edge, total core area, and proportional landscape core). We visually identified the variables of each
quadrant between the first two principal components. In addition, we compared the EC index with the amount of
1240 native area (Saura et al. 2011). EC represents the size of a single habitat fragment (maximally connected) that
would provide the same IIC value as the current landscape habitat pattern. After a period of spatial changes in
the landscape, the relative variation in the EC ($dEC = EC_{2017} - EC_{2000} / EC_{2000}$) can be directly compared with the
relative variation in the amount of native area in the landscape ($dA = A_{2017} - A_{2000} / A_{2000}$) to interpret the impact
of changes in landscape connectivity loss. With the loss of isolated native habitat fragments in the landscape, the
1245 connectivity variation is smaller than the area variation ($dEC < dA$), with little impact on landscape connectivity.

With the loss of native habitat fragments located between previously existing habitat areas that functioned as trampolines or corridors, the connectivity variation is higher than the area variation ($dEC > dA$), which significantly impairs connectivity. Finally, the loss of native area adjacent to a (possibly) single fragment results in no change in connectivity, and $dEC = dA$.

1250 We compared the IIC between 2010 and 2017 using the nonparametric Wilcoxon signed-rank test. To test the first hypothesis we first evaluated the relationship between IIC and the proportion of native habitat using nonlinear regression models (Radford et al. 2005). We tested linear, logarithm, inverse, quadratic, cubic, power, S-curve, logistic, growth, exponential, and breakpoint models. From these, we chose the five with highest variance explained (R^2), and evaluated them using the Akaike information criterion (AIC), calculated as follows:

1255

$$AIC = n * [\ln(SSres)] + 2 * (p + 1) - n * \ln(n)$$

where n is the number of observations, p is the number of parameters of the model, and $SSres$ is the sum of the square of the residuals.

1260 We used breakpoint regression to determine the point of discontinuity in the relationship between the proportion of remaining native habitat (remnants) and landscape connectivity, as follows:

$$IIC = \text{constant} + \text{slope1} * \text{remnants} (\%) + \text{slope2} * (\text{remnants} (\%) - \text{threshold}) * (\text{remnants} (\%) > \text{threshold})$$

1265

The threshold is found when the model shows only one of the significant parameters and the largest variance explained. This suggests that the threshold tested is adequate (i.e., the best regression models for the two area intervals are different). We considered that discontinuity existed when breakpoint regression explained the relationship better than linear regression and was among the four best models (Oliveira and Metzger 2006). Finally, we categorized the percentage of native area into one of the following five classes: 0%–20%, 20%–40%, 40%–60%, 60%–80%, or 80%–100%. To determine if the IIC differed between these five classes, we used the nonparametric Kruskal–Wallis test, followed by the test for multiple comparisons ($kruskalmc$ function of the `pgirmess` v. 1.6.9 package (Giraudoux 2019)) of program R v. 3.5.0 (R Core Team 2017). Breakpoint regression was conducted in STATISTICA v. 10 (StatSoft Inc. 2011), and the other nonlinear regressions in SPSS v. 23 (SPSS Inc. 2015).

1270

1275

To test the second hypothesis, we determined the relationship between IIC and geographic distance between landscapes using the Mantel test. To test the third hypothesis, we first categorized landscapes according to percentage of remaining native habitat area as follows: low (0%–33%), intermediate (33%–66%), or high (66%–100%). We then compared the three IIC components (intra, flux, and connector) between these three categories using the nonparametric Kruskal–Wallis test, followed by the test for multiple comparisons, and adjusted the best nonlinear regression model. In this case, the five best models were similar in terms of explained variance (~75%) and AIC; therefore, we chose the model with the lowest AIC value or the most plausible visual adjustment. We categorized the landscapes according to intra, flux, and connector values (with and without overlapping values) and their implications in terms of landscape management (Table 1) (Shanthala Devi et al. 2013). Finally, we tested the fourth hypothesis by comparing the IIC connector component and the structural metrics between predominantly crop-dominated or livestock-dominated landscapes by using the nonparametric Wilcoxon signed-rank test and a general linear model (GLM) (McCullagh and Nelder 1989). We carried out these tests in program R.

1280

1285

1290 # Table 1 approximately here # (idem tabela da página 21)

RESULTS

Between 2000 and 2017, we observed a decrease of 23.9% (253,726.2 km²) in the both total native area of the Cerrado and the average decrease between landscapes, corresponding to the increase in anthropogenically altered areas (Figure 1, Table 2). These land use changes resulted in an increase in the mean number and density of native habitat fragments and a decrease in mean fragment area (Table 2, Table S2). Results of PCA to characterize fragmentation showed that in 2000 the first principal component accounted for 81% of the total variance of the data, and the second component accounted for 0.08% of the variance; in 2017 the first component accounted for 74% of the variance, and the second component accounted for 11%. For the first component, the eigenvectors showed that most of the variables contributed similarly to total variance for both years (~ 30% each) (Table 3). Regarding the second component, the most influential variable was mean patch area; the weight of this variable decreased 53% between 2000 and 2017, whereas the weight of the other variables increased.

1295

1300

Figure 1 approximately here # (idem figura da página 22)

1305

Table 2 approximately here # (idem tabela da página 22)

Table 3 approximately here # (idem tabela da página 23)

1310 In 2000, the landscapes were distributed unevenly into four groups. The first group was characterized by the high spatial aggregation of the native areas, whereas the third group was characterized by a high proportion of native area in the landscape, with large remnants with a lot of core area. The second group was characterized by extensive disaggregation (division) and amount of native habitat edges. The fourth group had a high numbers, density, and shape index of the fragments. These results show that the state of fragmentation was better in the first and third groups, whose landscapes combined predominated in the extension of the biome, compared with the second and fourth groups, whose landscapes had worse state of fragmentation (Figure 2).

1315 By 2017, the state of fragmentation had worsened in many grid cells. Many cells that were previously categorized as group 1 (high aggregation of native areas) in 2000 were categorized as group 3 or 4 in 2017. Similarly, many cells that were previously categorized as group 2 in 2000 were categorized as group 4 in 2017, because of changes in the number and density of fragments, number of edges, and landscape shape index. In the interval analyzed, the weight of the landscape division index increased by 54%, whereas the weight of the aggregation index, which is also a measure of connectivity, decreased by 22%.

1320

Figure 2 approximately here # (idem figura da página 24)

1325 Between 2000 and 2017, changes in connectivity of the studied landscapes varied, with dEC ranging from 0.1% to -0.96%, and changes in the remaining native area ranging from 0% to -0.91%, indicating a general decline in connectivity and remaining area. The decreased connectivity was due to the loss of connector fragments or corridors in 78.2% of the Cerrado landscapes (n = 488), loss of portions adjacent to other fragments in 19.7% of the landscapes (n = 123), and loss of isolated fragments in 2.1% of the landscapes (n = 13) (Figure 3).

1330

Figure 3 approximately here # (idem figura da página 26)

1335 Functional connectivity, as estimated by IIC, was significantly lower in 2017 (mean = 193×10^{10}) than in 2000 (mean = 352×10^{10} ; $W = 179700$, $p < 0.01$), with an average decrease of 45.1% (Figure 4). We observed a nonlinear, but not sigmoidal, relationship between IIC and remaining native area in both years, partially supporting our first hypothesis. Among the models tested, the cubic model showed the best fit, which was much better than that of the linear model. Analysis of the relationship between remaining native habitat and landscape connectivity showed a breakpoint at 39% of the remaining native area in 2010, and a breakpoint at 37% of the remaining native area in 2017 (Figure 5).

1340

Figure 4 approximately here # (idem figura da página 27)

Figure 5 approximately here # (idem figura da página 28)

1345 In 2000, IIC varied between the five groups of landscapes categorized according to percentage of remaining native area ($H_{4,594} = 535.93$, $p < 0.01$), but for the group with 20%–40% native area there was no significant difference (multiple comparison test, $p = 0.19$). In 2017, the index varied significantly among the five groups ($H_{4,615} = 577.08$, $p < 0.01$; multiple comparison test, $p < 0.05$), which is in agreement with the lower breakpoint in the relationship between remaining native area and connectivity. In addition, we observed that landscapes near each other tended to have only small differences in IIC values (2017: Mantel test $r = 0.21$, $p < 0.01$; 2000: Mantel test $r = 0.42$, $p < 0.01$), which supports our second hypothesis (Figure 4).

1350

1355 The values of the IIC components in the landscapes partially corroborate our third hypothesis. The intra component differed among the five groups, with mean values progressively increasing as the remaining native area increased. The flux component also differed among the five groups, with mean values progressively decreasing as remaining native area of the landscape increased. However, the connector component did not show higher values in landscapes with an intermediate amount of native area, which is not consistent with our hypothesis. Although the component differed among the five groups, mean values progressively decreased as the remaining native area increased (Figure 6, Table 4). Spatialization of the components showed that many landscapes that had high intra values in 2000 showed decreased intra values in 2017, increased values of the components flux and connector, or both (Figure 7).

1360

Figure 6 approximately here # (idem figura da página 30)

Table 4 approximately here # (idem tabela da página 30)

Figure 7 approximately here # (idem figura da página 31)

1365 Regarding connectivity in landscapes predominantly occupied by livestock or cropland (35%–54.5%),
the IIC connector component of crop-dominated landscapes was higher than that of predominantly livestock
landscapes in both 2000 and 2017, refuting our fourth hypothesis. In addition, the percentage of remaining native
area was lower in crop-dominated landscapes, with fewer fragments, higher landscape division index, lower total
core area, and lower landscape shape index (only in 2017) compared with livestock-dominated landscapes;
1370 however, mean patch area did not differ significantly between landscape types or between years.

Regarding connectivity in landscapes predominantly occupied by cropland or agriculture in the range of
55%–73.4%, connector component value, percentage of remaining native area, landscape division index, and
total core area did not differ significantly between crop-dominated landscapes and livestock-dominated
landscapes; however, mean patch area was significantly higher in crop-dominated landscapes (Table 5, Figure
1375 8). Considering all grid cells in both 2000 and 2017, both cropland and pasture affected the connector
component. The higher the percentage of the landscape under crop or livestock occupation, the higher the value
of the connector component. However, in 2000, the magnitude of this effect differed between crop- and
livestock-dominated landscapes, with cropland exerting a greater effect. In 2017, the difference between crop-
and livestock-dominated landscapes was lower, and their effects on the IIC connector were similar. (Table 6).

1380 # Table 5 approximately here # (idem tabela da página 33)
Figure 8 approximately here # (idem figura da página 34)
Table 6 approximately here # (idem tabela da página 34)

1385 DISCUSSION

With the disappearance of 23% of native Cerrado habitat between 2000 and 2017, habitat fragmentation
also increased in this important biome. Landscapes with lower fragmentation (in the north) and those with higher
fragmentation (in the south) were subdivided into groups characterized by the level of aggregation/division of
habitat remnants and by metrics that reflected the amount of remaining habitat. The aggregation of native areas
1390 increases species richness in the face of the native vegetation loss, helping to maintain the flow of species
(Radford et al. 2005).

In 2000, most of the Cerrado landscapes studied had significant aggregated native areas or large
remnants, except for those in the southwestern region (Brannstrom et al. 2008), which is characterized by uneven
landscapes, with many edges and disaggregated remnants. However, by 2017, landscape fragmentation had
1395 increased considerably, with loss of native areas and aggregation and increasing division, number, density, and
irregularity of fragments. This deterioration of the Cerrado indicates a hazardous homogenization process. The
same patterns of native area loss and fragmentation that have occurred in the south of the biome are spreading
north, especially in the Matopiba region, which comprises parts of the states of Maranhão, Tocantins, Piauí, and
Bahia.

During the study period, connectivity, which reflects land use and occupation, was distributed evenly
throughout the Cerrado, as demonstrated by the PCA results. The EC index indicated that in most landscapes,
loss of connectivity occurred in the worst possible way, by the removal of connector fragments or corridors. In
these landscapes, it is possible that fragments linked to or belonging to permanent preservation areas (APPs), the
native vegetation that exists along rivers, streams which is protected by the Brazilian Legislation (Law
1405 12651/2012), have been lost. Saura et al. (2011) observed that landscapes with a lower percentage of native area
and higher fragmentation (e.g., southwestern Mato Grosso, western Bahia, western Goiás, and southern
Maranhão) show more dramatic relative decreases in connectivity compared with landscapes with more
substantial native coverage, with large and compact patches.

In addition, landscapes in the central Matopiba region lost areas adjacent to large remnants, indicating
that deforestation may be occurring incrementally in this region. Two large fronts of agricultural expansion were
established in the biome between 2002 and 2009 (Rocha et al. 2011). One is in western Bahia to the south of
Maranhão, and the other in southeast Mato Grosso to the east of Mato Grosso do Sul. Our results corroborate the
consolidation of these agriculture frontiers, but in addition alert to the advance of deforestation in western Goiás
and southern Maranhão, and to the differential way in which the frontiers dramatically decreasing connectivity in
1415 the Cerrado.

Our results support previous findings that the relationship between connectivity and remaining native
habitat is nonlinear. The cubic model best fit the relationship between the IIC and the percentage of remaining
native habitat. This nonsigmoidal relationship indicates that increasing the amount of native habitat in
landscapes that already have large habitat proportion still increases connectivity to some extent. The three IIC
1420 components represent different aspects of the landscape, and the IIC is the sum of the variations of each
component. For example, we found that the intra and flux components showed a sigmoidal relationship with the
proportion of native area. That is, from a certain amount of native area, the fragment area, represented by the
intra component, has little influence on the IIC value. Moreover, despite the plateaus formed at the ends of the
sigmoidal relationship, the connector component is a source of variation for the final value of the IIC.

1425 Loss of connectivity did not decrease at the same rate as loss of native area. We found that mean
reduction in connectivity (45%) was significantly higher than the overall and mean reduction in native area
(23%). In 2000, landscapes with < 39% remaining native area had very low connectivity; this was the threshold
1430 at which changes in remaining native area do not significantly alter the IIC. By 2017, the threshold was at 37%
remaining native area, indicating that many landscapes lost both native area and connectivity, flattening and
abounding the lower bounded low-connectivity plateau that exists until approximately 40% of native area.
Below this threshold, changes in native cover will not affect the already very low connectivity, whereas above
this threshold, potential increases in remaining habitat would significantly increase landscape connectivity. In
Amazonia, a more rapid decrease in connectivity was observed at deforestation levels of 40%–60% (Oliveira and
Metzger 2006). In our study, the observed decrease in the threshold between 2000 and 2017 indicates the need to
1435 restore more native habitat to reach the same connectivity that was observed in 2000.

Because thresholds are points of instability at which native systems collapse, they may serve as tools for
conservation planning. In the case of the Cerrado, all landscapes with < 37% native habitat have compromised
connectivity. The landscapes with high connectivity are those with conservation units and protected areas (~
7.5% of the biome) and are isolated in the middle of a disconnected landscape, as has been observed by Garcia et
1440 al. (2011). Therefore, this structural threshold may indicate a point at which native habitat loss and
fragmentation strongly decrease biological flow, species richness, abundance of species, and population
persistence (Radford and Bennett 2004; Radford et al. 2005; Pardini et al. 2010), leading to population collapse.

We have shown that preserving only 20% of native cover, as required by the Brazilian Forest Code, is
not sufficient to guarantee landscape connectivity in the Cerrado. This is another important aspect of the biome
1445 that will be compromised along with biodiversity (Martensen et al. 2012), ecosystem services and remaining
native area (Vieira et al. 2017) by compliance with this controversial permissive environmental law (Soares-
Filho et al. 2014; Azevedo-Santos et al. 2017). Landscapes with this minimum percentage of native vegetation
cover can be completely unstructured and dysfunctional. Thus, it is imperative to adopt new policies that include
protection, monitoring, and conciliation with agribusiness, as well as planning of landscape occupation and
1450 future land use (Overbeck et al. 2015; Strassburg et al. 2017; Vieira et al. 2017).

In this study, the values of IIC components were consistent with those described by Saura and Rubio
(2010), with higher values of the intra component in landscapes with higher proportions of native area, and
higher values of the flux and connector components in landscapes with lower proportions of native area and
increased fragmentation. It is expected that habitat remnants carry out the most relevant biological flow and
1455 connection functions in landscapes where there are more fragments and less native area, metrics that are
generally negatively associated in face of habitat loss and fragmentation (Tambosi et al. 2013; Saura and Rubio
2010). The values of the IIC connector component were not higher in landscapes with an intermediate amount of
native area, which is in agreement with the idea of that habitat configuration has a stronger influence on species
under these conditions (Villard and Metzger 2014). The connector component tended to be more important in
1460 landscapes with up to 33% and for those landscapes within 10%–30% of native area the variability of this
component values was especially high in 2017. This may indicate that in the Cerrado, the effects of the
landscape disruption on its configuration and connectivity may be accentuated in landscapes with < 30%
remaining native area.

The observed values of IIC components point to the current management needs of the biome, which
1465 include maintenance of pre-existing native areas, habitat restoration, and maintenance of specific types of
remnants such as trampolines, corridors, and landscape aggregation. Many of the landscapes that needed only to
maintain their large native remnants to preserve biodiversity in 2000, were so altered by 2017 that more
intensive management is now needed. There is evidence that structural connectivity exerts the greatest influence
on species in landscapes with intermediate proportions of native area (30%) (Villard and Metzger 2013), which is
1470 the situation for many Cerrado landscapes today. When increasing native area is not possible, actions that focus
on landscape structure through the maintenance of connectors are needed (Martensen et al. 2012).

We observed that large proportions of many of Cerrado landscapes were occupied by cropland or
livestock, which positively influenced the connector function of the remaining native areas. Remnants played a
more important connector role in landscapes with 35%–54.5% cropland compared with landscapes with 35%–
1475 54.5% pasture. This may be due to greater fragmentation in crop-dominated landscapes (Carvalho et al. 2009), as
demonstrated by the higher landscape division index value observed for these landscapes in our study.

Although cropland eliminates extensive portions of native habitat, this activity generally preserves
riparian forests because of its water demands. These forests play an important connecting role, especially when
there are fewer fragments, as observed in crop-dominated landscapes, where native areas also have lower core
1480 area. Thus, riparian forest preservation is essential to promote connectivity in the Cerrado biome. On the other
hand, livestock grazing leaves fewer but more cohesive habitat remnants in the landscape, making the connector
role of these fragments less important. Fragment irregularity was greater in livestock-dominated landscapes;
because the landscape shape index is based on the proportion of edges, the greater number of fragments in these
landscapes may have influenced this result.

1485 In the state of Goiás, the fragmentation of landscapes under crop and livestock occupation produced results that differed from ours regarding fragment number and size (Carvalho et al. 2009). This discrepancy may be due to the difference in scale (Keitt et al. 1997), duration of occupancy, and turn-over of specific types of land use. Thus, when considering landscapes distributed in a large area of the biome, livestock grazing generally results in more native habitat fragments, and using land for annual crops results in larger fragments.

1490 When we analyzed landscapes with higher proportions of anthropogenically altered area in 2017 (55%–73.4%), the IIC connector component value increased in both crop- and livestock-dominated landscapes but did not differ significantly between these land use types. The percentage of native area, total core area, and landscape division index values were also similar. That is, once cropland or pastures exceeds 55% of the landscape, and the percentage of native areas decreases to approximately 20%, habitat fragmentation worsens for both land use types in the Cerrado. The distinction between conservation approaches for crop- and livestock-dominated systems suggested by Carvalho et al. (2009) loses meaning when faced with the magnitude of anthropogenic pressure, when the effects of fragmentation and habitat loss on connectivity are intensified.

1500 **REFERENCES** (idem lista da página 40)

1500 **FIGURE AND TABLE CAPTIONS**

Fig. 1 Land use in the Cerrado biome in 2000 and 2017.

1505 **Fig. 2** First and second components of the principal components analysis (PCA) between the compositional and structural indices of the Cerrado landscapes in 2000 and 2017 (top), and their spatialization (bottom). The values 1 through 4 (in the charts above and maps below) represent the division of eigenvectors into four quadrants. NP: native area (%); PD: patch density; PN: number of patches; MPA: mean patch area (ha); AP: anthropogenically altered area (%); AI: aggregation index; SI: landscape shape index; LPI: largest patch index; LDI: landscape division index, TE: total edge; and PLC: proportional landscape core.

1515 **Fig. 3** Schematic of the ways in which the loss of native area (dA) can change the equivalent connectivity of the landscape (dEC). Native habitat loss is represented by blue and brown polygons, and the remaining habitat by green polygons. Changes in connectivity of the Cerrado landscapes between 2000 and 2017 (B) and remaining native area (C), estimated by dEC and dA, respectively. Categorization of the way in which habitat loss occurred between 2000 and 2017 (D), according to scheme in (A).

1520 **Fig. 4** Spatialization of the integral index of connectivity (IIC) in 2000 and 2017 (values $\times 10^{10}$), and the overlap of protected areas in brown.

Fig. 5 Nonlinear regression models showing the relationship between the integral index of connectivity (IIC) and percentage of remaining native area in the Cerrado in 2000 (above) and 2017 (below). The sum of the square of the residuals (SSres) and the Akaike information criterion (AIC) are presented. Values in bold represent models with the best fit.

1525 **Fig. 6** Best nonlinear regression models adjusted between the intra, flux, and connector components of the integral index of connectivity (IIC) and the remaining native area of the Cerrado in 2000 and 2017.

1530 **Fig. 7** Intra, flux, and connector components of the integral index of connectivity (IIC) in 2000 and 2017 and implications for landscape management.

Fig. 8 Relationship between the connector component of the integral index of connectivity (IIC) in 2000 and 2017 and the proportion of crop and pasture areas in —Cerrado landscapes.

1535 **Table 1** Conservation implications for landscapes with high or low values of intra, flux, and connector components of the integral index of connectivity (IIC) for the Cerrado in 2000 and 2017.

Table 2 Mean, standard deviation (SD), minimum (Min), and maximum (Max) values of the structural indices used to describe characteristics of the Cerrado landscape in the years 2000 and 2017.

1540 **Table 3** Variance explained by the first two components of the principal component analysis (PCA) and eigenvectors of the influence of each of the structural landscape metrics and structural indexes of Cerrado landscapes in the years 2000 and 2017.

- 1545 **Table 4** Relationships between integral index of connectivity (IIC) components and percentage of native area (0%–33%, 33%–66%, 66%–100%) in Cerrado landscapes in 2000 and 2017.
- Table 5** Connector component of the integral index of connectivity (IIC) and average structural metrics values of native areas in landscapes dominated by cropland or pasture in Cerrado landscapes, in the years 2000 and 2017.
- 1550 **Table 6** Generalized linear model of the relationship between the integral index of connectivity (IIC) connector component and the proportion of cropland and pasture in Cerrado landscapes in 2000 and 2017 (n = 598).
- Table S1** Functional groups of nonflying terrestrial mammals in the Cerrado defined by habitat preference and sensitivity to fragmentation, to obtain the dispersion distance adopted in calculations of the integral connectivity index (IIC) and equivalent connectivity (EC).
- 1555 **Table S2** Mean, standard deviation (SD), minimum (Min), and maximum (Max) values of the structural indexes used to describe the characteristics of the Cerrado landscapes in the years 2000 and 2017.
- 1560 **SUPPLEMENTARY MATERIAL** (idem página 43)

1565

1570

1575

1580

1585

Redes ecológicas de menor-custo como ferramenta do alcance da conectividade funcional

RESUMO

Em resposta à massiva perda de área e fragmentação em larga escala, vêm crescendo o surgimento de modelos propositores de alvos espaciais de ações de manejo que considerem a conectividade da paisagem. A apreensão mais profunda da heterogeneidade da paisagem requer a compreensão da mesma com um gradiente contínuo percebido funcional e particularmente por cada grupo de organismo. Modelos de combate à perda de área e fragmentação, como as redes ecológicas, que integrem padrões espaciais e a visão funcional da paisagem são mais robustos para avaliações sobre a sua conectividade. Nós descrevemos uma modelagem para a criação de redes de habitats ligados funcionalmente, usando como modelo o Cerrado brasileiro, um *hostspot* de biodiversidade, amplamente dominado pela agropecuária. Avaliamos se as redes ecológicas aumentavam a conectividade funcional das paisagens, se esse aumento era maior naquelas com níveis intermediários de fragmentação e se o predomínio agropecuário prejudicava a conectividade funcional na presença e ausência das redes. Definimos as redes usando modelos de menor-custo baseados na associação entre características de grupos funcionais de espécies com diferentes preferências de habitats (savânico e florestal) e sensibilidade à fragmentação (sensível e tolerante) e a permeabilidade da matriz (produto da associação entre a simulação da percepção do ambiente pelos grupos, a similaridade aos ambientes nativos, a declividade do terreno e a distância a rodovias). Descrevemos o modelo usando métricas de composição, índices estruturais, testes estatísticos e um indicador de conectividade funcional. Observamos que maiores capacidades de dispersão e menores requerimentos de área dos grupos funcionais fizeram as redes ecológicas presentes em mais paisagens, em maior número e extensão dentro das mesmas. Entre os grupos, as redes se diferenciaram principalmente pela sua área, pela área nativa e área de savana em seu interior, e pelo número de fragmentos de área mínima necessária ao grupo. A presença da rede aumentou a conectividade das paisagens, especialmente daquelas com níveis intermediários de fragmentação, e as características que influenciaram positivamente esse aumento foram a proporção de área nativa e o índice de divisão da paisagem. O predomínio agropecuário na paisagem se relacionou negativamente com a conectividade das mesmas, a pastagem afetando os grupos savânicos e o florestal sensível, e a agricultura o florestal tolerante. Nossa abordagem permite fornecer ferramentas para a identificação de áreas e

formas para a reversão da fragmentação a partir de uma óptica funcional. De maneira robusta, nosso modelo pode ser apropriado como um guia no planejamento de paisagens emergenciais, para fins de gestão de redes complexas de habitats em escalas regionais.

Palavras-chave: redes de habitats, modelagem, funcionalidade, permeabilidade da matriz, planejamento da paisagem

1630 **INTRODUÇÃO**

A redução dos ambientes nativos causada pelas ações antrópicas é reconhecida como uma das maiores ameaças à biodiversidade em todo mundo (Fahrig 2002; Rueda et al. 2013). A expansão de classes de uso da terra como pastagens, plantações e áreas urbana promove a redução de fitofisionomias nativas e sua subdivisão (McIntyre e Hobbs 1999; Haddad et al. 2015). Este fenômeno se desenvolve na escala da paisagem (McGarigal e Cushman 2002) e resulta na alteração da quantidade e tamanho dos remanescentes vegetais, bem como o aumento do isolamento entre eles (Fahrig 2003). Consequentemente, a composição (tipos de elementos), a estrutura (arranjo dos elementos) e a função (processos ecológicos subjacentes) da paisagem se modificam, gerando um mosaico espaço-temporal heterogêneo, preenchido com diferentes tipos de ambientes interativos (Metzger et al. 2007). Admitindo a interação dos padrões espaciais e processos ecológicos (Turner 1989), o desenvolvimento de paisagens ecologicamente sustentáveis requer que saibamos como os padrões se relacionam com os processos (Opdam et al. 2002). Para a melhor compreensão desse relacionamento, é importante caracterizar com precisão a heterogeneidade da paisagem de maneira relevante para o organismo ou processo em consideração (Cushman et al. 2010).

A heterogeneidade das paisagens pode ser caracterizada como sugere o modelo mancha-corredor-matriz (Forman 1995), no qual fragmentos discretos de habitat (manchas) são conectados por ambientes lineares (corredores) e circundados pela matriz, o conjunto de unidades de não-habitat (Metzger 2001). Esse modelo, por ser conceitualmente simples, muito embasou o desenvolvimento da Ecologia de Paisagens e de ferramentas, métodos, desenhos experimentais e análises. Entretanto, para a apreensão mais profunda da heterogeneidade do sistema, é preciso considerar que a mesma é formada por gradientes multidimensionais contínuos de atributos ambientais, que inclui o modelo mancha-corredor-matriz como um caso especial (Cushman et al. 2010). Sabe-se que o avanço das classes antrópicas de uso da

1655 terra modifica a heterogeneidade da paisagem, especialmente o equilíbrio entre os seus
elementos nativos, afetando os fluxos biológicos (Fischer e Lindenmayer 2006). Tais efeitos
sobre a biodiversidade ocorrem, dentre outros fatores, porque esses tipos de uso alteram a
conectividade estrutural (baseada em aspectos espaciais) e funcional (baseada em aspectos
1660 espaciais e nas respostas dos organismos) da paisagem (Tischendorf e Fahrig 2000),
facilitando ou impedindo o fluxo de indivíduos entre seus elementos (Taylor et al 1993;
Tischendorf e Fahrig 2001). Esse fluxo, por sua vez, ajuda a manter a dinâmica
interpopulacional, sendo então diretamente relacionado com as chances de extinções locais
das populações (Hanski 1998).

Uma revisão na literatura especializada da área revela que há muitos conceitos de
1665 conectividade da paisagem. A maioria deles sugere que esta característica é paisagem e
espécie-específica, isto é, um produto da interação de sua estrutura com os atributos das
espécies. Esse enfoque funcional reconhece que uma mesma paisagem pode ter muitas
medidas de conectividade possíveis, se consideradas a exigência de hábitat e a capacidade de
dispersão dos diferentes organismos (Tischendorf e Fahrig 2000; Uezu et al. 2005, 2008). A
1670 conectividade funcional ressalva, sobretudo, a influência da matriz no movimento dos
indivíduos, mensurada por meio de sua permeabilidade, que é o grau de resistência imposto à
circulação entre fragmentos (Ricketts 2001; Baum et al. 2004). Por isso, as características e
estrutura da matriz adjacente são consideradas cada vez mais relevantes para a compreensão
das consequências da perda de área e fragmentação (Kupfer et al. 2006; Humphrey et al.
1675 2015), pois relativizam, inclusive, os efeitos diretos da área e do isolamento (Martensen et al.
2008; Watts e Handley 2010). A restauração da conectividade da paisagem é relevante,
portanto, quando a distância média entre os fragmentos for maior do que a distância máxima
que uma espécie é capaz de atravessar fora de seu hábitat ou quando a paisagem não mais
percolar devido, dentre outros fatores, à impermeabilidade de seus elementos (Fahrig 1998;
1680 King e With 2002).

Existe uma grande dificuldade em medir a conectividade funcional de maneira
empírica (Tischendorf e Fahrig 2000), uma vez que as paisagens, enquanto unidades
heterogêneas particularmente complexas, têm um histórico único de perturbação, o que
interfere no controle de variáveis, na replicação de unidades amostrais e na independência
1685 espacial (Holt e Bowers 1999). Além disso, essa dificuldade se deve também à ainda elusiva
incorporação da permeabilidade da matriz no planejamento do manejo da paisagem (Opdam
et al. 2002), a despeito de sua reconhecida importância para o movimento e persistência das

espécies e para a diminuição dos efeitos da perda de área e fragmentação (Ricketts 2001, Debinski 2006). Outro motivo reside na dificuldade de se apreender a percepção específica do ambiente pelas diversas espécies (Hansbauer et al. 2010). Diante disso, modelos são úteis, por exemplo, para a criação de hipóteses e extrapolação espaço-temporal de padrões dificilmente observáveis em campo (Metzger et al. 2007). A construção de modelos que definam alvos espaciais para ações de conservação e considerem a conectividade da paisagem revela-se uma excelente estratégia para indicar a importância de parâmetros, direcionar investigações empírico-experimentais complementares e responder a uma demanda por apoio às decisões ambientais (Turner et al. 2001; Pereira et al. 2011). Com isto, aproxima-se de um planejamento territorial mais adequado, que integre padrões espaciais, a percepção da paisagem e as capacidades de dispersão das espécies, para aumento da eficácia das decisões de conservação e uso da terra em prol da manutenção ou melhoria da conectividade e disponibilidade de áreas nativas (Pascual-Hortal e Saura 2008).

Especificamente, modelos de menor-custo que abarquem (ou simulem) respostas espécie-específicas às características do ambiente, como por meio de gradientes contínuos de permeabilidade da matriz (Adriaensen et al. 2003), melhorariam a compreensão dos efeitos do uso antrópico da paisagem (McIntyre e Hobbs 1999; Etherington 2016). Nesse contexto, Watts et al. (2010) propõem a modelagem de redes ecológicas de habitats ligados funcionalmente, baseada em superfícies de menor custo para grupos (perfis) funcionais de espécies. Tal abordagem supõe superar o conceito, majoritariamente estrutural e relativamente simplista, outrora definido das redes ecológicas como sendo sistemas naturais/seminaturais compostos por áreas centrais, circundadas de zonas de proteção (*buffers*) e conectadas por corredores ecológicos (Bennett 2004; Jongman e Pungetti 2004; Boitani et al. 2007). Para tal, assume-se que os grupos funcionais sejam bons representantes da estrutura de comunidades ou ecossistemas, por serem definidos como grupos de espécies com requerimentos e respostas biológicas semelhantes, cuja estrutura e funcionalidade se mantém ao longo do espaço, independente das mudanças em termos de composição, disposição ou proporção (Opdam et al. 2008). Diante da ausência ou escassez de informações da resposta à fragmentação de todas as espécies, torna-se relevante o uso de grupos funcionais, na tentativa de inserir um pouco mais de funcionalidade na análise da conectividade da paisagem (Brooker et al. 2002).

A combinação das metodologias de grupos funcionais e modelos de menor custo com vistas ao planejamento de redes ecológicas funcionais embasa, eficientemente, o planejamento da conservação de espécies (Xiao et al. 2014) e prioridades de restauração

ecológica (Rudnick et al. 2012). Associada aos modelos de redes ecológicas, a teoria dos grafos é também uma das abordagens mais amplamente usadas em estudos de conectividade funcional, na qual os fragmentos são modelados como um circuito de nós interligados (Etherington 2016). Aos nós é atribuído um peso que representa algum aspecto ecológico do
1725 fragmento, como tamanho ou qualidade, que pretensamente se relaciona com o tamanho da população local (real ou potencial). As ligações podem representar a probabilidade de movimento entre pares de nós em função distância, da capacidade de dispersão da espécie e da permeabilidade da matriz (Urban e Keitt 2001; Saura e Pascual-Hortal 2007). Essas abordagens são especialmente importantes em ecossistemas fragmentados, onde haja intensa
1730 taxa de conversão de fitofisionomias nativas (Opdam et al. 2006), como é o caso do Cerrado brasileiro.

Localizado na região central do Brasil, com aproximadamente 2.039.243 km², o bioma é composto por um mosaico de ecossistemas e considerado um *hotspot* de biodiversidade (Myers et al. 2000). É originalmente formado por fitofisionomias savânicas (em maior
1735 proporção) e florestais (em menor proporção) (Cardoso Da Silva e Bates 2002; Sano et al. 2010), às quais as espécies estão mais ou menos intensamente associadas em termos de preferência de hábitat (Redford e Fonseca 1986). Apesar da grande diversidade de ambientes, o Cerrado vem sofrendo forte alteração do seu mosaico natural pelas ações antrópicas, sendo substituído principalmente por agricultura anual (8,5%) e pecuária (29,4%), os dois tipos
1740 dominantes de uso da terra (Brasil 2015; Strassburg et al. 2017). Atualmente, restam apenas 52% da área original do bioma (INPE 2018). As taxas recentes de conversão das áreas nativas, se mantidas no futuro, conduzirão o bioma em níveis alarmantes de baixa cobertura e conectividade dos remanescentes vegetais (Rocha et al. 2011; Ferreira et al. 2013). Justamente por isso, o Cerrado configura-se como adequado e urgente cenário para
1745 investigações do efeito desses dois tipos de uso da terra na conectividade funcional de suas paisagens, do ponto de vista de organismos florestais e savânicos.

Biomias com grandes extensões originais são muitas vezes ocupados de forma espaço-temporalmente enviesada, uma vez que a heterogeneidade na distribuição dos seus recursos leva a existência de regiões mais ou menos propícias para as atividades humanas, como é o
1750 caso do Cerrado em relação ao uso agropecuário da terra (Sano et al. 2010; Rocha et al. 2011). Este viés acaba por promover um gradiente de estados de fragmentação das paisagens, relativo à proporção e configuração dos remanescentes nativos na paisagem (Opdam et al. 1993). Segundo a teoria do limiar de fragmentação, sob quantidades intermediárias de

1755 cobertura vegetal (20-50%), a configuração dos remanescentes é mais diversificada, e abaixo deste limiar a conectividade das paisagens erode abruptamente de modo não-linear (Metzger e Décamps 1997; Joly et al. 2014; Villard e Metzger 2014). Portanto, espera-se que os efeitos das redes ecológicas no aumento da conectividade funcional se tornem mais evidentes nos estados intermediários de fragmentação das paisagens.

1760 Neste trabalho, tivemos como objetivo apresentar um modelo de redes ecológicas em paisagens do Cerrado, um bioma com poucos estudos sobre conectividade (Correa Ayram et al. 2015), sobretudo aqueles com abordagem funcional. Por meio dos modelos, sugerimos a criação de novos arranjos espaciais que aumentem a conectividade funcional, parametrizados pela permeabilidade da paisagem, pelo tipo de hábitat ocupado e sensibilidade à fragmentação de grupos funcionais de mamíferos terrestres. Este estudo representa uma forma de fornecer 1765 indicadores de como manejar a paisagem, a depender do tipo de organismo a ser tratado, para servirem como subsídios para a reversão da fragmentação e restauração de funções ecológicas comprometidas, tendo como base a conectividade (Opdam et al. 2006). Tais informações poderão ser usadas no manejo da paisagem do Cerrado, o que, juntamente a outras ações, contribuirá para o alcance da efetiva conservação desse *hotspot*.

1770 Especificamente, nós focamos em um exemplo de aplicação para ilustrar o potencial da abordagem das redes ecológicas funcionais. Para tal, avaliamos descritivamente as características estruturais dos arranjos espaciais gerados pelas redes ecológicas dos grupos funcionais de mamíferos terrestres. Testamos as hipóteses de que (H1) as redes ecológicas aumentam a conectividade funcional das paisagens do Cerrado – e investigamos quais 1775 características das paisagens determinam a variação da conectividade; (H2) esse aumento se dá de forma mais expressiva em paisagens com níveis intermediários de fragmentação; (H3) a conectividade funcional das paisagens com ou sem redes ecológicas é negativamente relacionada com o predomínio pecuário e agrícola, independente das características dos grupos funcionais.

1780

MÉTODOS

Área de estudo e uso da terra

A área de estudo compreendeu toda a extensão do Cerrado (IBGE 2004). Utilizamos os dados de uso da terra do ano de 2013, com resolução espacial de 30m, do projeto 1785 TerraClass Cerrado (Brasil 2015), que classificou o bioma em 15 classes temáticas (Tabela 1). Escolhemos esta base de dados por ela distinguir a vegetação nativa em formações florestais,

savânicas e campestres, e pela presença do mapeamento das classes de uso antrópico da terra. Recortamos o Cerrado em paisagens de 50x50 km, uma dimensão situada entre a escala de propriedade e a escala territorial, adequada, portanto, para a proposição de ações de manejo ambiental (Jackson e Fahrig 2012). Partimos de um total de 594 paisagens, produto da seleção daquelas que possuíam área integral e menos de 5% da classe “não observado” (Figura 1).

Tabela 1. Área e proporção das classes temáticas do mapeamento do bioma Cerrado realizado pelo projeto TerraClass Cerrado 2013 (adaptado de Brasil 2015).

Classes	Área (km ²)	%
Agricultura anual	174006	8,53%
Agricultura perene	64512	3,16%
Mineração	247	0,01%
Mosaico de ocupações	2326	0,11%
Pastagem	600832	29,46%
Silvicultura	30525	1,50%
Solo exposto	3621	0,18%
Urbano	8797	0,43%
Outros	73	0,00%
Floresta	418789	20,54%
Savana	406816	19,95%
Campo	285485	14%
Natural não vegetado	2609	0,13%
Água	15056	0,74%
Não observado	25549	1,25%
Total	2039243	100%

1795

Grupos funcionais

Adotamos a abordagem denominada *Generic Focal Species* (Watts et al. 2010) para definir grupos funcionais (doravante, GF) representantes de mamíferos terrestres não voadores de médio e grande porte que ocorrem no Cerrado. Este grupo possui espécies com preocupantes status de ameaça à extinção e detém a maior quantidade de dados disponíveis (Correa Ayram et al. 2015; Crooks et al. 2017). Definimos os GF ao nível de preferência de habitat (florestal e savânico) e ao sub nível de sensibilidade à fragmentação (tolerante e sensível) (Vos et al. 2001). Com base na literatura e em nossa experiência, consideramos como preferencialmente florestais as espécies que são encontradas restrita ou predominantemente em florestas, e preferencialmente savânicas as que são encontradas predominantemente em savanas, campos, mosaicos de ambientes ou áreas abertas alteradas (Santos-Filho e Silva 2002; Bocchiglieri et al. 2010). Definimos a sensibilidade à fragmentação por meio de dois parâmetros conjuntos, a área de vida e a capacidade de

1805

dispersão das espécies, pois espécies com grande requerimento de área e baixa capacidade de dispersão mostram-se mais sujeitas à extinção (Benchimol e Peres 2015).

Buscamos esses dois parâmetros realizando uma revisão bibliográfica no Portal de Periódicos da Capes (<http://www.periodicos.capes.gov.br/>) em fevereiro de 2017. Utilizamos, para a busca, as seguintes palavras-chave, em português e inglês: área de vida (*home range*), análise de viabilidade populacional (*population viability analyses*), requerimento de área (*area requirement*), tamanho mínimo de fragmento (*minimum patch*), território (*territory*). E para a busca pela capacidade de dispersão: distância de dispersão (*dispersal distance*), capacidade de dispersão (*dispersal capacity*), *gap crossing*, *gap cross*, capacidade perceptual (*perceptual range*), taxa de movimento (*movement*), migração (*migration*), deslocamento (*dislocation*), distância de deslocamento (*dislocation distance*), deslocamento na matriz (*dislocation e matrix*). Associamos os termos em português e inglês, respectivamente, aos termos cerrado e brasil* (cerrado e *savanna** e *brazil**). Colocamos os termos compostos entre aspas para garantir a busca pela expressão exata. O asterisco ao final das palavras inclui todas as possíveis terminações do termo. Definimos como mais amplos possíveis o local e a forma de aparição dos termos na busca, sem restringir data e idioma. Quando as buscas culminavam em muitos resultados, refinamo-las adicionando as palavras mamífero* (*mammal**). Indiretamente, encontramos alguns trabalhos por meio de citações feitas pelos artigos resultantes das buscas.

Quando havia mais de um valor de área ou dispersão para uma mesma espécie, escolhemos o maior valor. Esperávamos encontrar dados do movimento da espécie na matriz antrópica. Contudo, como estudos desta natureza continuam escassos no Cerrado (Crouzeilles et al. 2010), utilizamos os dados de deslocamento em quaisquer ambientes. Para as espécies cuja área de vida ou dispersão não foi encontrada, inferimo-las através de relações alométricas (Santini 2013; Hilbers et al. 2016). Dentre as espécies florestais e savânicas, calculamos a média dos valores de área e dispersão das espécies cuja razão área/dispersão fosse menor que 1 (sensíveis - grande área de vida e pequena capacidade de dispersão) e maior que 1 (tolerantes - pequena área de vida e grande capacidade de dispersão) (Tabela 2).

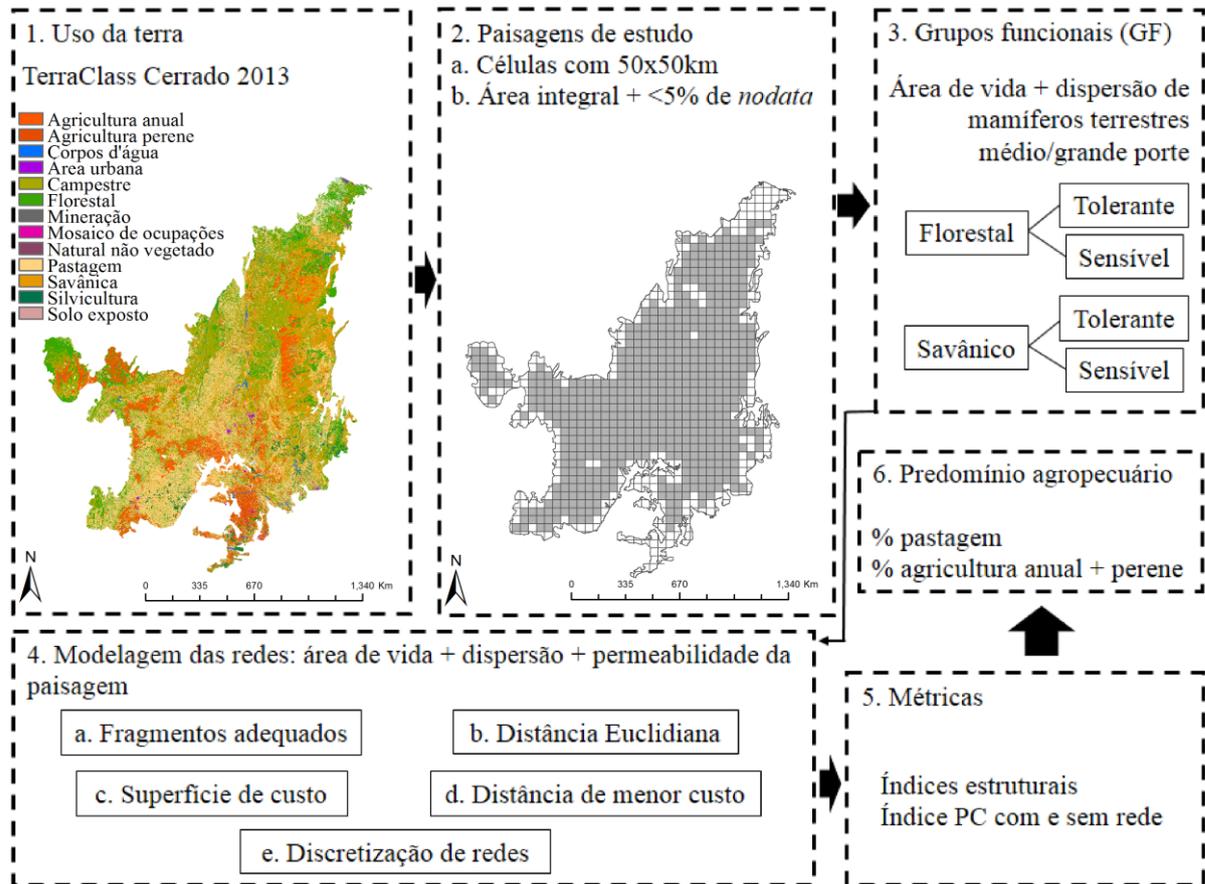


Figura 1. Etapas delineadoras do estudo.

1840

1845

1850

Tabela 2. Quatro grupos funcionais definidos com base na preferência de hábitat e sensibilidade à fragmentação de mamíferos terrestres não voadores florestais e savânicos que ocorrem no Cerrado.

Hábitat	Espécie	Área de vida (ha)	Dispersão (m)	Razão área de vida/dispersão	Sensibilidade à fragmentação	Área de vida média aproximada (ha)	Dispersão média aproximada (m)	Referências
Florestal	<i>Nasua nasua</i>	755	214	3,51	Sensível (FS)	8.400	1.300	1, 2
	<i>Panthera onca</i>	16100	2400	6,70				3, 4
	<i>Callithrix penicillata</i>	18	716*	0,02	Tolerante (FT)	450	1.900	5
	<i>Mico melanurus</i>	348	3149*	0,11				6
	<i>Priodontes maximus</i>	1005	1800	0,55				7
Savânico	<i>Chrysocyon brachyurus</i>	11500	9039	1,27	Sensível (SS)	22.000	2.600	8, 9, 10, 11, 12
	<i>Dasypus septemcinctus</i>	420	153	2,74				13
	<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	5562	152	36,59				14, 15
	<i>Speothos venaticus</i>	70900	1124	63,07				16, 17
	<i>Cerdocyon thous</i>	672	18243*	0,03	Tolerante (ST)	1.700	6.500**	18
	<i>Pseudalopex vetulus</i>	457	15044*	0,03				19
	<i>Puma concolor</i>	6100	38250	0,15				20, 3
	<i>Tamandua tetradactyla</i>	340	6000	0,05				21, 22
	<i>Tolypeutes tricinctus</i>	983	5831	0,1				23
1 Trovati et al 2010	7 Silveira et al 2009			13 Silva e Henriques 2009		19 Courtenay et al 2006		
2 Costa et al 2009	8 Jácomo et al 2009			14 Shaw et al. 1987		20 Sollmann et al 2011		
3 Silveira 2004	9 Melo et al 2007			15 Miranda 2004		21 Trovati e Brito 2009		
4 Crawshaw e Quigley 1991	10 Carvalho e Vasconcellos 1995			16 Lima et al 2012		22 Rodrigues et al 2001		
5 Miranda e Faria 2001	11 Dietz 1984			17 Lima et al 2015		23 Guimarães 1997		
6 Marques et al 2011	12 Coelho et al. 2007			18 Trovati et al 2007				

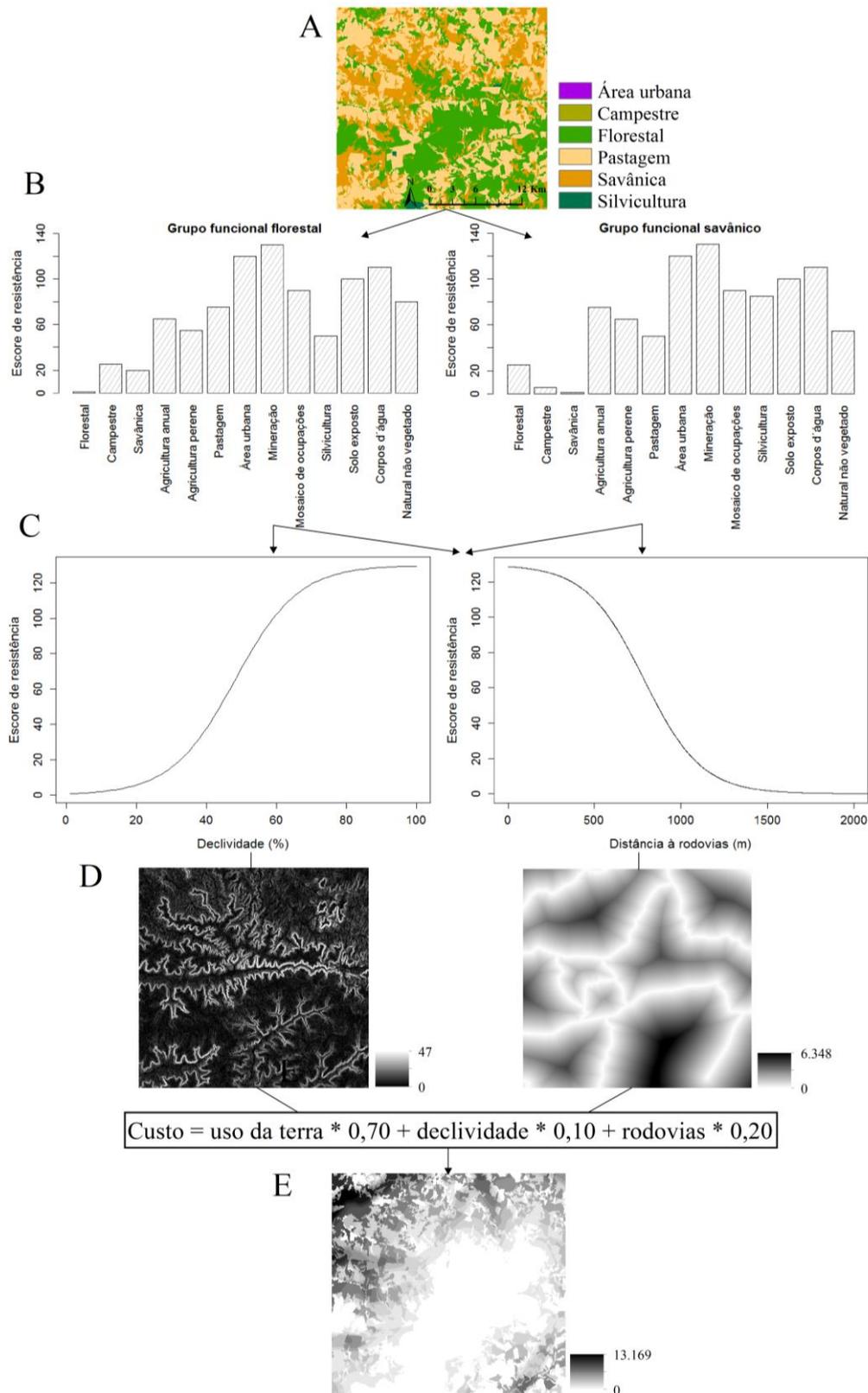
*Estimativa da dispersão máxima de mamíferos a partir da área de vida dada pela fórmula proposta pelo trabalho de Santini et al. (2013); a fórmula foi ajustada para os ordens Carnivora e Primate, de acordo com os apêndices S1 e S3 do material suplementar. **Valor médio reduzido, excepcionalmente, em aproximadamente 10.000m para não impossibilitar a criação das redes nas paisagens.

Modelo de redes ecológicas

Modelamos as redes ecológicas funcionais pela combinação da área de vida e a distância de dispersão dos GF com a permeabilidade da paisagem (Watts et al. 2010). Primeiramente, geramos duas versões de cada paisagem, uma somente com os fragmentos florestais e outra apenas com os fragmentos savânicos (que incluíram os savânicos e os campestres) e selecionamos, em ambas, aqueles com área mínima adequada, respectivamente a cada GF (chamados de “fragmentos adequados”) (Tabela 2). Depois, definimos a permeabilidade para determinar a distância efetiva (distância de menor custo) que os GF poderiam potencialmente se deslocar na paisagem. A distância efetiva representa a multiplicação da distância Euclidiana por uma resistência (ou fricção) imposta ao movimento (Adriaensen et al. 2003; Zeller et al. 2012).

Criamos uma superfície de custo multivariada das paisagens, definida pela associação entre a modificação ecológica percebida pelos GF e a similaridade da estrutura vertical aos seus respectivos ambientes nativos (Prevedello e Vieira 2010; Eycott et al. 2012), a declividade do terreno e a distância de rodovias. Assumimos que regiões com a estrutura vertical mais similar ao ambiente nativo do GF, menos modificadas ecologicamente, menos declivosas e mais distantes de rodovias apresentariam maior permeabilidade e vice-versa (Metzger 2006). Parametrizamos a superfície de custo atribuindo pesos entre 1 e 130 à modificação ecológica percebida e a similaridade estrutural das classes de uso da terra; utilizamos a porcentagem da declividade do terreno a partir o mapa declividade do Brasil (LAPIG 2000); usamos a distância Euclidiana às rodovias de tráfego permanente (IBGE 2015). Aplicamos estas duas últimas variáveis segundo as funções de resistência propostas por Reed et al. (2016) (Figura 2).

Calculamos, então, a distância Euclidiana a partir dos fragmentos adequados, e em seguida, a distância de menor custo acumulada multiplicando a superfície de custo pela distância Euclidiana. Escalonamos o mapa de distância de menor custo acumulada pela amplitude de valores do mapa de distância Euclidiana, e reclassificamo-lo pela distância máxima de dispersão dos GF. Definimos as redes ecológicas funcionais particionando as por meio da regra de oito-células, na qual tanto células opostas adjacentes, quanto diagonais, dentro dos limites de dispersão máximos, foram consideradas pertencentes à mesma rede. Realizamos a modelagem no programa R v. 3.5.0 (R Core Team 2017) (Tabela S1).



1890 Figura 2. Fluxograma da construção da superfície de custo multivariada para estimativa da permeabilidade das paisagens, como parte do modelo de redes ecológicas funcionais para o

Cerrado. A) Recorte de uma paisagem e suas respectivas classes de uso da terra. B) Pesos entre 1 e 130 atribuídos às classes de uso da terra diferencialmente entre os grupos funcionais florestais e savânicos, para fins de representação da modificação ecológica percebida pelos grupos e similaridade estrutural das classes em relação a florestas ou savanas. C) Funções de resistência da declividade do terreno e distância às rodovias, definidas conforme procedimentos dados por Reed et al. (2016): Declividade = $10 / (1+200*(\exp(-0,11*declividade\%)))$; Rodovias = $10 / (1+0,009*(\exp(0,006*distância\ à\ rodovias)))$. D) Mapas da declividade do terreno e distância às rodovias. E) Mapa final da superfície de custo multivariada, produto da soma do uso da terra ponderado pelos pesos de 1 a 130 (multiplicado por 0,70) com a declividade do terreno (multiplicada por 0,10) e com a distância às rodovias (multiplicada por 0,20).

Análises estatísticas

Descrevemos cada um dos GF por meio de métricas de composição (como proporção, área e número) e índices estruturais, as características dos fragmentos nativos e do uso da terra, tanto das paisagens como um todo como do interior das redes. Para tal, usamos a função *ClassStat* do pacote *SDMTools* (Vanderwal et al. 2014) do programa R v.3.5.0 (R Core Team 2017), baseada em McGarigal et al. (2002). Por meio de correlações de *Spearman*, selecionamos as métricas e índices que refletissem importantes aspectos da estrutura da paisagem (Cushman et al. 2008; McGarigal 2014) e tivessem menos de 83% de correlação entre si (Tabachnick e Fidell 2013) (Tabela S2 e S3). Aplicamos uma análise discriminante linear (LDA) para verificar o potencial discriminativo dos GF sobre as métricas selecionadas das redes. Comparamos as métricas das redes entre os níveis de sensibilidade à fragmentação dentre os GF florestal e savânico utilizando uma Manova não paramétrica.

Utilizamos o índice de probabilidade de conectividade (PC) (Saura e Pascual-Hortal 2007), que é baseado na teoria dos grafos e definido como sendo a probabilidade de dois pontos aleatórios na paisagem caírem em áreas de habitats interconectados.

$$PC = \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n a_i a_j p_{ij}^*}{A_L^2}$$

1920 Onde n é o número total de nós no gráfico (fragmentos nativos), ai e aj são a área dos fragmentos i e j , p_{ij} é a probabilidade máxima do produto da dispersão entre eles (considerando a via mais provável usando conexões diretas e indiretas), e AL é a área total da paisagem.

1925 Comparamos a conectividade das paisagens com e sem a presença das redes ecológicas (PC1 e PC2, respectivamente). Para o cálculo do PC1, atribuímos probabilidades diferenciais entre todos os possíveis pares fragmentos, distinguindo-as pela distância máxima de dispersão do GF e pela localização do fragmento em relação à rede ecológica (Tabela 3). Para o cálculo do PC2, assumimos a probabilidade de 0,5 entre todos os possíveis pares fragmentos, desconsiderando a presença das redes. Para tal, utilizando o programa Conefor v. 1930 2.6 (Saura e Torné 2009) integrado ao programa R. Mensuramos o predomínio agropecuário das paisagens pela proporção das classes de agricultura (anual e perene) e pastagem.

Tabela 3. Probabilidades diferenciais de conectividade entre pares de fragmentos localizados nas paisagens considerando a presença das redes ecológicas.

Probabilidade	Localização do par de fragmentos		Limite de dispersão do GF
0,10	Matriz	Matriz	Acima
0,20	Matriz	Matriz	Abaixo
0,30	Matriz	Rede (não adequados)	Acima
0,40	Matriz	Rede (não adequados)	Abaixo
0,50	Matriz	Rede (adequados)	Acima
0,60	Matriz	Rede (adequados)	Abaixo
0,70	Rede (não adequados)	Rede (não adequados)	Necessariamente abaixo
0,80	Rede (não adequados)	Rede (adequados)	Abaixo
0,90	Rede (não adequados)	Rede (adequados)	Acima
0,95	Rede (adequados)	Rede (adequados)	Necessariamente abaixo

1935

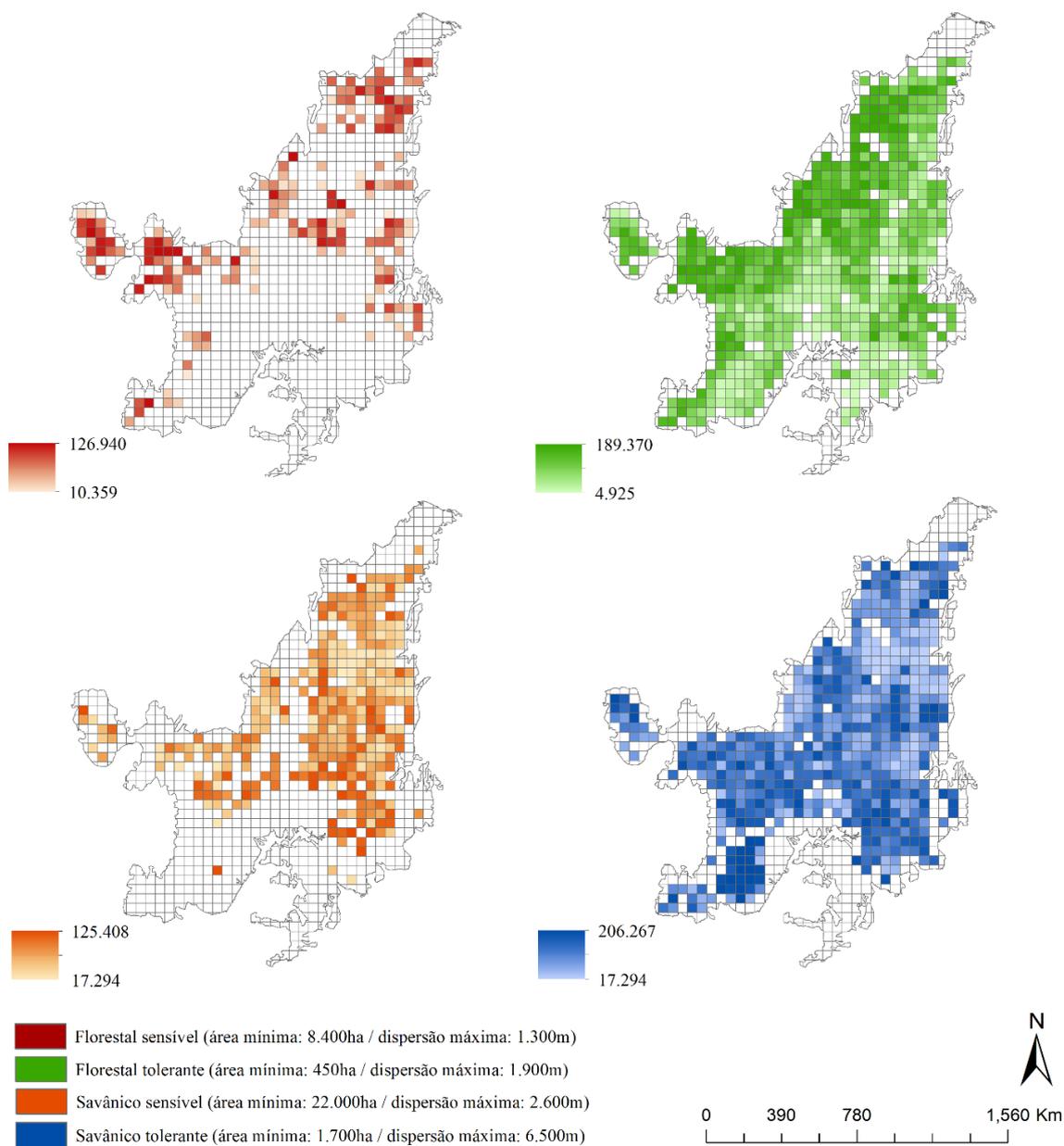
Para testar se (1) as redes ecológicas aumentam a conectividade funcional das paisagens do Cerrado e quais características das paisagens determinariam a variação da conectividade, comparamos, dentre outras variáveis, os índices PC1 e PC2 usando um modelo linear de efeito misto (LME). Aplicamos uma seleção de modelos lineares pelo critério de 1940 Informação de Akaike (AIC) entre a diferença entre o PC1 e o PC2 e as métricas das paisagens, escolhendo o modelo com delta (Δ) igual a zero (Burnham e Anderson 2002). Testamos se (2) o aumento promovido pelas redes ecológicas se dava de forma mais acentuada em paisagens com níveis intermediários de fragmentação comparando a diferença entre o PC1 e o PC2 com os escores do primeiro componente de uma Análise de 1945 Componentes Principais (PCA) das métricas das paisagens, seguido do teste da função Canova do pacote *testforDEP* (Wang et al. 2015) do programa R para avaliar o

relacionamento não linear entre estas duas variáveis. No intuito de testar se (3) a conectividade funcional das paisagens é negativamente relacionada com o predomínio agropecuário, aplicamos o modelo linear de efeito misto (LME) supracitado, entre o índice PC e a proporção de agricultura e pecuária, juntamente com a presença ou ausência da rede, situada no modelo como fator de efeito fixo. Quando necessário, eliminamos eventuais autocorrelações espaciais presentes nos resíduos dos modelos das hipóteses 1 e 3 aplicando uma seleção sistemática de paisagens distantes a pelo menos 80.000 metros entre si. Verificamos a independência espacial pelo teste I de Moran (hipótese 1: FS: -0,01, p = 0,46; FT: -0,01, p = 0,63; SS: 0,001, p = 0,31; ST: -0,006, p = 0,88; hipótese 3: FS: 0,0004, p = 0,51; FT: 0,0007, p = 0,23; SS: 0,0006, p = 0,34; ST: 0,0007, p = 0,23).

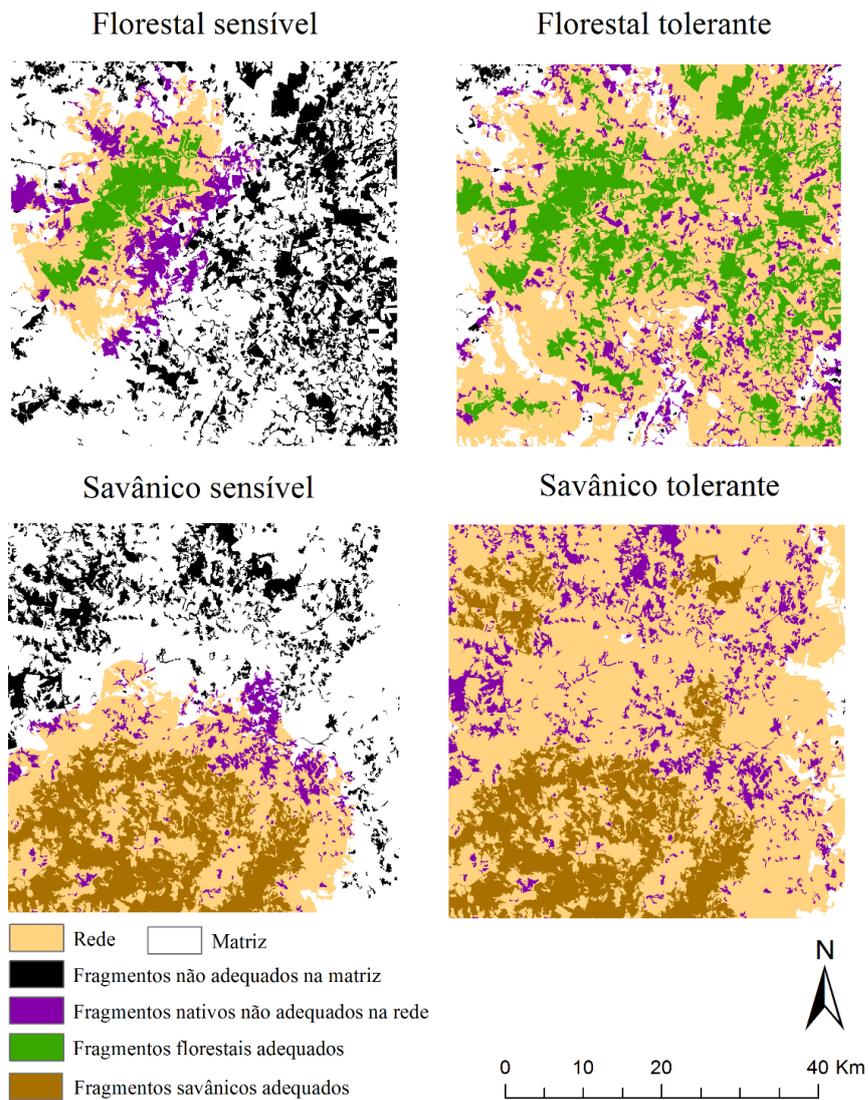
RESULTADOS

Entre os GF, as redes puderam ser formadas em diferentes quantidades de paisagens. Totalizaram 189 para o florestal sensível (31,81%), 579 para o florestal tolerante (97,47%), 311 para o savânico sensível (52,35%) e 535 para o savânico tolerante (90,06%) (Figura 3). A sensibilidade à fragmentação exerceu um efeito significativo na diferenciação das métricas das redes dentre os GF florestais e savânicos (florestais: $F_{(1,766)} = 89,34$, $p < 0,01$; savânicos: $F_{(1,844)} = 102,66$, $p < 0,01$). As redes estiveram presentes em mais paisagens, e em maior número e extensão dentro das mesmas, quando se tratava dos GF tolerantes em detrimento dos sensíveis (Figura 4). Dentre as classes de uso da terra presentes dentro das redes, a agricultura perene e a pecuária predominaram em detrimento da agricultura anual e demais classes antrópicas, porém não tiveram suas áreas maiores do que as classes nativas (Tabela 4).

Área das redes (ha)



1970 Figura 3. Distribuição espacial das paisagens nas quais as redes ecológicas dos grupos funcionais puderam ser formadas, quantificadas pela área das redes (ha) (excluindo-se todos fragmentos nativos de seu interior) por paisagem.



1975 Figura 4. Exemplo de redes ecológicas modeladas para os quatro grupos funcionais, em uma paisagem do Cerrado.

1980

1985

Tabela 4. Métricas das redes e das paisagens, para as quais o modelo das redes ecológicas pôde ser aplicado.

Métricas das redes e das paisagens (médias)		Grupos funcionais			
		Florestal sensível	Florestal tolerante	Savânico sensível	Savânico tolerante
Número de paisagens		189	579	311	535
Número de redes		1	3	1	1.3
Nativa (ha) / (%)	Total	78.585 (31%)	46.521 (18%)	135.439 (54%)	102.285 (40%)
	Adequados	47.827 (19%)	29.846 (11%)	102.203 (40%)	79.443 (31%)
	Rede	61.335 (24%)	41.822 (16%)	124.386 (49%)	100.284 (40%)
Número de fragmentos nativos	Total	354	461	312	439
	Adequados	1,5	11	1,2	4,5
	Rede	139	304	201	379
Tamanho médio de fragmentos nativos (ha)	Total	410	177	1.133	707
	Adequados	34.314	3.896	90.605	32.175
	Rede	625	204	1.382	734
Área da rede (ha)		58.845	101.512	69.269	119.121
Área da rede - soma (ha)		11.121.808	58.775.763	21.542.808	63.730.230
Agricultura perene na rede (ha)		6.098	8.135	8.801	15.197
Agricultura anual na rede (ha)		258	975	382	1.429
Pastagem na rede (ha)		15.297	28.843	27.295	56.324
Área antrópica na rede (ha)		985	1.656	1.804	3.072
Índice PC com presença da rede		7,5x10 ¹¹	3,5x10 ¹¹	22,3x10 ¹¹	15,2x10 ¹¹
Índice PC sem presença da rede		6,7x10 ¹¹	2,7x10 ¹¹	20,2x10 ¹¹	12,7x10 ¹¹

Fragmentos nativos: relativos à classe (florestal ou savânica) a qual pertence o grupo funcional. Total: engloba todos os fragmentos nativos da paisagem. Adequados: engloba os fragmentos adequados aos grupos funcionais em termos de área mínima. Rede: engloba os fragmentos adequados e não adequados no interior da rede. PC: índice de probabilidade de conectividade. Área da rede: excluindo-se todos fragmentos nativos de seu interior

1990 A LDA mostrou que as métricas das redes discriminaram os GF com uma eficiência global de 83% (Tabela 5), tendo tido, especificamente, os grupos tolerantes as maiores eficácias de distinção (Figura 5). Quatro variáveis tiveram maiores contribuições para o poder discriminante do primeiro eixo: a área da rede (coeficiente linear: 1,89), principal caracterizadora do GF savânico tolerante; a área de savana no interior da rede (coeficiente linear: -1,74), separadora dos GF florestais tolerante e sensível; a porcentagem de área nativa dentro da rede (coeficiente linear: 1,25), principal caracterizadora do GF savânico sensível; e o número de fragmentos adequados (coeficiente linear: -1,30), importante na diferenciação do GF florestal tolerante. No segundo eixo, o tamanho médio de fragmentos adequados (coeficiente linear: 1,25) foi a principal caracterizadora do GF florestal sensível.

2000

2005

Tabela 5. Variância explicada pelos dois primeiros componentes da análise de discriminantes lineares (LDA) e coeficientes lineares da influência das métricas das redes ecológicas influentes na discriminação dos quatro grupos funcionais.

Métricas das redes	LD1		LD2	
	(0,78%)		(0,18%)	
Número de redes (NR)	-0,47		-0,24	
Área nativa - adequados (%) (AFA)	0,42		-0,75	
Área nativa - rede (%) (AFR)	1,25		0,83	
Número de fragmentos adequados (NFA)	-1,30		0,44	
Número de fragmentos rede (NFR)	-0,03		-1,09	
Tamanho médio de fragmentos adequados (TFA)	0,28		1,25	
Tamanho médio de fragmentos rede (TFR)	0,18		-0,30	
Área da rede (excluindo todos fragmentos nativos de seu interior) (ZR)	1,89		-1,28	
Área de agricultura perene no interior da rede (PE)	-0,55		0,24	
Área de agricultura anual no interior da rede (AN)	-0,12		-0,02	
Área de pastagem no interior da rede (PA)	-0,88		0,34	
Área antrópica no interior da rede (AT)	-0,13		0,05	
Área de savana no interior da rede (SA)	-1,74		0,91	
Área de floresta no interior da rede (FL)	-0,28		0,04	
	FS	FT	SS	ST
Proporção das paisagens classificadas corretamente quanto ao GF (total: 0,86)	0,77	0,91	0,78	0,88
Acurácia (95% confiança)	0,83			
<i>Kappa</i>	0,76			

NR: número de redes. AFA: área nativa dos fragmentos adequados (%). AFR: área nativa total na rede (%). NFA: número de fragmentos adequados. NFR: número de fragmentos totais na rede. TFA: tamanho médio de fragmentos adequados. TFR: tamanho médio de fragmentos totais na rede. ZR: área da rede (excluindo todos fragmentos nativos de seu interior). PE: área de agricultura perene no interior da rede. AN: área de agricultura anual no interior da rede. PA: área de pastagem no interior da rede. AT: área antrópica no interior da rede. SA: área de savana no interior da rede. FL: área de floresta no interior da rede.

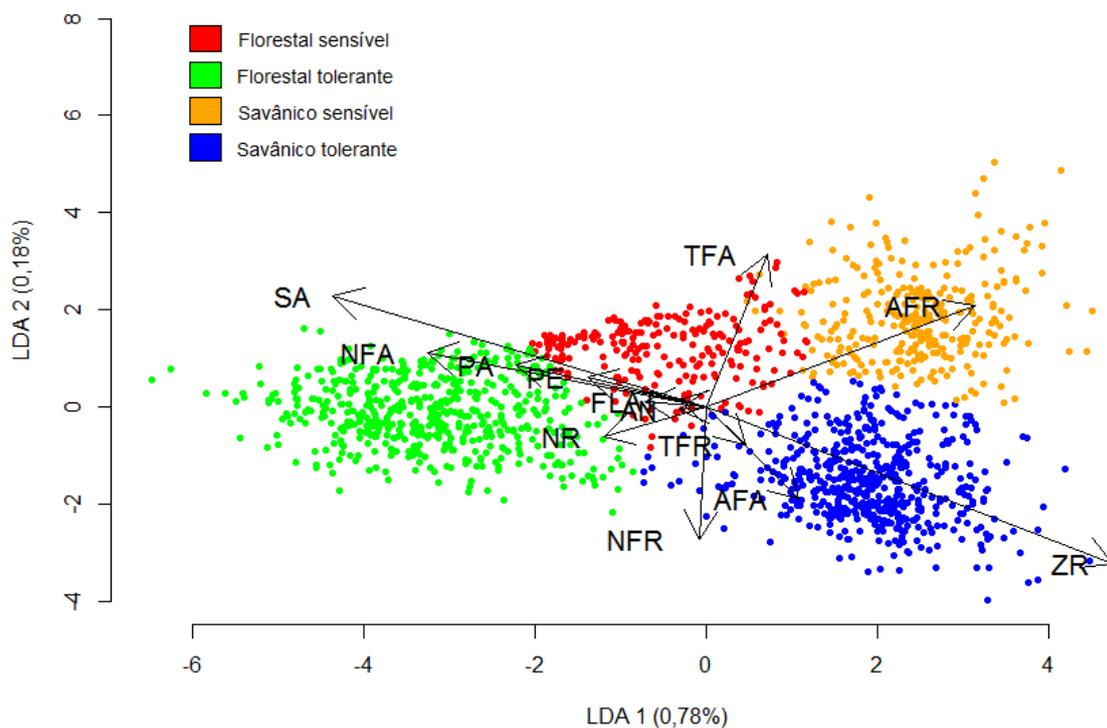


Figura 5. Primeiro e segundo componentes da análise de discriminantes lineares (LDA) que discriminou os quatro grupos funcionais pelas métricas das suas respectivas redes ecológicas.

2015 NR: número de redes. AFA: área nativa dos fragmentos adequados (%). AFR: área nativa total na rede (%). NFA: número de fragmentos adequados. NFR: número de fragmentos totais na rede. TFA: tamanho médio de fragmentos adequados. TFR: tamanho médio de fragmentos totais na rede. ZR: área da rede (excluindo todos fragmentos nativos de seu interior). PE: área de agricultura perene no interior da rede. AN: área de agricultura anual no interior da rede.

2020 PA: área de pastagem no interior da rede. AT: área antrópica no interior da rede. SA: área de savana no interior da rede. FL: área de floresta no interior da rede.

Verificamos que, em média, a presença da rede aumentou significativamente o índice PC da paisagem, para todos os GF (Figura 6, Tabela 7), corroborando a primeira hipótese.

2025 Esse aumento se deu de forma mais acentuada nos grupos savânicos, especialmente para o tolerante à fragmentação. Dentre os grupos florestais, o aumento do PC na presença da rede foi menor e semelhante entre os níveis de sensibilidade à fragmentação (média FS com rede: 75,69; FS sem rede: 67,96; FT com rede: 35,49; FT sem rede: 27,18; SS com rede: 223,05; SS sem rede: 202,12; ST com rede: 152,03; ST sem rede: 127,38). Em geral, as características

2030 das paisagens influenciaram o aumento do PC de forma semelhante entre os quatro GF (Tabela 6). A proporção de área nativa e o índice de divisão da paisagem (que baseado na

distribuição cumulativa da área dos fragmentos, é a chance de dois pixels aleatórios na paisagem não estarem situados no mesmo fragmento) exerceram a influência positiva mais forte. Por outro lado, o índice de adjacência, o número de fragmentos e o comprimento total de bordas de nativas influenciaram negativamente o aumento do PC.

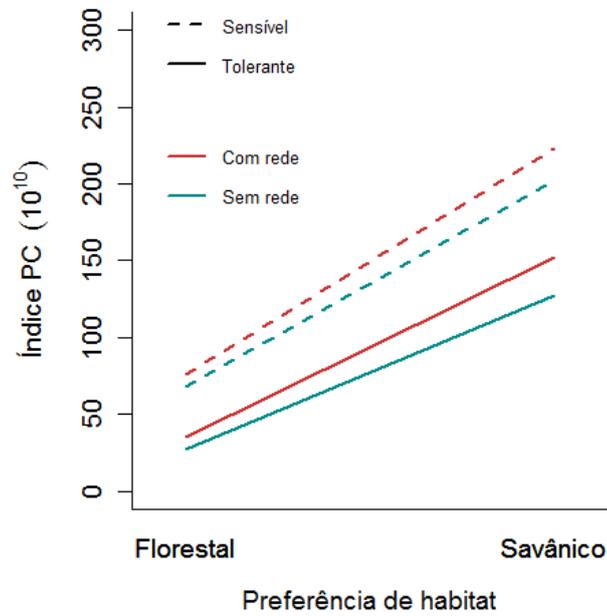


Figura 6. Média do índice de probabilidade de conectividade (PC) das paisagens, calculado na ausência e na presença das redes ecológicas formadas segundo as características dos grupos funcionais.

2045

2050

2055 Tabela 6. Melhores modelos lineares que contrastaram a diferença entre o índice de probabilidade de conectividade gerado na presença (PC1) e na ausência (PC2) das redes ecológicas e as métricas da paisagem, para os quatro grupos funcionais. * $p < 0,01$; n.s. = não significativo; Δ = delta AICc.

Grupo funcional	Variáveis	Valor	AICc	Δ	Peso	F	R ²
Florestal sensível	Adjacência	-1,04*	295,44	0,00	0,15	75,9 _(7,181) *	0,73
	Agricultura	-0,12*					
	Nativa	2,37*					
	Divisão	1,47*					
	Bordas	-0,74*					
	Número de fragmentos	-0,72*					
	Silvicultura	-0,84 ^{n.s.}					
Florestal tolerante	Adjacência	-0,56*	20,89	0,00	0,07	333,9 _(7,148) *	0,93
	Agricultura	-0,03 ^{n.s.}					
	Nativa	2,19*					
	Divisão	1,15*					
	Bordas	-0,45*					
	Número de fragmentos	-0,21*					
	Tamanho médio de fragmentos	0,10*					
Savânico sensível	Adjacência	-1,38*	495,82	0,00	0,05	115,6 _(7,303) *	0,72
	Nativa	2,58*					
	Divisão	2,13*					
	Bordas	-0,96*					
	Número de fragmentos	-0,49*					
	Splitting	-0,08 ^{n.s.}					
	Tamanho médio de fragmentos	-0,19*					
Savânico tolerante	Adjacência	-0,91*	61,02	0,00	0,08	272,7 _(6,141) *	0,91
	Nativa	2,95*					
	Divisão	2,22*					
	Bordas	-0,54*					
	Número de fragmentos	-0,30*					
	Floresta	0,07*					

Floresta (FL): área de floresta (ha) (%); Nativa (NT): área nativa [floresta ou savana] (ha) (%); Número de fragmentos (NF): total de fragmentos nativos; Tamanho médio de fragmentos (TF): área média do total de fragmentos nativos (ha); Divisão (ID): índice de divisão da paisagem; Bordas (BO): comprimento total de bordas de nativas [floresta ou savana]; Agricultura (ANP): área de agricultura perene e anual (ha) (%); Splitting (SP): índice *splitting*; Adjacência (AD): índice de adjacência.

2060 O aumento do PC promovido pelas redes ecológicas ocorreu de modo mais acentuado em paisagens cujos autovetores do primeiro componente da PCA das métricas da paisagem possuíam valores intermediários, que caracterizam níveis intermediários de fragmentação, corroborando a segunda hipótese para os quatro GF. Nos quatro GF, a diferença entre o PC e o PCA1 se relacionaram não linearmente (FS: $w = 1030,00$, $p < 0,01$; FT: $w = 2278,59$, $p < 2065$ 0,01; SS: $w = 2540,74$, $p < 0,01$; ST: $w = 3264,30$, $p < 0,01$), embora este relacionamento tenha se mostrado mais evidente para os grupos savânicos (Figura 7).

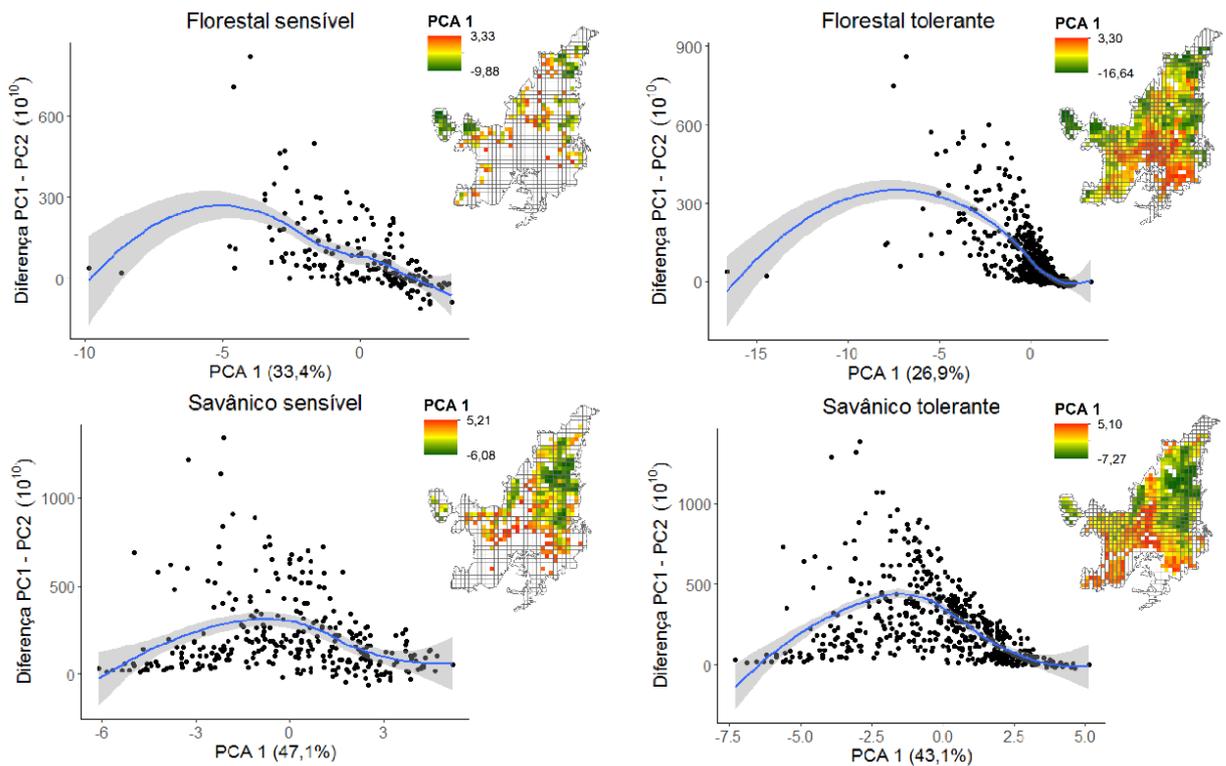


Figura 7. Relação entre a diferença do índice de probabilidade de conectividade gerado na presença (PC1) e na ausência (PC2) da rede ecológica e o primeiro componente da PCA das métricas da paisagem, para os quatro grupos funcionais.

2070

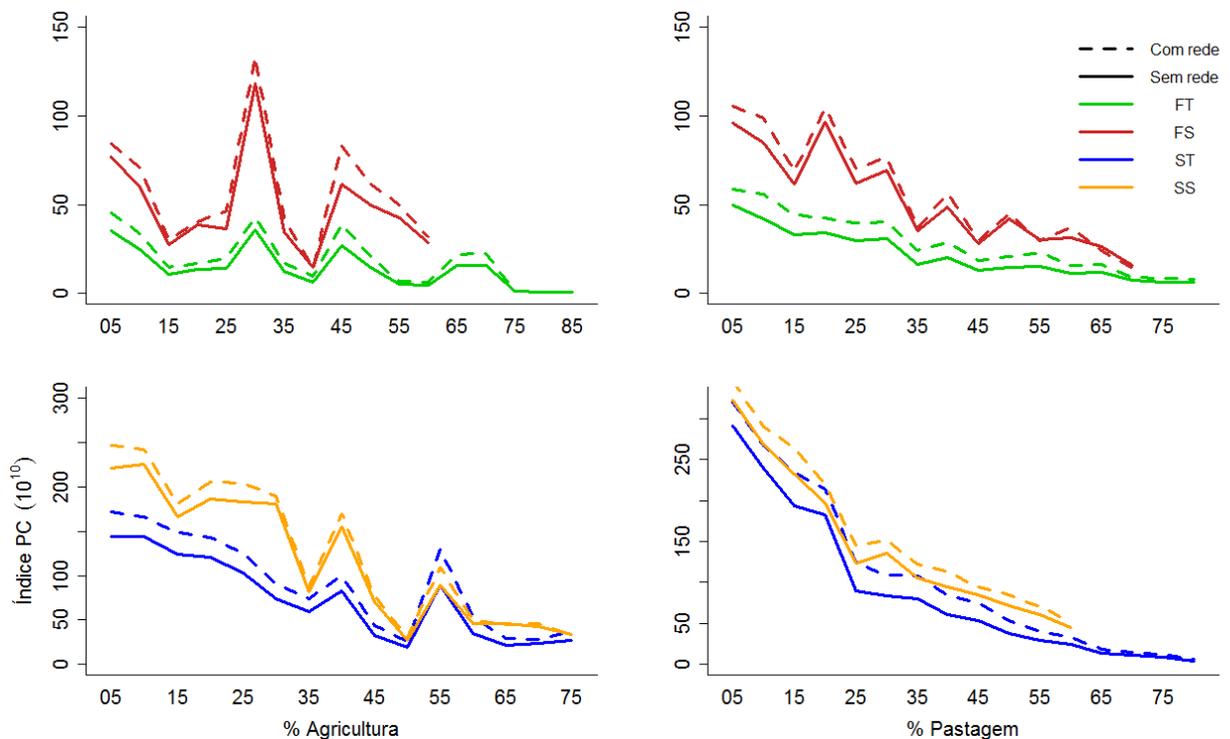
O predomínio agropecuário se relacionou negativamente com o PC das paisagens, corroborando nossa terceira hipótese (Tabela 7, Figura 8). Esta relação foi especialmente saliente para os GF savânicos em relação ao predomínio da pastagem. Entre os GF florestais, a agricultura exerceu maior influência do que a pastagem para o grupo tolerante, ao passo que não teve efeito no grupo sensível. O PC gerado na presença das redes ecológicas proporcionou maiores valores de conectividade em todos os contextos analisados. Entretanto, nas paisagens com altos níveis de predomínio agropecuário, a diferença entre o PC gerado na presença e na ausência das redes ecológicas se mostrou reduzida (Figura 8).

2080

2085

Tabela 7. Modelos lineares da relação entre o índice de probabilidade de conectividade (PC) e a porcentagem de agricultura e pecuária na paisagem e a presença/ausência da rede ecológica, para os grupos quatro funcionais.

Grupo funcional	Variáveis do modelo	Valor (\pm DP)	t-valor	p
Florestal sensível	Pastagem	-1,35 (0,46)	-2,87	< 0,01
	Agricultura	-0,86 (0,54)	-1,58	0,11
	Rede	-0,06 (0,01)	-5,88	< 0,01
Florestal tolerante	Pastagem	-1,65 (0,30)	-5,51	< 0,01
	Agricultura	-2,98 (0,39)	-7,49	< 0,01
	Rede	-0,23 (0,01)	-23,26	< 0,01
Savânico sensível	Pastagem	-3,63 (0,20)	-17,72	< 0,01
	Agricultura	-3,11 (0,24)	-12,89	< 0,01
	Rede	-0,12 (0,005)	-20,41	< 0,01
Savânico tolerante	Pastagem	-5,03 (0,17)	-27,97	< 0,01
	Agricultura	-3,96 (0,25)	-15,41	< 0,01
	Rede	-0,26 (0,006)	-39,49	< 0,01



2090

Figura 8. Relação entre o índice de probabilidade de conectividade (PC) e a porcentagem de agricultura e pecuária na paisagem e a presença/ausência da rede ecológica, para os quatro grupos funcionais.

2095 DISCUSSÃO

Apenas um número relativamente reduzido de paisagens atendeu aos critérios mais exigentes de área mínima dos fragmentos nativos para a modelagem das redes ecológicas. Isto reflete o predomínio, no bioma, de remanescentes florestais/savânicos com até no máximo

450/1.700ha e a carência daqueles com mais de 8.400/22.000ha. Pela distribuição das paisagens de cada GF, os maiores remanescentes estão localizados no centro e norte do bioma, sendo a região sul quase completamente desprovida dos mesmos. Estes resultados, relativos ao uso da terra de 2013, permanecem em consonância com os padrões de fragmentação anteriormente descritos por Garcia et al. (2011), referentes ao intervalo de 2002-2009, corroborando o fato de que a distribuição dos remanescentes no Cerrado não é representativa dos diversos tipos de ecossistemas importantes de serem conservados. Nas últimas décadas, muitos trabalhos vêm denunciando este cenário de perda de área, fragmentação e baixa porcentagem de proteção da cobertura do Cerrado pelas categorias legais de proteção (Klink e Machado 2005; Brannstrom et al. 2008; Carvalho et al. 2009; Ganem et al. 2013; Françoso et al. 2015). A espacialização das paisagens dos GF serve, portanto, como ferramenta de sinalização das regiões e do modo com que as ações de conservação em prol da conectividade funcional devem atuar. Por exemplo, nas regiões desprovidas de grandes remanescentes, a manutenção dos fragmentos pequenos e a consideração de possíveis intervenções na matriz que melhorem a permeabilidade entre eles tornam-se ações importantes.

Ao longo da extensão do Cerrado, a área das redes (desconsiderando-se os fragmentos nativos de seu interior), se somada entre todas as paisagens e hipoteticamente considerada como zona de restauração da vegetação nativa, garantiria um aumento mínimo de 11 Mha de florestas ou 21 Mha de savanas. Entretanto, nessas áreas, a pastagem e a agricultura perene foram, em média, as classes antrópicas predominantes. Semelhantemente, Garcia et al. (2011) encontraram um nível de conversão de áreas nativas para antrópicas superior a 70% nas áreas circundantes (em um raio de 10km) de boa parte das Unidades de Conservação (UC) de Proteção Integral do Cerrado. Segundo os autores, essas áreas costumam ser ocupadas pelo agronegócio dada a presença de água e relevo plano, como também observado por Ferreira et al. (2013) no estado de Goiás. Vale lembrar que quanto menor a declividade do terreno, menos custosa se tornava a superfície para possível dispersão dos GF, o que assinala o conflito entre o agronegócio e a dispersão animal que paira sobre a área das redes. Isto mostra também que a “área circundante” e a “zona de amortecimento”, instrumentos legais de minimização dos impactos negativos das atividades humanas sobre as UC, podem não estar sendo efetivos. Nossos resultados sugerem, ainda, que essa elevada antropização nas vizinhanças não apenas das UC, mas dos demais remanescentes das redes (muitos dos quais são desprovidos de proteção legal) (Sparovek et al. 2010, 2012), parece se estender por todo o

bioma. Em paralelo aos instrumentos da legislação ambiental, a aplicação do modelo das redes ecológicas poderia fornecer um delineamento de zonas de impacto com vistas à funcionalidade da paisagem. A área da rede deve ser considerada, portanto, local com
2135 significativo potencial para o movimento da vida selvagem e para o direcionamento eficaz de ações de manejo que visem restaurar ou manter a conectividade funcional.

Não obstante, é preciso atentar-se para esse conflito entre o agronegócio e a conectividade, situado dentro das redes e trazido, em teoria, pelo modelo deste estudo. Como assinala Newton et al. (2012), é possível que os benefícios do desenvolvimento de redes
2140 ecológicas para a conservação, para serem alcançados, conflitem com a redução da produtividade agropecuária e terão de ser negociados e balanceados com os interesses do agronegócio (Sparovek et al. 2010). Os autores apontam que o custo-benefício final da implementação de ações de manejo com base em redes ecológicas depende de como o valor dos benefícios não-mercantis e as necessidades da biodiversidade são ponderados contra os
2145 custos gerados pela redução da produção agropecuária. E propõem que esquemas de pagamento por serviços ambientais (Soares-Filho et al. 2016) seriam interessantes em prol de fornecer aos proprietários de terra rendimentos que compensem suficientemente os custos incorridos. Por ora, nosso estudo fornece uma base conceitual sobre a qual novas pesquisas teórico-práticas podem ser desenvolvidas para a avaliação, por exemplo, do custo-benefício
2150 das redes ecológicas em relação à economia, serviços ecossistêmicos, conectividade e biodiversidade das paisagens do Cerrado.

As redes formadas pelos GF tolerantes apresentaram-se mais heterogêneas (vide resultados da LDA), maiores e em maior número do que aquelas formadas pelos GF sensíveis, independente da preferência de hábitat. Os menores requerimentos de área e as maiores
2155 capacidades de dispersão fixados colaboraram para que elas tenham sido formadas tanto em mais paisagens, quanto em maiores extensões dentro delas. As maiores extensões provavelmente permitiram às redes abarcar um maior espectro de características estruturais da paisagem, conferindo-lhes maior heterogeneidade. Com isso, notamos a aptidão do modelo em contemplar diferentes escalas espaciais de análises, resultado da parametrização
2160 diferencial aplicada na pretensão de representar as distintas percepções e uso das paisagens pelas espécies (Baguette e Van Dyck 2007), e as implicações disto nas características das redes. Para que as espécies mais generalistas, em geral caracterizadoras de GF tolerantes, não tenham demasiada importância em detrimento de outras estreitamente distribuídas ou endêmicas, as espécies poderiam ser ponderadas de acordo com seu status de conservação

2165 durante a definição dos parâmetros do modelo, como sugere Santini et al. (2016). A área de
vida e dispersão podem também ser modificadas para a aplicação de esquemas de substitutos
ecológicos, de modo que, havendo razoável sobreposição espacial desses parâmetros entre
espécies coabitantes da paisagem, um GF ou espécie sirva como guarda-chuva (Caro e
O'doherty 1999), auxiliando, simultaneamente, na conservação ou restauração da
2170 conectividade para várias espécies com diferentes requisitos ecológicos (Baguette et al. 2013;
Breckheimer et al. 2014). Ademais, a parametrização do modelo pode ser alterada em
trabalhos futuros para fins de testes de sensibilidade, aspecto não abarcado neste trabalho. De
toda forma, supomos que várias espécies que percebem a paisagem na escala por nós adotada
se encaixariam dentro dos limites dos quatro GF adotados neste trabalho.

2175 Os quatro GF foram eficientemente caracterizados por algumas métricas das redes,
mostrando que os arranjos funcionais da paisagem por elas produzidos responderam bem aos
parâmetros do modelo. Isto sugere que o manejo funcional da paisagem deve, idealmente, ser
elaborado e aplicado com base em indicadores específicos, a depender do grupo de organismo
de interesse considerado. Por exemplo, a área de savana dentro das redes teve grande
2180 influência na caracterização dos GF florestais. Logo, a manutenção das savanas distribuídas
adjacentemente às florestas, que são formações mais concentradas na paisagem, favorece
funcionalmente organismos florestais e mostra que o modelo das redes conseguiu capturar o
mosaico de fitofisionomias típico do Cerrado (Cardoso Da Silva e Bates 2002; Ribeiro e
Walter 2008). A discriminação dos GF mostrou também que, para os grupos florestais, é
2185 fundamental se considerar a manutenção dos numerosos fragmentos de diferentes tamanhos
na paisagem. Para o grupo savânico sensível, é importante a garantia dos grandes
remanescentes, enquanto que para o tolerante, deve-se considerar grande parte da matriz
como área potencial para a intervenções conservacionistas (vide resultados da LDA). De
modo geral, percebe-se que quanto menor a capacidade de dispersão do GF, talvez mais
2190 factíveis sejam intervenções que melhorem ou restaurem a conexão entre os fragmentos com
área mínima necessária ao organismo e as manchas adjacentes, tal como observado para
pássaros de sub-bosque da Mata Atlântica (Martensen et al. 2008).

A depender do GF, observamos fragmentos geograficamente próximos mas
funcionalmente isolados, e outros geograficamente isolados apesar de estarem funcionalmente
2195 conectados. Estas diferentes visões sobre a funcionalidade da paisagem fornecidas pelas redes
só são possíveis pela incorporação da matriz no planejamento de paisagens reais,
considerando-a com potencial conservacionista (Polasky et al. 2008; Watts et al. 2010). Isto

põe em xeque formas historicamente comuns de se pensar a conservação da paisagem, cujo foco encerra-se na proteção de manchas nativas e a reconexão física entre elas via restauração. 2200 É importante não deixar de sinalizar que a restauração *per se* é uma prática que, embora possa levar ao aumento da conectividade da paisagem, deve ter sua aplicação pesada em termos de custo-efetividade (Newton et al. 2012). Neste sentido, ponderar o arranjo das redes ecológicas na paisagem deveria ser uma prioridade de conservação, uma vez que por meio delas é possível considerar como área de hábitat disponível o conjunto de fragmentos conectados 2205 funcionalmente, e não apenas a área do fragmento, o que pode sustentar muitas espécies e populações (Martensen et al. 2008).

As paisagens apresentaram aumento da sua conectividade quando a probabilidade entre os pares de remanescentes foi considerada sob uma óptica funcional proporcionada pelo arranjo das redes, corroborando a importância de se incorporar aspectos funcionais nas 2210 análises de conectividade, de modo a trazer a elas mais realismo (Polasky et al. 2008). Quanto maior a extensão da paisagem englobada pelas redes, maior o efeito delas sobre a conectividade, provavelmente por assim estarem abarcados mais elementos e um maior gradiente de probabilidades de conexão entre as manchas. Para todos os GF, esse aumento da conectividade foi positivamente influenciado pela proporção de área nativa e desagregação 2215 entre os fragmentos, e negativamente afetado pelo número e quantidade de bordas dos mesmos. Sobre o arranjo das redes é possível aplicar, futuramente, exercícios de simulação de cenários de restauração vegetal ou melhoria da permeabilidade de áreas que maximizem o potencial aumento de conectividade da paisagem, a ser atestado, por exemplo, pela comparação do índice PC antes e depois da simulação (Watts et al. 2010; Newton et al. 2012; 2220 Bircol et al. 2018). De tal modo, pode-se elencar prioridades para a restauração, implementação de corredores ecológicos ou quaisquer outros tipos de intervenção (Rudnick et al. 2012; Santini et al. 2016).

Os principais influenciadores supracitados do incremento da conectividade funcional na presença das redes dialogam, de certa maneira, com o resultado que indicou serem as 2225 paisagens com níveis intermediários de fragmentação aquelas onde esse aumento se fez mais expressivo. Logo, a configuração dessas paisagens parece exercer maior efeito sobre conectividade, o que vai ao encontro da teoria do limiar de fragmentação, a qual diz que em paisagens com quantidades intermediárias de hábitat, a configuração dos hábitats é mais variável e observa-se uma diminuição acentuada da conectividade estrutural (Metzger e 2230 Décamps 1997; Joly et al. 2014; Villard e Metzger 2014). Isto faz delas focos prioritários de

conservação do Cerrado. Observamos a maior expressividade desta relação nos grupos savânicos. As savanas, pelo seu histórico de desproteção legal (Nunes 2014), suas características estruturais e seus locais de ocorrência, favorecem a instalação do agronegócio (Ferreira et al. 2013), padecendo de modo mais intenso aos efeitos da perda de área e
2235 fragmentação, o que certamente torna mais evidente e amplo um gradiente de estados de fragmentação. Por outro lado, as florestas sempre estiveram, em alguma medida, legalmente protegidas (Ganem 2009; Nunes 2014), mantendo nas paisagens estados de fragmentação limitados por estes níveis basais de proteção.

Conforme o uso agropecuário da terra foi se tornando predominante nas paisagens,
2240 observamos a redução significativa de sua conectividade. Esse decréscimo nem sempre foi contínuo, tendo havido picos de aumento do índice PC ao longo do gradiente de domínio, o que pode ser explicado pela influência de outros elementos que determinam a conectividade da paisagem para além da proporção das áreas remanescentes e antrópicas, como a configuração dos habitats (Fahrig 1998; Villard e Metzger 2014). Os grupos savânicos foram
2245 os mais prejudicados pela pecuária, talvez pelo fato dessa classe ser preferencialmente implantada em áreas anteriormente ocupadas por savanas e campos nativos e por requerer, segundo o modelo produtivo vigente, grandes áreas para seu desenvolvimento (Foley et al. 2011). Para que a conectividade da savana não seja tão impactada, faz-se imprescindível a continuidade os esforços para a consolidação da transição entre a criação extensiva (que
2250 atualmente lota, em média, 1,5 cabeças de gado por hectare de Cerrado) (IBGE 2017) e intensiva de gado, seguida da expansão das plantações sobre as pastagens (Sparovek et al. 2018), o que evitaria a eliminação de novas áreas para a expansão da pecuária (IIS 2015). A recuperação das pastagens degradadas, sua reconversão para savanas nativas ou o melhoramento do rendimento das terras agriculturáveis também podem ser opções, embora
2255 ainda custosas, contra novas supressões dessa formação (Strassburg et al. 2014; Galdino et al. 2016).

A conectividade das paisagens do grupo florestal tolerante foi mais prejudicada pela agricultura, enquanto a do grupo florestal sensível foi pela pastagem. Este resultado assinala uma aparente associação das pastagens às imediações das bordas florestais, e uma distribuição
2260 mais espalhada das plantações na paisagem. De modo geral, os resultados mostram que conforme a agropecuária foi se tornando dominante na paisagem, o efeito da rede sobre o aumento da conectividade foi também sendo reduzido. Isto indica que nas paisagens altamente antropizadas e convertidas (com, conseqüentemente, baixíssima cobertura vegetal -

vide capítulo 1), mesmo os arranjos espaciais com vistas à funcionalidade surtem menores
2265 mudanças na conectividade. Além disto, tais resultados apontam para uma tendência à
homogeneização funcional, além da estrutural e composicional (vide capítulo 1), que o
Cerrado vem sofrendo diante do avanço do agronegócio.

O grande destaque deste trabalho é o arcabouço da modelagem das redes ecológicas
funcionais, desenvolvido em linhas de comando no programa R, de fácil aplicação e
2270 replicabilidade, que pode ser parametrizado conforme os atributos ambientais da área de
estudo e dos organismos de interesse. Por hora, este trabalho representa a primeira tentativa
de estimar, de modo prático, a conectividade funcional em escala regional, tendo o Cerrado
como modelo. Além disso, a abordagem inclui a possibilidade de representatividade de várias
espécies ao mesmo tempo por meio de grupos funcionais. Ademais, as ferramentas aqui
2275 propostas permitem fornecer uma boa aproximação para identificar importantes áreas e
maneiras para a reversão da fragmentação, a partir das quais grandes melhorias podem,
potencialmente, ser alcançadas pelo melhor manejo espacial da paisagem.

É imprescindível que intervenções de manejo sejam planejadas com embasamento
científico (Pereira et al. 2011), sobretudo em regiões polarizadas, onde coexistem muito
2280 fortemente a relevância biológica e a pressão para o desmatamento. Apesar de sabermos que
os modelos de redes ecológicas não têm tido uma expressiva aplicação para fins de validação
prática (Boitani et al. 2007), entendemos que existem ecossistemas padecendo fortemente dos
efeitos da conversão de habitats nativos, ao exemplo do Cerrado. Isto torna imprescindível o
uso de uma abordagem robusta, apropriada como um guia útil e imediato, no planejamento de
2285 paisagens com urgências reais e atuais, tal como cremos ser o modelo proposto neste estudo
(Watts et al. 2010). Com esta abordagem, embasa-se um uso mais acertado dos parques fundos
de conservação disponíveis, melhorando significativamente a capacidade de entendimento e
gerenciamento de redes complexas e diversificadas de habitats em escalas regionais.

2290 **CONCLUSÃO**

Neste estudo, observamos que quanto maior a capacidade de dispersão e menor
requerimento de área dos GF, as redes ecológicas se fizeram presentes em mais paisagens, em
maior número e extensão dentro das mesmas. A agricultura perene e a pecuária foram as
classes antrópicas predominante dentro das redes. As redes dos quatro GF se diferenciaram
2295 eficientemente, principalmente pela a área da rede (principal caracterizadora do GF savânico
tolerante), área de savana no interior da rede (separadora dos GF florestais tolerante e

sensível), porcentagem de área nativa dentro da rede (principal caracterizadora do GF savânico sensível) e pelo número de fragmentos adequados (importante na diferenciação do GF florestal tolerante). A presença da rede aumentou significativamente a conectividade da paisagem, para todos os GF e as características das paisagens que influenciaram esse aumento foram as mesmas entre os grupos. A proporção de área nativa e o índice de divisão da paisagem tiveram as maiores influências positivas, enquanto o índice de adjacência, o número de fragmentos e o comprimento total de bordas de nativas influenciaram negativamente. O aumento da conectividade das paisagens proporcionado pelas redes se deu de modo mais acentuado nas paisagens com níveis intermediários de fragmentação, para os quatro GF, sendo acentuada esta relação nos grupos savânicos. O predomínio agropecuário na paisagem se relacionou negativamente com a conectividade das mesmas. A pastagem foi a classe que afetou negativamente os GF savânicos e o florestal sensível, enquanto a agricultura o fez principalmente para o GF florestal tolerante.

2310

REFERÊNCIAS

- Adriaensen F, Chardon JP, De Blust G et al (2003) The application of ‘least-cost’ modelling as a functional landscape model. *Landsc Urban Plan* 64:233–247. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(02\)00242-6](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(02)00242-6)
- Baguette M, Blanchet S, Legrand D et al (2013) Individual dispersal, landscape connectivity and ecological networks: dispersal, connectivity and networks. *Biol Rev* 88:310–326. <https://doi.org/10.1111/brv.12000>
- Baguette M, Van Dyck H (2007) Landscape connectivity and animal behavior: functional grain as a key determinant for dispersal. *Landsc Ecol* 22:1117–1129. <https://doi.org/10.1007/s10980-007-9108-4>
- Baum KA, Haynes KJ, Dilleuth FP, Cronin JT (2004) The matrix enhances the effectiveness of corridors and stepping stones. *Ecology* 85:2671–2676. <https://doi.org/10.1890/04-0500>
- Benchimol M, Peres CA (2015) Predicting local extinctions of Amazonian vertebrates in forest islands created by a mega dam. *Biol Conserv* 187:61–72. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.04.005>
- Bennett G (2004) Integrating biodiversity conservation and sustainable use: lessons learned from ecological networks. IUCN, Gland, Switzerland, and Cambridge, UK
- Bircol GAC, Souza MP de, Fontes AT et al (2018) Planning by the rules: a fair chance for the environment in a land-use conflict area. *Land Use Policy* 76:103–112. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.04.038>
- Bocchiglieri A, Mendonça AF, Henriques RPB (2010) Composição e diversidade de mamíferos de médio e grande porte no Cerrado do Brasil central. *Biota Neotrop* 10:169–176. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032010000300019>
- Boitani L, Falcucci A, Maiorano L, Rondinini C (2007) Ecological Networks as Conceptual Frameworks or Operational Tools in Conservation: Ecological Networks. *Conserv Biol* 21:1414–1422. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2007.00828.x>
- Brannstrom C, Jepson W, Filippi AM et al (2008) Land change in the Brazilian Savanna (Cerrado), 1986–2002: Comparative analysis and implications for land-use policy. *Land Use Policy* 25:579–595. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2007.11.008>
- Brasil (2015) Ministério do Meio Ambiente. Mapeamento do Uso e Uso do cerrado: projeto TerraClass Cerrado 2013. <http://www.dpi.inpe.br/tccerrado>. Accessed 05 May 2018
- Breckheimer I, Haddad NM, Morris WF et al (2014) Defining and evaluating the umbrella species concept for conserving and restoring landscape connectivity: umbrellas species for connectivity. *Conserv Biol* 28:1584–1593. <https://doi.org/10.1111/cobi.12362>
- Brooker L (2002) The application of focal species knowledge to landscape design in agricultural lands using the ecological neighbourhood as a template. *Landsc Urban Plan* 60:185–210. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(02\)00055-5](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(02)00055-5)

- 2345 Burnham KP, Anderson DR, Burnham KP (2002) Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach, 2nd ed. Springer, New York
- Cardoso Da Silva JM, Bates JM (2002) Biogeographic Patterns and Conservation in the South American Cerrado: A Tropical Savanna Hotspot. *BioScience* 52:225–233. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2002\)052\[0225:BPACIT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2002)052[0225:BPACIT]2.0.CO;2)
- 2350 Caro TM, O'Doherty G (1999) On the use of surrogate species in conservation biology. *Conserv Biol* 13:805–814. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1999.98338.x>
- Carvalho CTD, Vasconcellos LE (1995) Disease, food and reproduction of the maned wolf: *Chrysocyon brachyurus* (Illiger) (Carnivora, Canidae) in southeast Brazil. *Rev Bras Zool* 12:627–640.
- Carvalho FMV, De Marco P, Ferreira LG (2009) The Cerrado into-pieces: Hábitat fragmentation as a function of landscape use in the savannas of central Brazil. *Biol Conserv* 142:1392–1403. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.01.031>
- 2355 Coelho CM, de Melo LFB, Sábato MAL et al (2007) A note on the use of GPS collars to monitor wild maned wolves *Chrysocyon brachyurus* (Illiger 1815) (Mammalia, Canidae). *Appl Anim Behav Sci* 105:259–264. <https://doi.org/10.1016/j.applanim.2006.04.024>
- Correa Ayram CA, Mendoza ME, Etter A, Salicrup DRP (2016) Hábitat connectivity in biodiversity conservation: a review of recent studies and applications. *Prog Phys Geogr* 40:7–37. <https://doi.org/10.1177/0309133315598713>
- 2360 Costa E, Mauro R, Silva J (2009) Group composition and activity patterns of brown-nosed coatis in savanna fragments, Mato Grosso do Sul, Brazil. *Braz J Biol* 69:985–991. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842009000500002>
- 2365 Courtenay O, Macdonald DW, Gillingham S et al (2005) First observations on South America's largely insectivorous canid: the hoary fox (*Pseudalopex vetulus*). *J Zool* 268:45–54. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.2005.00021.x>
- Crawshaw PG, Quigley HB (1991) Jaguar spacing, activity and hábitat use in a seasonally flooded environment in Brazil. *J Zool* 223:357–370. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.1991.tb04770.x>
- 2370 Crooks KR, Burdett CL, Theobald DM et al (2017) Quantification of hábitat fragmentation reveals extinction risk in terrestrial mammals. *Proc Natl Acad Sci* 114:7635–7640. <https://doi.org/10.1073/pnas.1705769114>
- Crouzeilles R, Lorini ML, Grelle CEV (2010) Deslocamento na matriz para espécies da mata atlântica e a dificuldade da construção de perfis ecológicos. *Oecol Aust* 14:875–903. <https://doi.org/10.4257/oeco.2010.1404.06>
- 2375 Cushman SA, McGarigal K, Neel MC (2008) Parsimony in landscape metrics: strength, universality, and consistency. *Ecol Indic* 8:691–703. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2007.12.002>
- Cushman SA, Gutzweiler K, Evans JS, McGarigal K (2010) The gradient paradigm: a conceptual and analytical framework for landscape ecology. In: Cushman SA, Huettmann F (eds) *Spatial Complexity, Informatics, and Wildlife Conservation*. Springer Japan, Tokyo, pp 83–108
- 2380 Debinski DM (2006) Forest fragmentation and matrix effects: the matrix does matter. *J Biogeogr* 33:1791–1792. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2006.01596.x>
- Dietz J M (1984) Ecology and social organization of the maned wolf (*Chrysocyon brachyurus*). *Smithsonian contributions to zoology* 392
- 2385 Etherington TR (2016) Least-cost modelling and landscape ecology: concepts, applications, and opportunities. *Curr Landscape Ecol Rep* 1:40–53. <https://doi.org/10.1007/s40823-016-0006-9>
- Eycott AE, Stewart GB, Buyung-Ali LM et al (2012) A meta-analysis on the impact of different matrix structures on species movement rates. *Landsc Ecol* 27:1263–1278. <https://doi.org/10.1007/s10980-012-9781-9>
- 2390 Fahrig L (1998) When does fragmentation of breeding hábitat affect population survival? *Ecol Modell* 105:273–292. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(97\)00163-4](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(97)00163-4)
- Fahrig L (2002) Effect of hábitat fragmentation on the extinction threshold: a synthesis. *Ecol Appl* 12:346–353
- Fahrig L (2003) Effects of hábitat fragmentation on biodiversity. *Annu Rev Ecol Evol Syst* 34:487–515. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>
- 2395 Ferreira ME, Ferreira LG, Latrubesse EM, Miziara F (2016) Considerations about the land use and conversion trends in the savanna environments of Central Brazil under a geomorphological perspective. *J Land Use Sci* 11:33–47. <https://doi.org/10.1080/1747423X.2013.845613>
- Fischer J, Lindenmayer D (2006) Beyond fragmentation: the continuum model for fauna research and conservation in human-modified landscapes. *Oikos* 112:473–480. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2006.14148.x>
- 2400 Foley JA, Ramankutty N, Brauman KA et al (2011) Solutions for a cultivated planet. *Nature* 478:337–342. <https://doi.org/10.1038/nature10452>

- Forman RTT (1995) Some general principles of landscape and regional ecology. *Landsc Ecol* 10:133–142. <https://doi.org/10.1007/BF00133027>
- 2405 Françaoso RD, Brandão R, Nogueira CC et al (2015) Hábitat loss and the effectiveness of protected areas in the Cerrado Biodiversity Hotspot. *Nat Conserv* 13:35–40. <https://doi.org/10.1016/j.ncon.2015.04.001>
- Galdino S, Sano EE, Andrade RG et al (2016) Large-scale modeling of soil erosion with RUSLE for conservationist planning of degraded cultivated brazilian pastures: modeling soil erosion of degraded pastures from Brazil. *Land Degrad Dev* 27:773–784. <https://doi.org/10.1002/ldr.2414>
- 2410 Ganem RS (2009) Calculo da Reserva Legal em fun cao das diferentes fitofisionomias da Amazônia Legal. Brasília: Consultoria Legislativa da Câmara dos Deputados, Estudo. <http://bd.camara.gov.br/bd/handle/bdcamara/1306>. Accessed 01 February 2019
- Ganem RS, Drummond JA, Franco JL de A (2013) Conservation polices and control of hábitat fragmentation in the Brazilian Cerrado biome. *Amb Soc* 16:99–118. <https://doi.org/10.1590/S1414-753X2013000300007>
- 2415 Garcia FN, Ferreira LG, Leite JF (2011)  reas protegidas no bioma Cerrado: fragmentos vegetacionais sob forte pressão. In: *Annals XV Brazilian Symposium on Remote Sensing, Curitiba, Brazil, April 30 to May 5*, pp 4086–4093
- Guimaraes (1997)  rea de vida, territorialidade e dieta do tatu-bola, *Tolypeutes tricinctus* (Xenarthra, Dasypodidae) num Cerrado do Brasil Central. Dissertation, University of Brasília
- 2420 Haddad NM, Brudvig LA, Clobert J et al (2015) Hábitat fragmentation and its lasting impact on Earth’s ecosystems. *Sci Adv* 1:e1500052. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1500052>
- Hansbauer MM, Storch I, Knauer F et al (2010) Landscape perception by forest understory birds in the Atlantic Rainforest: black-and-white versus shades of grey. *Landsc Ecol* 25:407–417. <https://doi.org/10.1007/s10980-009-9418-9>
- 2425 Hanski I (1998) Metapopulation dynamics. *Nature* 396:41–49
- Hilbers JP, Schipper AM, Hendriks AJ et al (2016) An allometric approach to quantify the extinction vulnerability of birds and mammals. *Ecology* 97:615–626. <https://doi.org/10.1890/14-2019.1>
- Holt RD, Bowers MA (1999) Experimental design at the landscape scale. In: Barrett GW, Peles JD (eds) *Landscape Ecology of Small Mammals*. Springer New York, New York, NY, pp 263–285
- 2430 Humphrey JW, Watts K, Fuentes-Montemayor E et al (2015) What can studies of woodland fragmentation and creation tell us about ecological networks? A literature review and synthesis. *Landsc Ecol* 30:21–50. <https://doi.org/10.1007/s10980-014-0107-y>
- IBGE (2004) Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Mapa de Biomas do Brasil (Escala 1:5.000.000). <https://www.ibge.gov.br/geociencias-novoportal/informacoes-ambientais/estudos-ambientais/15842-biomas>. Accessed 27 March 2019
- 2435 IBGE (2015) Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. ftp://geofp.ibge.gov.br/cartas_e_mapas/bases_cartograficas_continuas/bc250/. Accessed 22 May 2018
- IBGE (2017) Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Censo Agropecuário 2017. <https://sidra.ibge.gov.br/tabela/6783>. Accessed 10 February 2019
- 2440 IIS (2015) Instituto Internacional para Sustentabilidade. Análise econômica de uma pecuária mais sustentável. <http://www.iis-rio.org/media/publications/relatorio-BC-FINAL.pdf>. Accessed 10 February 2019
- INPE (2018) Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. Projeto Prodes Cerrado: Mapeamento do desmatamento do Cerado com imagens de satélite. <http://www.dpi.inpe.br/fipcerrado/>. Accessed 10 September 2018
- 2445 Jackson HB, Fahrig L (2012) What size is a biologically relevant landscape? *Landsc Ecol* 27:929–941. <https://doi.org/10.1007/s10980-012-9757-9>
- J cimo AT de A, Kashivakura CK, Ferro C et al (2009) Home range and spatial organization of maned wolves in the brazilian grasslands. *J Mammal* 90:150–157. <https://doi.org/10.1644/07-MAMM-A-380.1>
- Joly CA, Metzger JP, Tabarelli M (2014) Experiences from the Brazilian Atlantic Forest: ecological findings and conservation initiatives. *New Phytol* 204:459–473. <https://doi.org/10.1111/nph.12989>
- 2450 Jongman RH, Pungetti G (2004) *Ecological networks and greenways: concept, design, implementation*. Cambridge University Press, Cambridge
- King AW, With KA (2002) Dispersal success on spatially structured landscapes: when do spatial pattern and dispersal behavior really matter? *Ecol Modell* 147:23–39. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(01\)00400-8](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(01)00400-8)
- 2455 Klink CA, Machado RB (2005) Conservation of the Brazilian Cerrado. *Conserv Biol* 19:707–713. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00702.x>
- Kupfer JA, Malanson GP, Franklin SB (2006) Not seeing the ocean for the islands: the mediating influence of matrix-based processes on forest fragmentation effects. *Glob Ecol Biogeogr* 15:8–20. <https://doi.org/10.1111/j.1466-822X.2006.00204.x>
- 2460 LAPIG (2000) Laboratório de Processamento de Imagens e Geoprocessamento. Declividade do Brasil. <http://maps.lapig.iesa.ufg.br/lapig.html>. Accessed 06 January 2017

- Lima E de S, DeMatteo KE, Jorge RSP et al (2012) First telemetry study of bush dogs: home range, activity and hábitat selection. *Wildl Res* 39:512–519. <https://doi.org/10.1071/WR11176>
- 2465 Lima ES, Jorge MLSP, Jorge RSP, Morato RG (2015) The bush dog *Speothos venaticus*: area requirement and hábitat use in cultivated lands. *Oryx* 49:64–70. <https://doi.org/10.1017/S0030605314000076>
- Marques A, Schneider M, Alho C (2011) Translocation and radiotelemetry monitoring of black-tailed marmosets, *Callithrix* (*Mico melanura* (É. Geoffroy in Humboldt)), in a wildlife rescue operation in Brazil. *Braz J Biol* 71:983–989. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842011000500018>
- 2470 Martensen AC, Pimentel RG, Metzger JP (2008) Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic Rain Forest: Implications for conservation. *Biol Conserv* 141:2184–2192. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.06.008>
- McGarigal K (2014) Landscape pattern metrics. Wiley StatsRef: Statistics Reference Online.
- Mcgarigal K, Cushman SA (2002) Comparative evaluation of experimental approaches to the study of habitat fragmentation effects. *Ecol Appl* 12:335–345
- 2475 McGarigal K, Cushman SA, Neel MC, Ene E (2002) Fragstats: spatial pattern analysis program for categorical maps. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst. <https://umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>. Accessed 06 January 2017
- McIntyre S, Hobbs R (1999) A framework for conceptualizing human effects on landscapes and its relevance to management and research models. *Conserv Biol* 13:1282–1292. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1999.97509.x>
- 2480 Melo LFB de, Sábato MAL, Magni EMV et al (2007) Secret lives of maned wolves (*Chrysocyon brachyurus* Illiger 1815): as revealed by GPS tracking collars. *J Zool* 271:27–36. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.2006.00176.x>
- 2485 Metzger JP (2001) O que é ecologia de paisagens? *Biota Neotrop* 1:1–9. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032001000100006>
- Metzger JP (2006) Como lidar com regras pouco óbvias para conservação da biodiversidade em paisagens fragmentadas. *Nat Conserv* 4:11–23
- Metzger JP et al (2007) O uso de modelos em ecologia de paisagens. *Megadiversidade* 3:64–73
- 2490 Metzger J-P, Décamps H (1997) The structural connectivity threshold: an hypothesis in conservation biology at the landscape scale. *Acta Oecol* 18:1–12. [https://doi.org/10.1016/S1146-609X\(97\)80075-6](https://doi.org/10.1016/S1146-609X(97)80075-6)
- Miranda GD (2004) Ecologia e conservação do tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*, Linnaeus, 1758) no Parque Nacional das Emas. PhD dissertation, University of Brazilia
- Miranda GHB de, Faria DS de (2001) Ecological aspects of black-pincelled marmoset (*Callithrix penicillata*) in the cerrado and dense cerrado of the Brazilian Central Plateau. *Braz J Biol* 61:397–404. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842001000300008>
- 2495 Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, Da Fonseca GA, Kent J (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:853–858
- Newton AC, Hodder K, Cantarello E et al (2012) Cost-benefit analysis of ecological networks assessed through spatial analysis of ecosystem services. *J Appl Ecol* 49:571–580. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2012.02140.x>
- 2500 Nunes EJ da S (2014) Consolidação do uso agropecuário em área de reserva legal: uma proposta metodológica de aplicação do Art. 68 do Código Florestal (Lei nº 12.651/2012). PhD dissertation, University of Sao Paulo
- 2505 Opdam P, Foppen R, Vos C (2002) Bridging the gap between ecology and spatial planning in landscape ecology. *Landsc Ecol* 16:767–779
- Opdam P, Pouwels R, Rooij S van et al (2008) Setting biodiversity targets in participatory regional planning: introducing ecoprofiles. *Ecol Soc* 13:20. <https://doi.org/10.5751/ES-02438-130120>
- Opdam P, Steingröver E, Rooij S van (2006) Ecological networks: a spatial concept for multi-actor planning of sustainable landscapes. *Landsc Urban Plan* 75:322–332. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2005.02.015>
- 2510 Opdam P, van Apeldoorn R, Schotman A, Kalkhoven J (1993). Population responses to landscape fragmentation. In: Vos CC, Opdam P (eds) *Landscape ecology of a stressed environment*. Dordrecht, Springer, pp 147–171
- 2515 Pascual-Hortal L, Saura S (2008) Integrating landscape connectivity in broad-scale forest planning through a new graph-based hábitat availability methodology: application to capercaillie (*Tetrao urogallus*) in Catalonia (NE Spain). *Eur J For Res* 127:23–31. <https://doi.org/10.1007/s10342-006-0165-z>
- Pereira M, Segurado P, Neves N (2011) Using spatial network structure in landscape management and planning: A case study with pond turtles. *Landsc Urban Plan* 100:67–76. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2010.11.009>
- 2520 Polasky S, Nelson E, Camm J et al (2008) Where to put things? Spatial land management to sustain biodiversity and economic returns. *Biol Conserv* 141:1505–1524. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.03.022>

- Prevedello JA, Vieira MV (2010) Does the type of matrix matter? A quantitative review of the evidence. *Biodivers Conserv* 19:1205–1223. <https://doi.org/10.1007/s10531-009-9750-z>
- 2525 R Core Team (2017) R: A Language and Environment for Statistical Computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing. <https://www.r-project.org/>. Accessed 06 January 2017
- Redford KH, Fonseca GAB (1986) The role of gallery forests in the zoogeography of the cerrado's non-volant mammalian fauna. *Biotropica* 18:126–135
- 2530 Reed GC, Litvaitis JA, Callahan C et al (2017) Modeling landscape connectivity for bobcats using expert-opinion and empirically derived models: how well do they work? *Anim Conserv* 20:308–320. <https://doi.org/10.1111/acv.12325>
- Ribeiro JF, Walter BMT (2008) As principais fitofisionomias do Bioma Cerrado. In: Sano SM, Almeida SP de, Ribeiro JF (eds) *Cerrado, Ecologia e flora*. Brasília, Embrapa, pp 151–212
- Ricketts TH (2001) The matrix matters: effective isolation in fragmented landscapes. *Am Nat* 158:87–99
- 2535 Rocha GF, Ferreira LG, Ferreira NC, Ferreira ME (2011) Detecção de desmatamentos no bioma Cerrado entre 2002 e 2009: padrões, tendências e impactos. *Rev Bras Cartogr*, 63:341–349
- Rodrigues FHG, Marinho-Filho J, dos Santos HG (2001) Home ranges of translocated lesser anteaters *Tamandua tetradactyla* in the cerrado of Brazil. *Oryx* 35:166–169. <https://doi.org/10.1046/j.1365-3008.2001.00162.x>
- 2540 Rudnick D, Ryan SJ, Beier P et al (2012) The role of landscape connectivity in planning and implementing conservation and restoration priorities. *Issues in Ecology*. Report No. 16. Washington, Ecological Society of America
- Rueda M, Hawkins BA, Morales-Castilla I et al (2013) Does fragmentation increase extinction thresholds? A European-wide test with seven forest birds: Forest fragmentation and extinction thresholds. *Glob Ecol Biogeogr* 22:1282–1292. <https://doi.org/10.1111/geb.12079>
- 2545 Sano EE, Rosa R, Brito JLS, Ferreira LG (2010) Land cover mapping of the tropical savanna region in Brazil. *Environ Monit Assess* 166:113–124. <https://doi.org/10.1007/s10661-009-0988-4>
- Santini L et al (2013) Ecological correlates of dispersal distance in terrestrial mammals. *Hystrix* 24:181–186. <https://doi:10.4404/hystrix-24.2-8746>
- 2550 Santini L, Saura S, Rondinini C (2016) A composite network approach for assessing multi-species connectivity: an application to road defragmentation prioritisation. *PLoS One* 11:e0164794. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0164794>
- Santos-Filho M, Silva MNF (2002). Uso de habitats por mamíferos em área de Cerrado do Brasil Central: um estudo com armadilhas fotográficas. *Rev Bras Zoociências* 4:57–73
- 2555 Saura S, Pascual-Hortal L (2007) A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: Comparison with existing indices and application to a case study. *Landsc Urban Plan* 83:91–103. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2007.03.005>
- Saura S, Torné J (2009) Conefor Sensinode 2.2: A software package for quantifying the importance of habitat patches for landscape connectivity. *Environ Model Softw* 24:135–139. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2008.05.005>
- 2560 Shaw JH, Machado-Neto J, Carter TS (1987) Behavior of free-living giant anteaters (*Myrmecophaga tridactyla*). *Biotropica* 19:255. <https://doi.org/10.2307/2388344>
- Silva KFM da, Henriques RPB (2009) Ecologia de população e área de vida do tatu-mirim (*Dasytus septemcinctus*) em um Cerrado no Brasil Central. *Edentata* 8–10:48–53. <https://doi.org/10.1896/020.010.0103>
- 2565 Silveira L (2004) Ecologia comparada e conservação da onça-pintada (*Panthera onca*) e onça-parda (*Puma concolor*), no Cerrado e Pantanal. PhD dissertation, University of Brazilia
- Silveira L, Jácomo AT de A, Furtado MM et al (2009) Ecology of the giant armadillo (*Priodontes maximus*) in the grasslands of central Brazil. *Edentata* 8–10:25–34. <https://doi.org/10.1896/020.010.0112>
- 2570 Soares-Filho B, Rajão R, Merry F et al (2016) Brazil's Market for Trading Forest Certificates. *PLoS One* 11:e0152311. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0152311>
- Sollmann R, Furtado MM, Gardner B et al (2011) Improving density estimates for elusive carnivores: accounting for sex-specific detection and movements using spatial capture–recapture models for jaguars in central Brazil. *Biol Conserv* 144:1017–1024. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.12.011>
- 2575 Sparovek G, Berndes G, Barretto AG de OP, Klug ILF (2012) The revision of the Brazilian Forest Act: increased deforestation or a historic step towards balancing agricultural development and nature conservation? *Environ Sci Policy* 16:65–72. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2011.10.008>
- Sparovek G, Berndes G, Klug ILF, Barretto AGOP (2010) Brazilian Agriculture and Environmental Legislation: Status and Future Challenges. *Environ Sci Technol* 44:6046–6053. <https://doi.org/10.1021/es1007824>
- 2580 Sparovek G, Guidotti V, Pinto LFG et al (2018) Asymmetries of cattle and crop productivity and efficiency during Brazil's agricultural expansion from 1975 to 2006. *Elem Sci Anth* 6:25. <https://doi.org/10.1525/elementa.187>

- Strassburg BBN, Brooks T, Feltran-Barbieri R et al (2017) Moment of truth for the Cerrado hotspot. *Nat Ecol Evol* 1:0099. <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0099>
- 2585 Strassburg BBN, Latawiec AE, Barioni LG et al (2014) When enough should be enough: Improving the use of current agricultural lands could meet production demands and spare natural habitats in Brazil. *Glob Environ Change* 28:84–97. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.06.001>
- Tabachnick BG, Fidell LS (2013) *Using multivariate statistics*, 6th edn. Allyn & Bacon/Pearson Education, Boston
- 2590 Taylor PD, Fahrig L, Henein K, Merriam G (1993) Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos* 68:571–573. <https://doi.org/10.2307/3544927>
- Tischendorf L, Fahrig L (2000) On the usage and measurement of landscape connectivity. *Oikos* 90:7–19. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2000.900102.x>
- Tischendorf L, Fahrig L (2001) On the use of connectivity measures in spatial ecology. A reply. *Oikos* 95:152–155
- 2595 Trovati R, Brito B (2009) Nota sobre deslocamento e área de uso de tamanduá-mirim (*Tamandua tetradactyla*) translocado no Cerrado brasileiro. *Neotrop Biol Conserv* 4:144–149. <https://doi.org/10.4013/nbc.2009.43.04>
- Trovati RG, Brito BA de, Duarte JMB (2007) Área de uso e utilização de habitat de cachorro-do-mato (*Cerdocyon thous* Linnaeus, 1766) no cerrado da região central do Tocantins, Brasil. *Mastozool Neotrop* 14:61–68
- 2600 Trovati RG, Brito BA de, Duarte JMB (2010) Habitat use and home range of brown-nosed coati, *Nasua nasua* (Carnivora: Procyonidae) in the Brazilian Cerrado biome. *Rev Biol Trop* 58:1069–1077. <https://doi.org/10.15517/rbt.v58i2.5263>
- Turner MG (1989) Landscape ecology: the effect of pattern on process. *Annu Rev Ecol Evol Syst* 2:171–197
- 2605 Turner MG, Gardner RH, O'Neill RV (2001) Introduction to models. In: Turner MG, Gardner RH, O'Neill RV (eds) *Landscape ecology in theory and practice: pattern and process*. New York, Springer, pp 47–70
- Uezu A, Beyer DD, Metzger JP (2008) Can agroforest woodlots work as stepping stones for birds in the Atlantic forest region? *Biodivers Conserv* 17:1907–1922. <https://doi.org/10.1007/s10531-008-9329-0>
- Uezu A, Metzger JP, Vielliard JM (2005). The effect of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. *Biol Conserv* 123:507–519. <https://doi:10.1016/j.biocon.2005.01.001>
- 2610 Urban D, Keitt T (2001) Landscape connectivity: a graph-theoretic perspective. *Ecology* 82:1205–1218
- Vanderwal J, Falconi L, Januchowski S, Shoo L, Storlie C (2014) Package SDMTTools - Species Distribution Modelling Tools: tools for processing data associated with species distribution modeling exercises. <http://www.rforge.net/SDMTTools/>. Accessed 20 January 2019
- 2615 Villard MA, Metzger JP (2014) Review: Beyond the fragmentation debate: a conceptual model to predict when habitat configuration really matters. *J Appl Ecol* 51:309–318. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12190>
- Vos CC, Verboom J, Opdam PFM, Ter Braak CJF (2001) Toward ecologically scaled landscape indices. *Am Nat* 157:24–41. <https://doi.org/10.1086/317004>
- 2620 Wang Y, Li Y, Cao H, Xiong M, Shugart YY, Jin L (2015) Efficient test for nonlinear dependence of two continuous variables. *BMC bioinformatics* 16:260. <https://doi.org/10.1186/s12859-015-0697-7>
- Watts K, Eycott AE, Handley P et al (2010) Targeting and evaluating biodiversity conservation action within fragmented landscapes: an approach based on generic focal species and least-cost networks. *Landsc Ecol* 25:1305–1318. <https://doi.org/10.1007/s10980-010-9507-9>
- 2625 Watts K, Handley P (2010) Developing a functional connectivity indicator to detect change in fragmented landscapes. *Ecol Indic* 10:552–557. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2009.07.009>
- Xiao H, Liu Y, Yu Z et al (2014) Combination of ecoprofile and least-cost model for eco-network planning. *Chin Geogr Sci* 24:113–125. <https://doi.org/10.1007/s11769-014-0660-y>
- Zeller KA, McGarigal K, Whiteley AR (2012) Estimating landscape resistance to movement: a review. *Landsc Ecol* 27:777–797. <https://doi.org/10.1007/s10980-012-9737-0>
- 2630

2635

MATERIAL SUPLEMENTAR

2640 Tabela S1. Comandos utilizados para geração do modelo de redes ecológicas, das métricas de composição, dos índices estruturais e do índice de probabilidade (PC). Estão apresentados os comandos apenas para o grupo funcional florestal sensível de mamíferos terrestres do Cerrado; para os demais grupos, a rotina se repete com as respectivas alterações nos valores de área mínima, capacidade de dispersão e preferência de hábitat.

```
2645 ### Preparação dos arquivos ###  
library(raster)  
  
# Definindo diretório de trabalho  
setwd("C:/Users/labsig/Desktop/2")  
2650 nativas_flor = "C:/Users/labsig/Desktop/2/nat_flor/"  
pais = "C:/Users/labsig/Desktop/2/paisag/"  
decliv = "C:/Users/labsig/Desktop/2/decliv/"  
gf_fs = "C:/Users/labsig/Desktop/2/gf_flor_sen/"  
2655 rodov = "C:/Users/labsig/Desktop/2/rodovias/"  
rd = "C:/Users/labsig/Desktop/2/rd/"  
  
# Selecionando paisagens a serem trabalhadas  
selecao = read.csv("selecao.csv",h = T)  
selecao = as.vector(selecao[,1])  
  
2660 usosolo = c("")  
decliv = c("")  
rodo = c("")  
  
2665 i=1  
for(i in 1:length(selecao)){  
  usosolo = c(usosolo, paste("paisag",selecao[i], ".tif",sep=""))  
  decliv = c(decliv, paste("decliv",selecao[i], ".tif",sep=""))  
  rodo = c(rodo, paste("rodo",selecao[i], ".tif",sep=""))  
2670 }  
usosolo = usosolo[-1]  
decliv = decliv[-1]  
rodo = rodo[-1]  
  
2675 cell = length(usosolo) # armazena o número de arquivos "paisag"
```

```

# Parâmetros para a reclassificação das paisagens (seleção apenas da classe florestal)
flor = c(1,5,NA,6,6,1,7,128,NA) #classes 1 a 5 e 7 a 128 = NA, permanência apenas da classe 6 (floresta)
mflor = matrix(flor,byrow=T,ncol=3)
2680

# Parâmetros para a reclassificação da matriz (pesos) das classes de uso do solo, diferentes com relação a percepção do GF florestal,
a similaridade estrutural e a modificação ecológica. Variam de 1 a 130. Os pares representam o número da classe e seu peso
matriz_flor = c(1,65,2,55,3,110,4,120,5,25,6,1,7,130,8,90,9,NA,10,80,11,75,12,20,13,50,14,100,15,NA,26,NA,99,NA,128,NA)
m_flor = matrix(matriz_flor,byrow = T,ncol = 2)
2685

# Área mínima adequada (requerida) dos fragmentos para cada grupo funcional (threshold). Área de 1 pixel; 30mx30m = 900m2
th.flor.sen = 93333

# Peso da importância das variáveis 'declividade' e 'peso` na composição da superfície de custo (cost surface)
2690 peso.decl = 0.10
      peso.uso = 0.70
      peso.rod = 0.20

i = 1
2695 for(i in 1:cell){
      print(paste("Processando paisagem",i,"de",cell)) # apenas para mostrar uma mensagem de progresso
      sufixo = substr(usosolo[i],7,nchar(usosolo[i]))
      sufixo = sub(".tif","",sufixo) # substitui .tif por nada
2700 tmp = raster(paste(pais,paste("paisag",sufixo,".tif",sep=""),sep="")) # abre uma paisagem; paste=junta o caminho do diretório +
      arquivo; sep= tira o espaço entre o nome do diretório + arquivo; tmp=arquivos temporários

      print("...reclassificando mapas")
      tmp0a = reclassify(tmp,m_flor,right=NA) # cria pesos para classes da paisagem - florestal
      tmp1 = reclassify(tmp,mflor,right=NA) # cria paisagem apenas com fragmentos florestais
2705 writeRaster(tmp1,paste(nativas_flor,"nat_flor_",sufixo,".tif",sep=""),overwrite=T) # grava manchas nativas de floresta

      print("...desagrupando fragmentos nativos")
      tmp1a = clump(tmp1) # separação dos fragmentos florestais na paisagem como unidades separadas
2710

      print("...calculando frequencia de celulas")
      f.flor = freq(tmp1a, useNA="no") # número de pixels para cada fragmento florestal

# Geração da superfície de custo das paisagens (cost surface)
2715 print("...processando custo das paisagens para os grupos funcionais")
      decliv1 = raster(paste(decl,"decliv",sufixo,".tif",sep="")) # abre a declividade da paisagem 'i'
      decliv2 = 10/(1+200*exp(-0.11*decliv1))
      writeRaster(decliv2,paste(rd,"decliv ",sufixo,".tif",sep=""),overwrite=T)
      decliv2 = stretch(decliv2,1,130) # faz o escalonamento dos valores para 0 a 100

```

```

2720   rodo1 = raster(paste(rodov,"rodo",sufixo,".tif",sep=""))
       rodo2 = 10/(1+0.009*exp(0.006*rodo1))
       writeRaster(rodo2,paste(rd,"rodo_",sufixo,".tif",sep=""),overwrite=T)
       rodo2 = stretch(rodo2,1,130)

2725   custo_flor = (tmp0a*peso.uso)+(decliv2*peso.decl)+(rodo2*peso.rodo)
       writeRaster(custo_flor,paste(rd,"custo_flor_",sufixo,".tif",sep=""),overwrite=T)

       # Analises para floresta sensível
2730   f.flor.sen = which(f.flor[,2] >= th.flor.sen) # identificação dos fragmentos com área adequada
       if(length(f.flor.sen) > 0){
           print(".....processando grupo funcional floresta sensível")
           f.flor.sen= cbind(f.flor.sen,rep(1,length(f.flor.sen))) # geração do código
2735   lixo = which(f.flor[,2] < th.flor.sen) # identificação dos fragmentos a serem descartados
           lixo = cbind(lixo,rep(NA,length(lixo))) # geração do código
           m.flor.sen=rbind(f.flor.sen,lixo) # junção dos arquivos
           m.flor.sen = as.matrix(m.flor.sen) # transformação em matriz
           colnames(m.flor.sen) = NULL # supressão dos nomes das colunas
2740   tmp1c = reclassify(tmp1a,m.flor.sen,right=NA) # reclassificação da imagem
       writeRaster(tmp1c,paste(gf_fs,"manchas_fs_",sufixo,".tif",sep=""),overwrite=T) # usar para sobrepor as redes e calcular as
       métricas
       print(".....calculando a distancia dos fragmentos - flor sensível")
       dist1c = distance(tmp1c) # distancias euclidianas a partir dos fragmentos florestal sensível
2745   writeRaster(dist1c,paste(gf_fs,"dist_fs_",sufixo,".tif",sep=""),overwrite=T)
       tmp4 = dist1c*custo_flor #custo x distancia
       tmp4 = stretch(tmp4,dist1c@data@min,dist1c@data@max)
       writeRaster(tmp4,paste(gf_fs,"costdist_fs_",sufixo,".tif",sep=""),overwrite=T)
       }

2750   rm(list=ls())

       ### Geração das redes ecológicas ###

       # Sobreposição dos mapas de nativas (com todos os fragmentos e apenas os adequados ao GF) com o mapa das redes, e atribuição de
2755   números a cada um dos mapas

       library(raster)

       # Definindo diretório de trabalho
2760   setwd("C:/Users/labsig/Desktop/2")
       pais = "C:/Users/labsig/Desktop/2/paisag/"
       nativas_flor = "C:/Users/labsig/Desktop/2/nat_flor/"

```

```

nativas_sav = "C:/Users/labsig/Desktop/2/nat_sav/"
gf_fs = "C:/Users/labsig/Desktop/2/gf_flor_sen/"
2765 usosolo = dir(pais,pattern="paisag") # lista arquivos que começam com "paisag" dentro dos diretórios definidos

# Área mínima adequada (requerida) dos fragmentos para cada grupo funcional (threshold). Área de 1 pixel; 30mx30m = 900m2.
th.flor.sen = 93333

2770 # Limites de dispersão dos GF em metros
thresh_flor_sen = 1300

## ATENCAO. Executar novamente as linhas 19 a 36 para recriar a relação das paisagens selecionadas

2775 i=1
for (i in 1:cell){
  sufixo = substr(usosolo[i],7,nchar(usosolo[i]))
  sufixo = sub(".tif","",sufixo)
2780 print(paste("Procurando arquivos da paisagem",sufixo,"(",i,"de",cell,")"))

  if(file.exists(paste(pais,paste("paisag",sufixo,".tif",sep=""),sep=""))){
    tmp00 = raster(paste(pais,paste("paisag",sufixo,".tif",sep=""),sep="")) # lê o mapa da paisagem (uso do terra)
  }
  if(file.exists(paste(nativas_flor,paste("nat_flor_",sufixo,".tif",sep=""),sep=""))){
2785 tmp0 = raster(paste(nativas_flor,paste("nat_flor_",sufixo,".tif",sep=""),sep="")) # lê mapa de manchas florestais
  }

  # Construindo rede Florestal Sensível
  if(file.exists(paste(gf_fs,paste("manchas_fs_",sufixo,".tif",sep=""),sep=""))){
2790 print(paste("trabalhando com GF-FS da paisagem",sufixo))
    tmp2 = raster(paste(gf_fs,paste("manchas_fs_",sufixo,".tif",sep=""),sep="")) # lê o mapa de nativas adequadas
    tmp2[] = ifelse(is.na(tmp2[]),0,2) # reclassifica nativas adequadas em 0 e 2, transformando NA em 0 e 1 em 2
    tmp2[tmp2==2]=3 # reclassifica nativas adequadas, transformando 2 em 3
2795 tmp3 = raster(paste(gf_fs,paste("costdist_fs_",sufixo,".tif",sep=""),sep="")) # lê o mapa de custo
    tmp3[] = ifelse(tmp3[]<=thresh_flor_sen,1,0) # reclassifica custo pelo limite dispersão do GF
    print("..gerando redes")
    tmp3 = clump(tmp3) # separa cada rede
    tam = freq(tmp3, useNA = "no") # define frequência de células de cada uma redes
    tmp3 = reclassify(tmp3,tam,right=NA) # reclassifica as redes conforme o tamanho
2800 tmp3[] = ifelse(tmp3[]<=th.flor.sen,0,1) # atribui 0 para redes com área menor do que a área mínima do GF e 1 para as demais
    tmp3 = clump(tmp3)
    writeRaster(tmp3,paste(gf_fs,paste("num_redes_fs_",sufixo,".tif",sep=""),sep=""),overwrite=T)

    # Gerar paisagem com 5 classes (0 = matriz, 1 = rede - zona sem nativas, 2 = nativas na matriz, 3 = nativas não adequadas na rede,
2805 6 = nativas adequadas)

```

```

tmp3[tmp3>1]=1 # depois do clump, voltar o tmp3 para 2 classes (0 = matriz e 1 = rede)
tmp3[is.na(tmp3)] = 0 # transformar NA em 0
tmp0[is.na(tmp0)] = 0 # transformar NA em 0
2810 tmp0[tmp0==1]=2 # transformar 1 em 2
tmp3a = tmp3 + tmp0 # redes + todas as nativas da paisagem
tmp3a = tmp3a + tmp2 # redes + todas as nativas da paisagem + nativas adequadas
writeRaster(tmp3a,paste(gf_fs, "redefs_",sufixo,".tif",sep=""),overwrite=T)
tmp4 = tmp2 + tmp3 # soma as nativas adequadas com a rede
2815 tmp4[tmp4==4]=0 # muda a classe de manchas adequadas para 0 (zero)
tmp4 = tmp4 * tmp00 # multiplica o mapa da rede pelo mapa de uso da terra
tmp4[tmp4==0]=NA # muda a matriz para NA
writeRaster(tmp4,paste(gf_fs,"uso_rede_fs_",sufixo,".tif",sep=""), overwrite=T) # grava o uso do solo dentro da rede, para as
métricas
}
2820 }

rm(list=ls()) # remove todas as variáveis da memoria

2825 ### Métricas das redes ecológicas e das paisagens sem rede ###

# Tabela com as métricas da paisagem e das redes (mat = matriz, ade = fragmentos adequados, rede = rede ecológica)

2830 library(SDMTools)
library(raster)

# GF Florestal Sensível
setwd("C:/Users/labsig/Desktop/2/gf_flor_sen/")
2835 nativas_flor = "C:/Users/labsig/Desktop/2/nat_flor/"

arq.rede = dir(pattern="redefs")
cells = length(arq.rede) # número de arquivos - comprimento do objeto "arq.rede"

2840 tab_fs = data.frame(tipo = character(cells), # 1 - tipo de grupo funcional sob analise
                      paisag = integer(cells), # 2 - código da paisagem sob analise
                      áreafragmat = integer(cells), # 3 - área fragmentos nativos na matriz
                      áreafragade = integer(cells), # 4 - área fragmentos nativos adequados
                      áreafragrede = integer(cells), # 5 - área fragmentos nativos na rede
2845 áreafragtotal = integer(cells), # 6 - área fragmentos nativos na matriz + na rede + adequados
                      áreafragtotrede = integer(cells), # 7 - área fragmentos nativos na rede (adequados + não adequados)
                      nfragmat = integer(cells), # 8 - número fragmentos nativos na matriz
                      nfragade = integer(cells), # 9 - número fragmentos nativos adequados

```

```

2850     nfragrede = integer(cells), # 10 - número fragmentos nativos na rede
        nfragtotrede = integer(cells), # 11 - número fragmentos nativos na rede (adequados + não adequados)
        nfragtotal = integer(cells), # 12 - número fragmentos nativos na matriz + na rede + adequados
        tammedmat = integer(cells), # 13 - área media fragmentos nativos na matriz
        tammedade = integer(cells), # 14 - área media fragmentos nativos adequados
2855     tammedrede = integer(cells), # 15 - área media fragmentos nativos na rede
        tammedtotrede = integer(cells), # 16 - área media fragmentos nativos na rede (adequados + não adequados)
        tammedtotal = integer(cells), # 17 - área media fragmentos nativos na matriz + na rede + adequados
        sdfragmat = numeric(cells), # 18 - desvio padrão fragmentos nativos na matriz
        sdfragade = numeric(cells), # 19 - desvio padrão fragmentos nativos adequados
2860     sdfragrede = numeric(cells), # 20 - desvio padrão fragmentos nativos na rede
        nredes = integer(cells), # 21 - número de redes formadas
        árearede = integer(cells), # 22 - área da rede + área fragmentos adequados + área fragmentos nativos não
adequados dentro da rede
        árearede_2 = integer(cells), # 23 - área da rede apenas, contendo área dos fragmentos nativos não adequados
2865     (sem área dos nativos adequados) - zona da rede
        aggreg = numeric(cells), # 24 - valor do índice de agregação para a paisagem com todas as nativas
        p_cohes = numeric(cells), # 25 - valor do patch cohesion index para a paisagem com todas as nativas
        mesh = numeric(cells), # 26 - valor do mesh para a paisagem com todas as nativas
        shape = numeric(cells), # 27 - valor do shape index da paisagem de nativas
2870     largest = numeric(cells), # 28 - valor do largest patch index para a paisagem com todas as nativas
        division = numeric(cells), # 29 - valor do landscape division index para a paisagem com todas as nativas
        área_agri_perene = integer(cells), # 30 - área de agricultura perene dentro da rede
        área_agri_anual = integer(cells), # 31 - área de agricultura anula dentro da rede
        área_pasto = integer(cells), # 32 - área de pasto dentro da rede
2875     área_antopica = integer(cells), # 33 - área antrópica dentro da rede
        área_savana = integer(cells), # 34 - área de savana dentro da rede
        área_floresta = numeric(cells), # 35 - área de floresta dentro da rede
        PC_p1 = numeric(cells), # 36 - valor do PC para a paisagem com probabilidade p1 (c/ rede e prob
diferenciada (0.1, 0.5, 0.9))
2880     EC_p1 = numeric(cells), # 37 - valor do EC para paisagem com probabilidade p1 (c/ rede e prob diferenciada
(0.1, 0.5, 0.9))
        Node_1_p1 = numeric(cells), # 38 - identificador do no com o 1° maior dPC
        dA_1_p1 = numeric(cells), # 39 - variação relativa (%) na conectividade global da paisagem conferida após a
perda do no com o 1° maior dPC
2885     dPC_1_p1 = numeric(cells), # 40 - valor do 1° maior dPC
        dPCintra_1_p1 = numeric(cells), # 41 - valor do dPCintra do 1° maior dPC
        dPCflux_1_p1 = numeric(cells), # 42 - valor do dPCflux do 1° maior dPC
        dPCconnector_1_p1 = numeric(cells), # 43 - valor do dPCconnector do 1° maior dPC
        Node_2_p1 = numeric(cells), # 44 - identificador do no com o 2° maior dPC
2890     dA_2_p1 = numeric(cells), # 45 - variação relativa (%) na conectividade global da paisagem conferida após a
perda do no com o 2° maior dPC
        dPC_2_p1 = numeric(cells), # 46 - valor do 2° maior dPC

```

```

dPCintra_2_p1 = numeric(cells), # 47 - valor do dPCintra do 2° maior dPC
dPCflux_2_p1 = numeric(cells), # 48 - valor do dPCflux do 2° maior dPC
dPCconnector_2_p1 = numeric(cells), # 49 - valor do dPCconnector do 2° maior dPC
2895 Node_3_p1 = numeric(cells), # 50 - identificador do no com o 3° maior dPC
dA_3_p1 = numeric(cells), # 51 - variacão relativa (%) na conectividade global da paisagem conferida após a
perda do no com o 3° maior dPC
dPC_3_p1 = numeric(cells), # 52 - valor do 3° maior dPC
2900 dPCintra_3_p1 = numeric(cells), # 53 - valor do dPCintra do 3° maior dPC
dPCflux_3_p1 = numeric(cells), # 54 - valor do dPCflux do 3° maior dPC
dPCconnector_3_p1 = numeric(cells), # 55 - valor do dPCconnector do 3° maior dPC
Sum_dPC_p1 = numeric(cells), # 56 - soma do dPC da paisagem com probabilidadep1
Sum_dPCintra_p1 = numeric(cells), # 57 - soma do dPCintra da paisagem com probabilidadep1
2905 Sum_dPCflux_p1 = numeric(cells), # 58 - soma do dPCflux da paisagem com probabilidadep1
Sum_dPCconnector_p1 = numeric(cells), # 59 - soma do dPCconnector da paisagem com probabilidadep1
PC_p2 = numeric(cells), # 60 - valor do PC para a paisagem com probabilidadep2 (paisagem s/ rede e prob
igual (0.5))
EC_p2 = numeric(cells), # 61 - valor do EC para paisagem com probabilidadep2 (paisagem s/ rede e prob
igual (0.5))
2910 Node_1_p2 = numeric(cells), # 62 - identificador do no com o 1° maior dPC
dA_1_p2 = numeric(cells), # 63 - variacao relativa (%) na conectividade global da paisagem conferida após a
perda do no com o 1° maior dPC
dPC_1_p2 = numeric(cells), # 64 - valor do 1° maior dPC
2915 dPCintra_1_p2 = numeric(cells), # 65 - valor do dPCintra do 1° maior dPC
dPCflux_1_p2 = numeric(cells), # 66 - valor do dPCflux do 1° maior dPC
dPCconnector_1_p2 = numeric(cells), # 67 - valor do dPCconnector do 1° maior dPC
Node_2_p2 = numeric(cells), # 68 - identificador do no com o 2° maior dPC
dA_2_p2 = numeric(cells), # 69 - variacao relativa (%) na conectividade global da paisagem conferida após a
perda do no com o 2° maior dPC
2920 dPC_2_p2 = numeric(cells), # 70 - valor do 2° maior dPC
dPCintra_2_p2 = numeric(cells), # 71 - valor do dPCintra do 2° maior dPC
dPCflux_2_p2 = numeric(cells), # 72 - valor do dPCflux do 2° maior dPC
dPCconnector_2_p2 = numeric(cells), # 73 - valor do dPCconnector do 2° maior dPC
Node_3_p2 = numeric(cells), # 74 - identificador do no com o 3° maior dPC
2925 dA_3_p2 = numeric(cells), # 75 - variacao relativa (%) na conectividade global da paisagem conferida após a
perda do no com o 3° maior dPC
dPC_3_p2 = numeric(cells), # 76 - valor do 3° maior dPC
dPCintra_3_p2 = numeric(cells), # 77 - valor do dPCintra do 3° maior dPC
dPCflux_3_p2 = numeric(cells), # 78 - valor do dPCflux do 3° maior dPC
2930 dPCconnector_3_p2 = numeric(cells), # 79 - valor do dPCconnector do 3° maior dPC
Sum_dPC_p2 = numeric(cells), # 80 - soma do dPC da paisagem com probabilidadep2
Sum_dPCintra_p2 = numeric(cells), # 81 - soma do dPCintra da paisagem com probabilidadep2
Sum_dPCflux_p2 = numeric(cells), # 82 - soma do dPCflux da paisagem com probabilidadep2
Sum_dPCconnector_p2 = numeric(cells), # 83 - soma do dPCconnector da paisagem com probabilidadep2

```

```

2935     sdttotal = numeric(cells), # 84 - desvio padrao fragmentos nativos na matriz + na rede + adequados
        split = numeric(cells), # 85 - valor do splitting index para a paisagem com todas as nativas
        áreafragmat_p = numeric(cells), # 86 - proporcao da área fragmentos nativos na matriz
        áreafragade_p = numeric(cells), # 87 - proporcao da área fragmentos nativos adequados
        áreafragrede_p = numeric(cells), # 88 - proporcao da área fragmentos nativos na rede
2940     fragmat_dens = numeric(cells), # 89 - densidade fragmentos nativos na matriz
        fragade_dens = numeric(cells), # 90 - densidade fragmentos nativos adequados
        fragrede_dens = numeric(cells), # 91 - densidade fragmentos nativos na rede
        área_nativas_p = numeric(cells), # 92 - proporcao da área de nativas para a paisagem com todas as nativas
        nativas_dens = numeric(cells), # 93 - densidade fragmentos nativos para a paisagem com todas as nativas
2945     edge = numeric(cells), # 94 - comprimento de borda total fragmentos para a paisagem com todas as nativas
        shape_med = numeric(cells), # 95 - media shape index fragmentos para a paisagem com todas as nativas
        total_core = numeric(cells), # 96 - soma das áreas cores fragmentos para a paisagem com todas as nativas
        total_core_p = numeric(cells), # 97 - proporcao áreas cores fragmentos para a paisagem com todas as nativas
        total_core_med = numeric(cells), # 98 - media da área core fragmentos para a paisagem com todas as nativas
2950     adj = numeric(cells), # 99 - grau de agregacao fragmentos para a paisagem com todas as nativas
        stringsAsFactors=F)

i = 1
for (i in 1:cells){
2955     sufixo = substr(arq.rede[i],8,nchar(arq.rede[i]))
        sufixo = sub(".tif","",sufixo)
        print(paste("Processando paisagem",sufixo,'(',i,'de',cells,')'))
        tmp0 = raster(paste("redefs_",sufixo,".tif",sep="")) # abre o arquivo de rede (rede + adequadas)
        tmp1 = raster(paste(nativas_flor,"nat_flor_",sufixo,".tif",sep="")) # abre o arquivo de nativas
2960     tmp1[is.na(tmp1)] = 0 # muda NA para 0
        tmp4 = raster(paste("num_redes_fs_",sufixo,".tif",sep=""))
        tmp5 = raster(paste("uso_rede_fs_",sufixo,".tif",sep=""))
        c_uso = c(1,1,2,2,3,NA,4,4,5,5,6,6,7,4,8,4,9,NA,10,NA,11,3,12,5,13,4,14,4,15,4,26,NA,99,NA,128,NA) # 1: agricultura anual, 2:
        agricultura perene, 3: pastagem, 4: demais atropicos, 5: savana/campo, 6: floresta, demais classes não antrópicas: NA
2965     m_uso = matrix(c_uso,byrow = T,ncol = 2)
        tmp5_2 = reclassify(tmp5,m_uso,right=NA)

        x = ClassStat(tmp0) # calcula as métricas com base em x (0 = matriz, 1= rede, 2 = nativas na matriz, 3 = nativas não adequadas na
        rede, 6 = nativas adequadas)
2970     x1 = tmp4@data@max # calcula o número máximo de redes
        x2 = ClassStat(tmp1) # calcula as métricas da paisagem considerando todas as nativas
        x3 = ClassStat(tmp5_2) # calcula as métricas com base na reclassificação do uso do solo dentro da rede

2975     tab_fs[i,1] = "fs"
        tab_fs[i,2] = sufixo
        w=which(x$class==2)
        if(length(w)!=0) {tab_fs[i,3]=x[w,3]}

```

```

w=which(x$class==6)
2980 if(length(w)!=0) {tab_fs[i,4]=x[w,3]}
w=which(x$class==3)
if(length(w)!=0) {tab_fs[i,5]=x[w,3]}
tab_fs[i,6] = x2[2,3]
w0=which(x$class==6)
w1=which(x$class==3)
2985 if(length(w0)!=0) {
  if(length(w1) !=0){
    tab_fs[i,7]=x[w0,3]+x[w1,3]
  }
}
2990 w=which(x$class==2)
if(length(w)!=0) {tab_fs[i,8]=x[w,2]}
w=which(x$class==6)
if(length(w)!=0) {tab_fs[i,9]=x[w,2]}
w=which(x$class==3)
2995 if(length(w)!=0) {tab_fs[i,10]=x[w,2]}
w0=which(x$class==6)
w1=which(x$class==3)
if(length(w0)!=0) {
  if(length(w1) !=0){
3000     tab_fs[i,11]=(x[w0,2]+x[w1,2])
  }
}
tab_fs[i,12] = x2[2,2]
w=which(x$class==2)
3005 if(length(w)!=0) {tab_fs[i,13]=x[w,10]}
w=which(x$class==6)
if(length(w)!=0) {tab_fs[i,14]=x[w,10]}
w=which(x$class==3)
if(length(w)!=0) {tab_fs[i,15]=x[w,10]}
3010 w0=which(x$class==6)
w1=which(x$class==3)
if(length(w0)!=0) {
  if(length(w1) !=0){
3015     tab_fs[i,16]=(x[w0,3]+x[w1,3]) / (x[w0,2]+x[w1,2])
  }
}
tab_fs[i,17] = x2[2,10]
w=which(x$class==2)
3020 if(length(w)!=0) {tab_fs[i,18]=x[w,11]}
w=which(x$class==6)

```

```

if(length(w)!=0) {tab_fs[i,19]=x[w,11]}
w=which(x$class==3)
if(length(w)!=0) {tab_fs[i,20]=x[w,11]}
3025 tab_fs[i,21] = x1
w0=which(x$class==1)
w1=which(x$class==3)
w2=which(x$class==6)
if(length(w0)!=0) {
3030   if(length(w1) !=0){
       if(length(w2) !=0){
           tab_fs[i,22]=x[w0,3]+x[w1,3]+x[w2,3]
       }
   }
}
3035 w0=which(x$class==1)
w1=which(x$class==3)
if(length(w0)!=0) {
   if(length(w1) !=0){
3040     tab_fs[i,23]=x[w0,3]+x[w1,3]
   }
}
tab_fs[i,24] = x2[2,34]
tab_fs[i,25] = x2[2,38]
3045 tab_fs[i,26] = x2[2,37]
tab_fs[i,27] = x2[2,8]
tab_fs[i,28] = x2[2,9]
tab_fs[i,29] = x2[2,35]
w=which(x3$class==1)
3050 if(length(w)!=0) {tab_fs[i,30]=x3[w,3]}
w=which(x3$class==2)
if(length(w)!=0) {tab_fs[i,31]=x3[w,3]}
w=which(x3$class==3)
if(length(w)!=0) {tab_fs[i,32]=x3[w,3]}
3055 w=which(x3$class==4)
if(length(w)!=0) {tab_fs[i,33]=x3[w,3]}
w=which(x3$class==5)
if(length(w)!=0) {tab_fs[i,34]=x3[w,3]}
w=which(x3$class==6)
3060 if(length(w)!=0) {tab_fs[i,35]=x3[w,3]}
tab_fs[i,84] = x2[2,11]
tab_fs[i,85] = x2[2,36]

w=which(x$class==2)

```

```

3065   if(length(w)!=0) {tab_fs[i,86]=x[w,4]}
      w=which(x$class==6)
      if(length(w)!=0) {tab_fs[i,87]=x[w,4]}
      w=which(x$class==3)
      if(length(w)!=0) {tab_fs[i,88]=x[w,4]}
      w=which(x$class==2)
3070   if(length(w)!=0) {tab_fs[i,89]=x[w,5]}
      w=which(x$class==6)
      if(length(w)!=0) {tab_fs[i,90]=x[w,5]}
      w=which(x$class==3)
      if(length(w)!=0) {tab_fs[i,91]=x[w,5]}
3075   tab_fs[i,92] = x2[2,4]
      tab_fs[i,93] = x2[2,5]
      tab_fs[i,94] = x2[2,6]
      tab_fs[i,95] = x2[2,19]
      tab_fs[i,96] = x2[2,27]
3080   tab_fs[i,97] = x2[2,28]
      tab_fs[i,98] = x2[2,29]
      tab_fs[i,99] = x2[2,33]

write.csv(tab_fs,"tabela_fs.csv",row.names=F)
3085 }

rm(list=ls()) # remove todas as variáveis da memoria

### Criação do Índice Probabilidade de conectividade - PC ###
3090 # CALCULO DOS NÓS E PROBABILIDADES (cálculo do PC através de probabilidades diferenciais entre cada nó - localizados na matriz ou rede
      -, sem matriz de distância ou distancia de dispersão)

# p = 0.1 entre fragmentos da matriz distantes além do limiar de dispersão
3095 # p = 0.2 entre fragmentos da matriz distantes abaixo do limiar de dispersão
# p = 0.3 entre fragmentos da matriz e não adequados na rede, distantes além do limiar de dispersão
# p = 0.4 entre fragmentos da matriz e não adequados na rede, distantes abaixo do limiar de dispersão
# p = 0.5 entre fragmentos da matriz e adequados na rede, distantes além do limiar de dispersão
# p = 0.6 entre fragmentos da matriz e adequados na rede, distantes abaixo do limiar de dispersão
3100 # p = 0.7 entre fragmentos não adequados na rede
# p = 0.8 entre fragmentos não adequados na rede e adequados na rede, distantes além do limiar de dispersão
# p = 0.9 entre fragmentos não adequados na rede e adequados na rede, distantes abaixo do limiar de dispersão
# p = 0.95 entre fragmentos adequados na rede

3105 library(raster)
      library(dplyr)

```

```

nat_flor = "C:/Users/Usuario/Desktop/Nova pasta/nat_flor/"
nat_sav = "C:/Users/Usuario/Desktop/Nova pasta/nat_sav/"
3110 gf_flor_sen = "C:/Users/Usuario/Desktop/Nova pasta/gf_flor_sen/"

# Limites de dispersão Grupos Funcionais
thresh_flor_sen = 1300

3115 # Grupo Funcional Floresta Sensível
setwd(gf_flor_sen)
arq = dir(pattern="redefs_")

a = 1
3120 for(a in 1:length(arq)){
  sufixo = substr(arq[a],8,nchar(arq[a]))
  sufixo = sub(".tif","",sufixo)
  print(paste("Processando paisagem",sufixo,'(',a,'de',length(arq),')'))
  tmp0 = raster(paste(nat_flor,"nat_flor_",sufixo,".tif",sep="")) # abre o arquivo de nativas
3125 tmp0[is.na(tmp0)] = 0
  tmp0 = clump(tmp0)
  tmp1 = raster(paste("redefs_",sufixo,".tif",sep=""))

matriz = read.table(paste("distancia_2013f_",sufixo,".txt",sep=""))
3130 tabela = data.frame(i = numeric(0), j = numeric(0), pij = numeric(0))
nfrag=tmp0@data@max

x = crosstab(tmp0,tmp1)
x$Var1 = as.numeric(x$Var1)
3135 x = na.omit(x)
x = subset(x, Freq>0)
x = x[order(x$Var1),]
x[, 'Var2'] <- as.numeric(as.character(x[, 'Var2']))
x = x %>% group_by(Var1) %>% summarise(Var2 = Var2[which.max(Freq)], Freq = sum(Freq))

3140 i=1
c=1
lin = 0
for (i in 1:nfrag) {
3145 print(paste("executando fragmento",i))
  while (c<=nfrag){
    c = c + 1
    if (c > nfrag) {break}
    if (c == nfrag) {

```

```

3150     if(x[i,2]==2){
          if(x[c,2]==2){
            v = which(matriz$V1==i & matriz$V2==c)
            if(matriz[v,3] > thresh_flor_sen) {pc=0.1} else {pc=0.2}
3155         }
          }

3160     if(x[i,2]==2){
          if(x[c,2]==3){
            v = which(matriz$V1==i & matriz$V2==c)
            if(matriz[v,3] > thresh_flor_sen) {pc=0.3} else {pc=0.4}
          }
        }

3165     if(x[i,2]==2){
          if(x[c,2]==6){
            v = which(matriz$V1==i & matriz$V2==c)
            if(matriz[v,3] > thresh_flor_sen) {pc=0.5} else {pc=0.6}
3170         }
          }

          if(x[i,2]==3){
            if(x[c,2]==2){
              v = which(matriz$V1==i & matriz$V2==c)
3175              if(matriz[v,3] > thresh_flor_sen) {pc=0.3} else {pc=0.4}
            }
          }

3180     if(x[i,2]==3){
          if(x[c,2]==3){
            pc =0.7
          }
        }

3185     if(x[i,2]==3){
          if(x[c,2]==6){
            v = which(matriz$V1==i & matriz$V2==c)
            if(matriz[v,3] > thresh_flor_sen) {pc=0.8} else {pc=0.9}
3190         }
          }

          if(x[i,2]==6){

```

```

3195     if(x[c,2]==2){
        v = which(matriz$V1==i & matriz$V2==c)
        if(matriz[v,3] > thresh_flor_sen) {pc=0.5} else {pc=0.6}
    }
}

3200     if(x[i,2]==6){
        if(x[c,2]==3){
            v = which(matriz$V1==i & matriz$V2==c)
            if(matriz[v,3] > thresh_flor_sen) {pc=0.8} else {pc=0.9}
        }
    }

3205     if(x[i,2]==6){
        if(x[c,2]==6){
            pc=0.95
        }
    }

3210 }

    tabela[nrow(tabela) + 1,] = c(i, c, pc)
    c = i + 1
    break
3215 }

    if(x[i,2]==2){
        if(x[c,2]==2){
            v = which(matriz$V1==i & matriz$V2==c)
            if(matriz[v,3] > thresh_flor_sen) {pc=0.1} else {pc=0.2}
        }
    }

3220 }

    if(x[i,2]==2){
        if(x[c,2]==3){
            v = which(matriz$V1==i & matriz$V2==c)
            if(matriz[v,3] > thresh_flor_sen) {pc=0.3} else {pc=0.4}
        }
    }

3225 }

    if(x[i,2]==2){
        if(x[c,2]==6){
            v = which(matriz$V1==i & matriz$V2==c)
            if(matriz[v,3] > thresh_flor_sen) {pc=0.5} else {pc=0.6}
        }
    }

3230 }

3235 }

```

```

}
if(x[i,2]==3){
  if(x[c,2]==2){
3240     v = which(matriz$V1==i & matriz$V2==c)
        if(matriz[v,3] > thresh_flor_sen) {pc=0.3} else {pc=0.4}
  }
}
3245 if(x[i,2]==3){
      if(x[c,2]==3){
        pc =0.7
      }
}
3250 if(x[i,2]==3){
      if(x[c,2]==6){
        v = which(matriz$V1==i & matriz$V2==c)
3255     if(matriz[v,3] > thresh_flor_sen) {pc=0.8} else {pc=0.9}
      }
}
3260 if(x[i,2]==6){
      if(x[c,2]==2){
        v = which(matriz$V1==i & matriz$V2==c)
        if(matriz[v,3] > thresh_flor_sen) {pc=0.5} else {pc=0.6}
      }
}
3265 if(x[i,2]==6){
      if(x[c,2]==3){
        v = which(matriz$V1==i & matriz$V2==c)
        if(matriz[v,3] > thresh_flor_sen) {pc=0.8} else {pc=0.9}
      }
3270 }
3275 if(x[i,2]==6){
      if(x[c,2]==6){
        pc=0.95
      }
}
tabela[nrow(tabela) + 1,] = c(i, c, pc)

```

```

    }
3280     write.table(tabela,paste("PIJ_fs_",sufixo,".txt",sep=""),row.names=F,col.names=F) # probabilidades
    }
}

# Cálculo do PC - Grupo Funcional Floresta Sensível
3285
exe="c:/coneforWin64.exe"
#nos = dir(pattern="node_2013f_")
p = dir(pattern="PIJ_fs_")

3290
i=1
for(i in 1:length(p)){
  sufixo = substr(p[i],8,nchar(p[i]))
  sufixo = sub(".txt","",sufixo)

3295
  p1=paste("-nodeFile ","node_2013f_",sufixo,".txt"," -conFile ", "PIJ_fs_",sufixo,".txt"," -t prob -PC -BCPC",sep="")
  system(paste(exe,p1))
  res1 = read.table("overall_indices.txt")
  res2 = read.table("node_importances.txt",h=T)
  res3 = read.table("node_importances_sum_PC.txt",h=T)
3300
  write.csv(res1,paste("overall_indices_fs_p1_",sufixo,".csv",sep=""),row.names = F)
  write.csv(res2,paste("node_importance_fs_p1_",sufixo,".csv",sep=""),row.names = F)
  write.csv(res3,paste("node_importances_sum_PC_fs_p1_",sufixo,".csv",sep=""),row.names = F)
  file.remove("overall_indices.txt")
  file.remove("node_importances.txt")
3305
  file.remove("node_importances_sum_PC.txt")
  file.remove("results_all_EC(PC).txt")

  # Probabilidade 0.5 para toda a paisagem
  PIJ1 = read.table(paste("PIJ_fs_",sufixo,".txt",sep=""),h=F)
3310
  PIJ1[3] = 0.5
  write.table(PIJ1,paste("PIJ1_fs_",sufixo,".txt",sep=""),row.names=F,col.names=F)

  p2=paste("-nodeFile ", "node_2013f_",sufixo,".txt"," -conFile ", "PIJ1_fs_",sufixo,".txt", " -t prob -PC -BCPC",sep="")
  system(paste(exe,p2))
3315
  res4 = read.table("overall_indices.txt")
  res5 = read.table("node_importances.txt",h=T)
  res6 = read.table("node_importances_sum_PC.txt",h=T)
  write.csv(res4,paste("overall_indices_fs_p2_",sufixo,".csv",sep=""),row.names = F)
  write.csv(res5,paste("node_importance_fs_p2_",sufixo,".csv",sep=""),row.names = F)
3320
  write.csv(res6,paste("node_importances_sum_PC_fs_p2_",sufixo,".csv",sep=""),row.names = F)
  file.remove("overall_indices.txt")

```

```

file.remove("node_importances.txt")
file.remove("node_importances_sum_PC.txt")
file.remove("results_all_EC(PC).txt")
3325
# Atualizando resultados do Conefor na tabela tab_fs
tab_fs = read.csv("tabela_fs.csv",h=T)
linha = which(tab_fs$paisag == sufixo) # localiza a linha da paisagem em processamento

3330
# Resultados do Overall indices - PC e EC (p1)
tab_fs[linha,36] = res1[1,2]
tab_fs[linha,37] = res1[2,2]

# Resultados do Node importances (p1)
3335
res2 = res2[order(res2$dPC, decreasing = TRUE),] # ordenação da tabela de "node importance" pela variável dPC (para extração dos
valores dos 3 nos com maiores contribuições na conectividade da paisagem)

tab_fs[linha,38] = res2[1,1]
tab_fs[linha,39] = res2[1,2]
3340
tab_fs[linha,40] = res2[1,4]
tab_fs[linha,41] = res2[1,5]
tab_fs[linha,42] = res2[1,6]
tab_fs[linha,43] = res2[1,7]

3345
tab_fs[linha,44] = res2[2,1]
tab_fs[linha,45] = res2[2,2]
tab_fs[linha,46] = res2[2,4]
tab_fs[linha,47] = res2[2,5]
tab_fs[linha,48] = res2[2,6]
3350
tab_fs[linha,49] = res2[2,7]

tab_fs[linha,50] = res2[3,1]
tab_fs[linha,51] = res2[3,2]
tab_fs[linha,52] = res2[3,4]
3355
tab_fs[linha,53] = res2[3,5]
tab_fs[linha,54] = res2[3,6]
tab_fs[linha,55] = res2[3,7]

#Resultados do Sum Node importances (p1)
3360
tab_fs[linha,56] = res3[1,4]
tab_fs[linha,57] = res3[1,5]
tab_fs[linha,58] = res3[1,6]
tab_fs[linha,59] = res3[1,7]

```

```

3365     # Resultados do Overall indices - PC e EC (p2)
        tab_fs[linha,60] = res4[1,2]
        tab_fs[linha,61] = res4[2,2]

        # Resultados do Node importances (p2)
3370     res5 = res5[order(res5$dPC, decreasing = TRUE),] # ordenação da tabela de "node importance" pela variável dPC (para extração dos
valores dos 3 nos com maiores contribuições na conectividade da paisagem)

        tab_fs[linha,62] = res5[1,1]
        tab_fs[linha,63] = res5[1,2]
3375     tab_fs[linha,64] = res5[1,4]
        tab_fs[linha,65] = res5[1,5]
        tab_fs[linha,66] = res5[1,6]
        tab_fs[linha,67] = res5[1,7]

3380     tab_fs[linha,68] = res5[2,1]
        tab_fs[linha,69] = res5[2,2]
        tab_fs[linha,70] = res5[2,4]
        tab_fs[linha,71] = res5[2,5]
        tab_fs[linha,72] = res5[2,6]
3385     tab_fs[linha,73] = res5[2,7]

        tab_fs[linha,74] = res5[3,1]
        tab_fs[linha,75] = res5[3,2]
        tab_fs[linha,76] = res5[3,4]
3390     tab_fs[linha,77] = res5[3,5]
        tab_fs[linha,78] = res5[3,6]
        tab_fs[linha,79] = res5[3,7]

        # Resultados do Sum Node importances (p2)
3395     tab_fs[linha,80] = res6[1,4]
        tab_fs[linha,81] = res6[1,5]
        tab_fs[linha,82] = res6[1,6]
        tab_fs[linha,83] = res6[1,7]

3400     write.csv(tab_fs,"tabela_fs.csv",row.names=F)

3405

```

Tabela S2. Matrizes de correlação de *Spearman* entre as métricas das paisagens, selecionadas para as análises estatísticas. * $p < 0,05$.

	AG	FL	SI	AT	SV	NT	NF	TF	ID	BO	ANP	PA	SP
FL	-0,01												
SI	0,02	-0,06*											
AT	0,06	-0,07*	0,06*										
SV	0,02	-0,30*	-0,17*	-0,11*									
NT	0,00	0,14*	-0,11*	-0,09*	0,48*								
NF	0,11*	-0,04*	0,07*	0,07*	-0,41*	-0,45*							
TF	-0,09*	-0,07*	-0,10*	-0,05*	0,40*	0,62*	-0,52*						
ID	0,09*	0,03	0,11*	0,08*	-0,53*	-0,84*	0,54*	-0,77*					
BO	0,12*	0,11*	0,04*	0,00	-0,08*	0,22*	0,60*	-0,27*	0,10*				
ANP	-0,11*	-0,20*	-0,08*	0,10*	-0,31*	-0,22*	-0,16*	0,04*	0,15*	-0,30*			
PA	-0,03	-0,20*	0,14*	0,02	-0,63*	-0,44*	0,58*	-0,39	0,43*	0,22*	-0,24*		
SP	-0,02	-0,25*	0,03	0,05	-0,07*	-0,38*	0,06*	-0,14*	0,17*	-0,29*	0,15*	0,14*	
AD	-0,04	0,24*	-0,12*	-0,09*	0,35*	0,78*	-0,74*	0,53*	-0,61*	-0,18*	-0,04	-0,50*	-0,47*

Água (AG): área de água (ha) (%); Floresta (FL): área de floresta (ha) (%); Silvicultura (SI): área de silvicultura (ha) (%); Antrópica (AT): área antrópica (ha) (%); Savana (SV): área de savana (ha) (%); Nativa (NT): área nativa [floresta ou savana] (ha) (%); Número de fragmentos (NF): total de fragmentos nativos; Tamanho médio de fragmentos (TF): área média do total de fragmentos nativos (ha); Divisão (ID): índice de divisão da paisagem; Bordas (BO): comprimento total de bordas de nativas [floresta ou savana]; Agricultura (ANP): área de agricultura perene e anual (ha) (%); Pastagem (PA): área de pastagem (ha) (%); Splitting (SP): índice *splitting*; Adjacência (AD): índice de adjacência.

3410

3415

Tabela S3. Matrizes de correlação de *Spearman* entre as métricas das redes ecológicas, selecionadas para as análises estatísticas. * $p < 0,05$.

	NR	AFA	AFR	NFA	NFR	TFA	TFR	ZR	PE	AN	PA	AT	SA
AFA	-0,40*												
AFR	-0,16*	-0,19*											
NFA	0,20*	-0,23*	0,07*										
NFR	0,04	-0,29*	0,69*	0,47*									
TFA	-0,30*	0,81*	-0,20*	-0,43*	-0,39*								
TFR	-0,20*	0,64*	-0,32*	-0,25*	-0,43*	0,67*							
ZR	-0,11*	-0,15*	0,39*	0,56*	0,66*	-0,37*	-0,30*						
PE	-0,09*	0,08*	-0,08*	0,00	-0,12*	0,00	0,20*	0,23*					
AN	0,05*	-0,09*	0,03	0,00	0,08*	-0,09*	-0,05	0,07*	0,10*				
PA	-0,09*	-0,12*	0,49*	0,24*	0,63*	-0,22*	-0,27*	0,58*	-0,10*	0,05			
AT	-0,05	0,02	0,09*	0,07*	0,10*	-0,04	-0,06*	0,20*	-0,01	0,05*	0,19*		
SA	0,10*	-0,32*	0,11*	0,53*	0,31*	-0,35*	-0,28*	0,45*	-0,16*	-0,08*	-0,12*	-0,07*	
FL	-0,20*	0,16*	0,38*	-0,05*	0,27*	0,04	-0,07*	0,32*	-0,09*	-0,04	0,09*	0,01	-0,19*

NR: número de redes; AFA: área nativa dos fragmentos adequados (%); AFR: área nativa total na rede (%); NFA: número de fragmentos adequados; NFR: número de fragmentos totais na rede; TFA: tamanho médio de fragmentos adequados; TFR: tamanho médio de fragmentos totais na rede; ZR: área da rede (excluindo todos fragmentos nativos de seu interior); PE: área de agricultura perene no interior da rede; AN: área de agricultura anual no interior da rede; PA: área de pastagem no interior da rede; AT: área antrópica no interior da rede; SA: área de savana no interior da rede; FL: área de floresta no interior da rede.

CAPÍTULO 3

Padrões de desenvolvimento socioeconômico ao longo de gradientes de desmatamento

RESUMO

3425 A associação entre o desenvolvimento socioeconômico e o desmatamento têm sido alvo de
muitos estudos, sobretudo na Amazônia brasileira. Há suporte empírico para o padrão *boom-*
and-bust, em que os estágios iniciais do desmatamento levam a uma melhora socioeconômica
que depois se transforma em um declínio após o amadurecimento do processo de
desmatamento. Entretanto, alguns estudos não conseguiram identificar a incidência dos
3430 declínios. O Cerrado brasileiro padece de níveis alarmantes de desmatamento, em relação ao
qual pouco se sabe sobre os padrões de desenvolvimento socioeconômico da população. Nós
avaliamos como o desenvolvimento socioeconômico e a desigualdade social variavam ao
longo de diferentes tipos de gradientes de desmatamento do Cerrado, para verificar se os
indicadores seguiam o padrão *boom-and-bust* e se o aumento na produção de riquezas era
3435 acompanhado da melhoria socioeconômica e qual seu reflexo no meio ambiente. Analisamos
os indicadores socioeconômicos (índices IDHM e Gini) e o desmatamento dos municípios do
Cerrado para os períodos de 2000 e 2010. Nossos resultados sugerem um aumento nas classes
iniciais ou intermediárias seguido de uma estabilização nas classes finais dos gradientes de
desmatamento, tanto do valor absoluto dos indicadores ao longo da extensão do
3440 desmatamento, quanto do incremento/redução (IDHM/Gini) percentual dos mesmos quando
contrastado com gradientes de fronteira ou de incremento do desmatamento. Esta relação se
mostrou especialmente clara nos municípios do norte e centro do bioma, que, em detrimento
do sul, ainda possuem municípios com uma maior amplitude de proporção de área nativa. Em
sua maioria, os municípios ricos permaneceram ricos, os pobres permaneceram pobres,
3445 pouquíssimos deixaram de ser pobres para se tornar ricos e muitos se tornaram mais
desmatados. O aumento das riquezas nos municípios não esteve associado a melhorias
socioeconômicas nem a mudanças no status de conservação ambiental. O modelo econômico
agropecuário que vigora no Cerrado, que mantém as áreas desmatadas relativamente
produtivas, possivelmente explica a estagnação socioeconômica observada. Todavia, o
3450 desenvolvimento socioeconomicamente enviesado que este modelo oferece, o qual reforça os
estados de pobreza e riqueza socioeconômicas pré-estabelecidos, leva ao questionamento de
quão sustentável ele é ao longo do tempo. Os esforços brasileiros deveriam se orientar no
sentido de promover a sustentabilidade do uso da terra do Cerrado por meio do controle do

desmatamento do Cerrado, ao passo da consolidação de cadeias produtivas completas que
3455 assegurem o desenvolvimento local, especialmente de regiões socialmente desprivilegiadas
com alta cobertura nativa.

Palavras-chave: ciclos boom-and-bust, estagnação, modelo produtivo, governança
ambiental, tipologia, indicadores sociais

3460

INTRODUÇÃO

Globalmente, as pastagens, plantações e áreas urbanas se expandiram enormemente
nas últimas décadas em prol do provimento de recursos mantenedores da população humana
(FAO 2003, 2010). Tal uso da terra se deu em substituição às vegetações naturais (Jackson e
3465 Fahrig 2013), de modo que muitas regiões têm ameaçada a capacidade dos seus ecossistemas
de fornecer bens e serviços (ex.: fornecimento de água, vegetação em pé, qualidade do ar,
regulação climática, produtividade do solo) para sustentar a produção de alimentos e atender
às pressões do aumento e desenvolvimento populacional. Este panorama expõe o atual desafio
de equacionar os impactos ambientais negativos do uso da terra e a manutenção dos
3470 benefícios sociais e econômicos (Foley et al. 2005, 2011). No cenário mundial, o Brasil se
consolidou como uma potência agropecuária desde os anos 1990 devido a estratégias,
políticas e incentivos governamentais de natureza econômica, tributária, mercadológica e de
infraestrutura, adotados em benefício da expansão da fronteira agropecuária. Aliados a isto,
houve os investimentos e demandas internacionais por *commodities* agrícolas (Sawyer 1984,
3475 Sawyer e Lobo 2008; Sawyer 2008; Lapola et al. 2014; Boerema et al. 2016; Arruda et al.
2018).

Este destaque brasileiro foi e permanece sendo majoritariamente desempenhado às
custas do Cerrado (Boerema et al. 2016; Lahsen et al. 2016), o segundo maior bioma da
região tropical (~2 milhões de km²), localizado no centro do Brasil e classificado como um
3480 *hotspot* de biodiversidade (Myers et al. 2000). Desde a metade do século passado, o aumento
da agricultura e da pecuária bovina extensiva se deu mediante a abertura de novas áreas pela
ampla retirada da vegetação nativa do Cerrado, segundo o tradicional modelo agrícola
expansionista (Klink e Machado 2005; Ferreira et al. 2009). O bioma possui, atualmente,
apenas 52% de sua cobertura original (INPE 2018) e desde 2016 vem perdendo em torno de 6
3485 mil km² anuais (INPE 2019). Agronegócios, incluindo indústrias e serviços relacionados à
agricultura e pecuária, contribuem com 21% do produto interno bruto do Brasil (Lapola et al.

2014; CEPEA 2019), cujas *commodities* representam aproximadamente metade das exportações brasileiras (MDIC 2019) e têm estimativas de crescimento nas próximas décadas (MAPA 2016). Ainda, grande parte das arrecadações de tributos, mantenedoras do
3490 funcionamento da máquina pública, provêm do agronegócio (Sawyer 2011; Regazzini e Caetano Bacha 2012).

A conversão de áreas nativas em agropecuária é muitas vezes vista como o caminho mais prático para se alcançar as legítimas aspirações para o desenvolvimento socioeconômico. Entretanto, a relação entre desmatamento, produção de riquezas e desenvolvimento humano
3495 nem sempre são diretamente proporcionais. Do agronegócio decorre a expansão rápida de frentes de desmatamento e a oferta de oportunidades ambientais e econômicas (Bhattarai e Hammig 2001; Celentano et al. 2012), embora surjam, direta ou indiretamente, vários impactos ecossistêmicos e socioeconômicos negativos (Kaimowitz et al. 1999; Meyer et al. 2003). Muitos estudos já evidenciaram, por exemplo, o padrão *boom-and-bust* de
3500 desenvolvimento socioeconômico, típico de regiões de fronteira da agropecuária onde observa-se um gradiente de desmatamento. Os estágios iniciais de retirada da vegetação se associam a um aumento de indicadores sociais, que sofrem uma estabilização nos estágios intermediários e um declínio nos estágios finais. Nesse padrão, a exploração de recursos naturais está associada a ganhos de curto prazo no bem-estar socioeconômico, que se
3505 dissipam com o tempo e não se sustentam quando a vegetação natural é exaurida (Barbier 2004; Celentano e Veríssimo 2007; Sawyer 2008; Rodrigues et al. 2009; Barbier 2012; Celentano et al. 2012; Caviglia-Harris et al. 2016). O Brasil, a despeito da forte contribuição econômica feita pelo agronegócio, continua exibindo uma das piores colocações em relação à igualdade da distribuição da renda familiar *per capita* e aos níveis educacionais (Ferreira et al.
3510 2008; Martinelli et al. 2010; PISA 2015; Oxfam Brasil 2018; PNAD 2019). Por exemplo, na região que compreende os estados do Maranhão, Tocantins, Piauí e Bahia – Matopiba (Brasil 2015), a alta produção de riquezas e o alto bem estar da população andam juntos em pouquíssimos municípios (Buainain e Garcia 2015; Favareto et al. 2019). Então, a potencial produção de riquezas das atividades produtivas instaladas sobre as áreas desmatadas pode não
3515 necessariamente se converter em bem-estar e desenvolvimento humano.

Por outro lado, alguns trabalhos vêm refutando a hipótese amplamente aceita do padrão *boom-and-bust*. Tendo a Amazônia brasileira como estudo de caso, esses estudos mostraram que municípios categorizados como pertencentes à pré e pós fronteira têm experimentando aumentos equivalentes do IDH (Weinhold et al. 2015). Outros estudos

3520 sugerem que o bem estar socioeconômico tem se tornado desassociado das taxas de
desmatamento e rumam para o alcance da média brasileira (Caviglia-Harris et al. 2016). Há
ainda aqueles que sugerem a reversão do padrão *boom-and-bust* para um novo padrão de
relacionamento entre o desmatamento e o desenvolvimento socioeconômico, que segue a
curva ambiental de Kuznets, que prediz que a degradação ambiental aumenta nos estágios
3525 iniciais do desenvolvendo econômico e diminui dos estágios finais, ao passo que a economia
se desenvolve e o bem-estar aumenta (Tritsch e Arvor 2016). Uma vez que os estudos de caso
e os padrões encontrados não são facilmente generalizáveis, regiões e biomas distintos podem
se comportar de modo peculiar.

Sabe-se que há uma clara relação entre os padrões espaciais dos remanescentes
3530 vegetais e os atuais padrões de ocupação humana no Cerrado (Rangel et al. 2007; Diniz-Filho
et al. 2009). Desta forma, faz-se importante avaliar os impactos sociais do desmatamento,
verificando se o mesmo se converte em melhorias para a população. O Cerrado é, portanto,
um modelo adequado para se avaliar os balanços entre desenvolvimento e conservação porque
a conversão de seus habitats está avançando rapidamente, deixando na paisagem um gradiente
3535 de níveis de desmatamento espacialmente estruturado (vide capítulo 1), e suas condições
socioeconômicas são sistematicamente documentadas (PNUD - IPEA - FJP 2013, IBGE
2019a). Além do mais, há uma lacuna de investigação dessas relações no Cerrado, tido como
“o maior celeiro do mundo” (Pessôa e Inocêncio 2014), o que difere da Amazônia, que possui
vasta literatura sobre aspectos socioeconômicos e o desmatamento (Pinedo-Vasquez et al.
3540 2001; Celentano e Veríssimo 2007; Sears et al. 2007; Rodrigues et al. 2009; Sawyer 2008;
Celentano et al. 2012; Guedes et al. 2012; Pacheco 2012 Hall e Caviglia-Harris 2013;
Weinhold et al. 2015; Caviglia-Harris et al. 2016; Tritsch e Arvor 2016; Arvor et al. 2017).
Controversamente, o Cerrado possui maiores amplitude e taxa de desmatamento do que a
Amazônia, que é quase duas vezes maior em extensão (MMA 2014; Strassburg et al. 2017;
3545 INPE 2019), e ostenta altos níveis de pobreza, concentração de renda e baixo
desenvolvimento humano (Santos et al. 2011).

Neste estudo, investigamos como o desenvolvimento socioeconômico e a desigualdade
social variam ao longo de gradientes de desmatamento do Cerrado para determinar se a ele
está associada uma melhoria no desenvolvimento da população. Sendo o agronegócio a
3550 principal fonte de receitas do Cerrado e o substituto majoritário das áreas nativas, também
avaliamos como a produção de riquezas está associada ao desenvolvimento socioeconômico
da população e à conservação dos remanescentes dos municípios. Nossas perguntas foram: (1)

os indicadores socioeconômicos dos municípios do Cerrado apresentam o padrão *boom-and-bust* ao longo de gradientes de desmatamento? (2) Esse padrão ocorre no bioma todo ou apenas em regiões específicas, como o sul, centro e norte? (3) O aumento na produção de riquezas é acompanhado da melhoria socioeconômica e qual seu reflexo no meio ambiente?

MÉTODOS

Área de estudo e uso da terra

A área de estudo compreendeu toda a extensão do bioma Cerrado (IBGE 2004). Utilizamos o mapa de uso e cobertura da terra (doravante, uso da terra) do Projeto de Mapeamento do Desmatamento do Cerrado com Imagens de Satélite – Prodes Cerrado (INPE 2018) com a resolução espacial de 30m, para obter as áreas desmatadas do Cerrado dos anos de 2000 e 2010. Escolhemos esta base de dados por ela possuir maior robustez e amplitude temporal de informações, apesar de ter a limitação de não considerar a regeneração das vegetações nativas ao longo do tempo. Aplicamos um filtro para eliminar agrupamento de pixels espúrios de até 0,5 ha, oriundos de falhas no mapeamento.

Seleção dos municípios

Utilizamos a divisão política de municípios brasileiros (IBGE 2015). Dentro do limite do Cerrado estão compreendidos 1380 municípios, pertencentes aos estados do Tocantins, Roraima, Pará, Maranhão, Piauí, Bahia, Minas Gerais, São Paulo, Paraná, Mato Grosso do Sul, Mato Grosso, Goiás e Distrito Federal. Dado que os limites do bioma e do mapeamento do Prodes não eram coincidentes, selecionamos os municípios cuja área mapeada estivesse presente em pelo menos 75% da área do município. Desta forma, o número de municípios considerados foi de 1004.

Seleção dos indicadores socioeconômicos

Utilizamos o IDHM (Índice de Desenvolvimento Humano Municipal), que é uma adaptação do IDH Global. Ele varia de 0 a 1 (quanto mais próximo de 1, maior o desenvolvimento humano) e considera os mesmos três componentes (longevidade – IDHM_L, educação – IDHM_E e renda – IDHM_R), mas adequa a metodologia global ao contexto brasileiro e à disponibilidade de indicadores nacionais (PNUD - IPEA - FJP 2013). Suas faixas de variação vão de 0-0,49 (muito baixo), 0,5-0,59 (baixo), 0,6-0,69 (médio), 0,7-

3585 0,79 (alto) e 0,8-1 (muito alto). Também usamos o Gini (que mede o grau de concentração de
renda e varia de 0, quando não há desigualdade a 1, quando a desigualdade é máxima) e o PIB
per capita municipal dos anos de 2000 e 2010 dos municípios selecionados. Escolhemos esses
indicadores pois eles sumarizam e refletem bem a dimensão econômica, social e a
desigualdade econômica relativas à população dos municípios. Extraímos os indicadores da
3590 base de dados do Censo Nacional e do Produto Interno Bruto dos Municípios do IBGE (IBGE
2019a, b).

Quanto ao cálculo do IDHM, a longevidade é medida pela expectativa de vida ao
nascido. A educação é medida pelo percentual de pessoas de 18 anos ou mais de idade com
ensino fundamental completo (peso 1) e pela média aritmética do percentual de crianças de 5
3595 a 6 anos frequentando a escola, do percentual de jovens de 11 a 13 anos frequentando os anos
 finais do ensino fundamental, do percentual de jovens de 15 a 17 anos com ensino
 fundamental completo e do percentual de jovens de 18 a 20 anos com ensino médio completo
 (peso 2). Entre os dois sub-índices da educação, é aplicada a raiz cúbica da média geométrica
 ponderada. A renda é medida pela renda municipal *per capita*. O valor final do IDHM resulta
3600 da raiz cúbica da média geométrica dos três componentes (PNUD - IPEA - FJP 2013).

Padrões de desenvolvimento x desmatamento

Indicadores do desmatamento

A partir do mapeamento do Prodes, mensuramos o desmatamento nos anos de 2000,
3605 2010 e a diferença entre eles, representando-os de três formas (Figura 1): 1) pela extensão do
desmatamento em 2000 e 2010 (definida como a porcentagem da área nativa do município
desmatada nesses anos); 2) pela fronteira do desmatamento (definida pela associação entre a
extensão do desmatamento em 2010 e atividade de desmatamento, isto é, a porcentagem da
área nativa do município desmatada entre 2000 e 2010); 3) pelo incremento percentual do
3610 desmatamento (definido como o percentual de aumento do desmatamento entre 2000 e 2010,
cálculo em que consideramos a proporção de áreas desmatadas em 2000 como o 100%).

Em cada uma das três representações do desmatamento acima apresentadas,
enquadrámos os municípios segundo sua posição dentro de um gradiente com sete classes (A
a G) (Tabela 1), dado que elas têm o potencial de revelar diferentes aspectos dos padrões de
3615 desenvolvimento associados ao desmatamento. Definimos limites robustos das classes da
extensão e fronteira do desmatamento segundo Rodrigues et al. (2009), enquanto os do

3620 incremento percentual do desmatamento foram definidos de modo a distribuir os municípios em classes razoavelmente homogêneas. Com relação à fronteira do desmatamento, 48 municípios foram excluídos da análise por não atenderem aos critérios de nenhuma das classes (“Não classificado”).

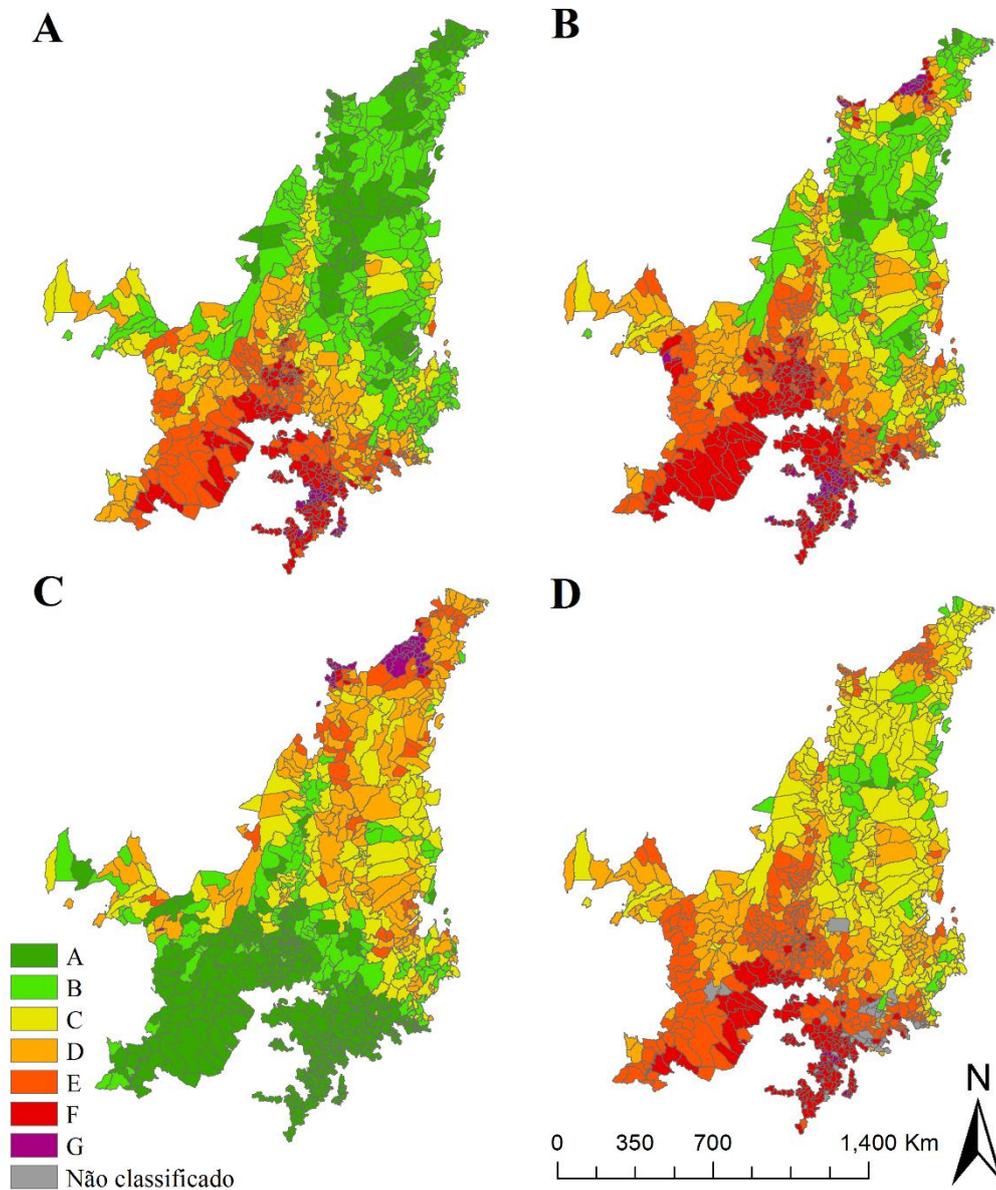


Figura 1. Municípios do Cerrado agrupados segundo classes de extensão desmatamento em 2000 (A) e 2010 (B), incremento percentual do desmatamento entre 2000 e 2010 (C) e fronteira do desmatamento (D).

Tabela 1. Critérios da classificação dos municípios em sete classes (A a G) de extensão, fronteira e incremento do desmatamento do Cerrado.

Classe	Extensão do desmatamento (%)	Fronteira do desmatamento		Incremento do desmatamento (2000-2010) (%)
		Atividade de desmatamento (%)	+ Extensão do desmatamento (%)	
A	< 5% (2000: n = 133; 2010: n = 18)	< 0,5%	< 5% (n = 2)	< 25% (n = 472)
B	≥ 5% - < 25% (2000: n = 244; 2010: n = 154)	≥ 0,5% - < 5%	< 25% (n = 44)	≥ 25% - < 50% (n = 122)
C	≥ 25% - < 40% (2000: n = 102; 2010: n = 130)	≥ 5%	< 40% (n = 253)	≥ 50% - < 100% (n = 138)
D	≥ 40% - < 60% (2000: n = 159; 2010: n = 184)	≥ 5%	≥ 40% - < 60% (n = 171)	≥ 100% - < 300% (n = 138)
E	≥ 60% - < 75% (2000: n = 155; 2010: n = 166)	≥ 5%	≥ 60% (n = 291)	≥ 300% - < 1000% (n = 58)
F	≥ 75% - < 90% (2000: n = 177; 2010: n = 281)	≥ 0,5% - < 5%	≥ 75% (n = 184)	≥ 1000% - < 2000% (n = 7)
G	≥ 90% (2000: n = 34; 2010: n = 71)	< 0,5%	≥ 90% (n = 11)	≥ 2000% (n = 44)
Não classificado	-		(n = 48)	-

Análises estatísticas

Tal como para o desmatamento, representamos os indicadores socioeconômicos de
3625 duas formas: pelo seu valor absoluto e pelo seu incremento/redução percentual entre 2000 e
2010 (Espírito-Santo et al. 2016). Comparamos a média do valor absoluto dos indicadores
entre as classes de extensão, fronteira e incremento do desmatamento, bem como a média do
incremento/redução percentual dos indicadores entre as classes de fronteira e incremento
percentual do desmatamento. Para tal, aplicamos o teste não paramétrico Kruskal-Wallis,
3630 seguido do seu respectivo teste de comparação múltipla entre os níveis das classes de
desmatamento [função *kruskalmc* do pacote *pgirmess* v. 1.6.9 (Giraudoux 2019) do programa
R v. 3.5.0 (R Core Team 2017)]. Dividimos o bioma nas regiões norte, centro e sul (Figura 2)
com o intuito de representar a heterogeneidade própria do Cerrado, cujas regiões tem sua
própria história, geografia, economia e clima (Weinhold et al. 2015). Pautamos essa divisão
3635 no claro gradiente de desmatamento e fragmentação que se estabelece no bioma entre o norte
e sul (vide espacialização do Índice Integral de Conectividade no Cerrado, capítulo 1), bem
como na delimitação da região do Matopiba. Para testar possíveis diferenças entre as mesmas,
reaplicamos a mesma estatística acima, especificamente, nos contrastes entre o
incremento/redução do IDHM (e componentes) e do Gini, contra o incremento percentual do
3640 desmatamento.

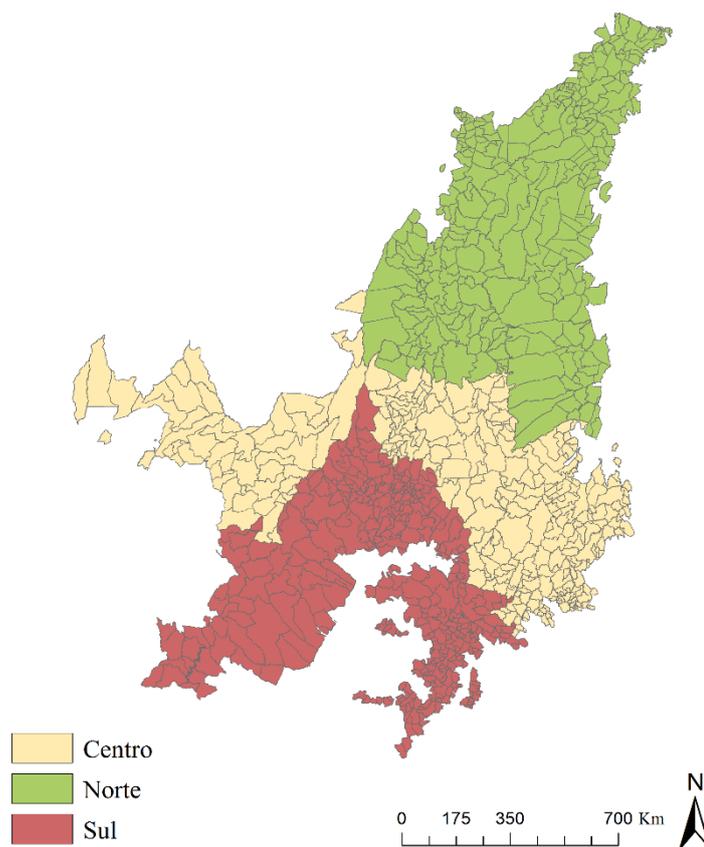


Figura 2. Divisão do bioma Cerrado nas regiões norte (n = 295), centro (n = 318) e sul (n = 391) e seus respectivos municípios.

3645

Tipologia de desempenho dos municípios

Adaptando a metodologia de Favareto et al. (2019), aplicamos um sistema de classificação por tipos (tipologia), classificando os municípios quanto ao seu desempenho em relação a quatro dimensões: produção de riquezas, social, econômica e status de conservação.

3650

Caracterizamos a produção de riquezas pelo PIB *per capita* municipal, a dimensão social pela associação entre o IDHM_E e IDHM_L e a dimensão econômica pela associação entre o IDHM_R e o Gini. Para o ano 2000, excluimos da análise 12 municípios cujos valores do PIB *per capita* municipal não estavam disponíveis.

3655

Status de conservação

Definimos o status de conservação em relação à porcentagem de Reserva legal (RL) e Área de Preservação Permanente (APP) que, segundo o Código Florestal brasileiro, deveria estar presente em cada município em forma de cobertura vegetal nativa. Estimamos que a

3660 cobertura esperada seria a exigência para as RL acrescida de 10%, que corresponderiam às
APP. A exigência de RL, entretanto, varia ao longo bioma. Para os municípios pertencentes à
Amazônia Legal, em que exige-se 35% de RL, definimos que a cobertura esperada seria de
45%. Consideramos pertencentes à Amazônia Legal aqueles municípios com mais de 60% de
sua área dentro do limite da mesma. Para os municípios do Piauí, em que exige-se 30% de
RL, definimos 40% de cobertura esperada. E para os demais municípios, exige-se 20% de RL,
3665 então definimos que a cobertura esperada seria de 30%.

Análises estatísticas

Aplicamos um corte para o desempenho dos municípios. Com relação aos indicadores
socioeconômicos, situamos cada município acima ou abaixo da média dos municípios do
3670 estado ao qual pertence, acreditando que as médias estaduais enquadram o município mais
adequadamente em relação à sua realidade local (Favareto et al. 2019). Assim, classificamos o
desempenho dos municípios com o IDHM (e seus componentes) acima da média como
positivo e abaixo da média como negativo; com o Gini acima da média como negativo e
abaixo da média como positivo; e com o PIB *per capita* municipal acima da média como rico
3675 e abaixo da média como pobre. Para o status de conservação, se os municípios possuíam
quantidade igual ou maior de área nativa do que o limiar de exigência de RL e APP definido,
classificamos como tendo conservação mínima, e se possuíam quantidade menor, como tendo
conservação insuficiente. O Distrito Federal foi comparado com as medianas referentes ao
estado de Goiás.

3680 Para a criação da dimensão social, associamos o desempenho dos municípios em
relação ao IDHM_E e IDHM_L, e para a dimensão econômica, em relação ao Gini e
IDHM_R. Consideramos que as dimensões tiveram desempenho positivo se seus dois
indicadores foram classificados como positivos, negativo se seus dois indicadores foram
classificados como negativos e mediano se um de seus indicadores foi classificado como
3685 positivo e o outro como negativo (Figura 3).

3690

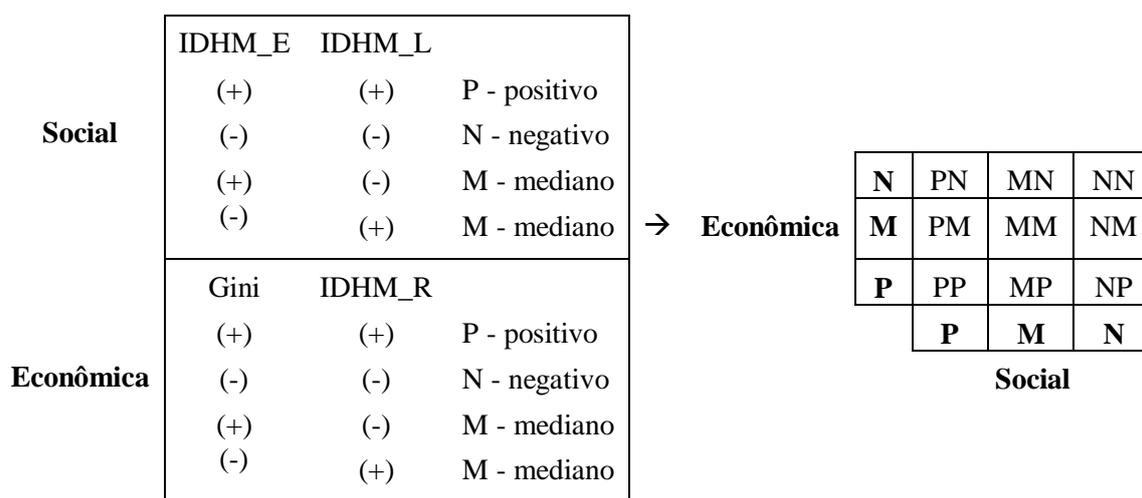


Figura 3. Esquema da associação dos indicadores selecionados para a classificação do desempenho das dimensões social e econômica dos municípios do Cerrado.

3695

Hierarquizamos as dimensões de modo a primeiramente discriminar os municípios quanto ao seu desempenho relativamente à dimensão produção de riqueza, depois quanto à dimensão do status de conservação, e em seguida quanto às dimensões social e econômica. Quantificamos, então, quantos municípios se enquadraram em cada uma das categorias formadas pelas associações das dimensões e as mais frequentes combinações de transições entre as quatro tipologias entre 2000 e 2010. Por fim, utilizamos o programa R v. 3.5.0 (R Core Team 2017) para realizar uma Análise de Correlação Canônica (CCA) entre as dimensões social, econômica (acrescida do indicador PIB *per capita* municipal) e a porcentagem de área nativa do município, para averiguar qual o nível de correlação entre as mesmas.

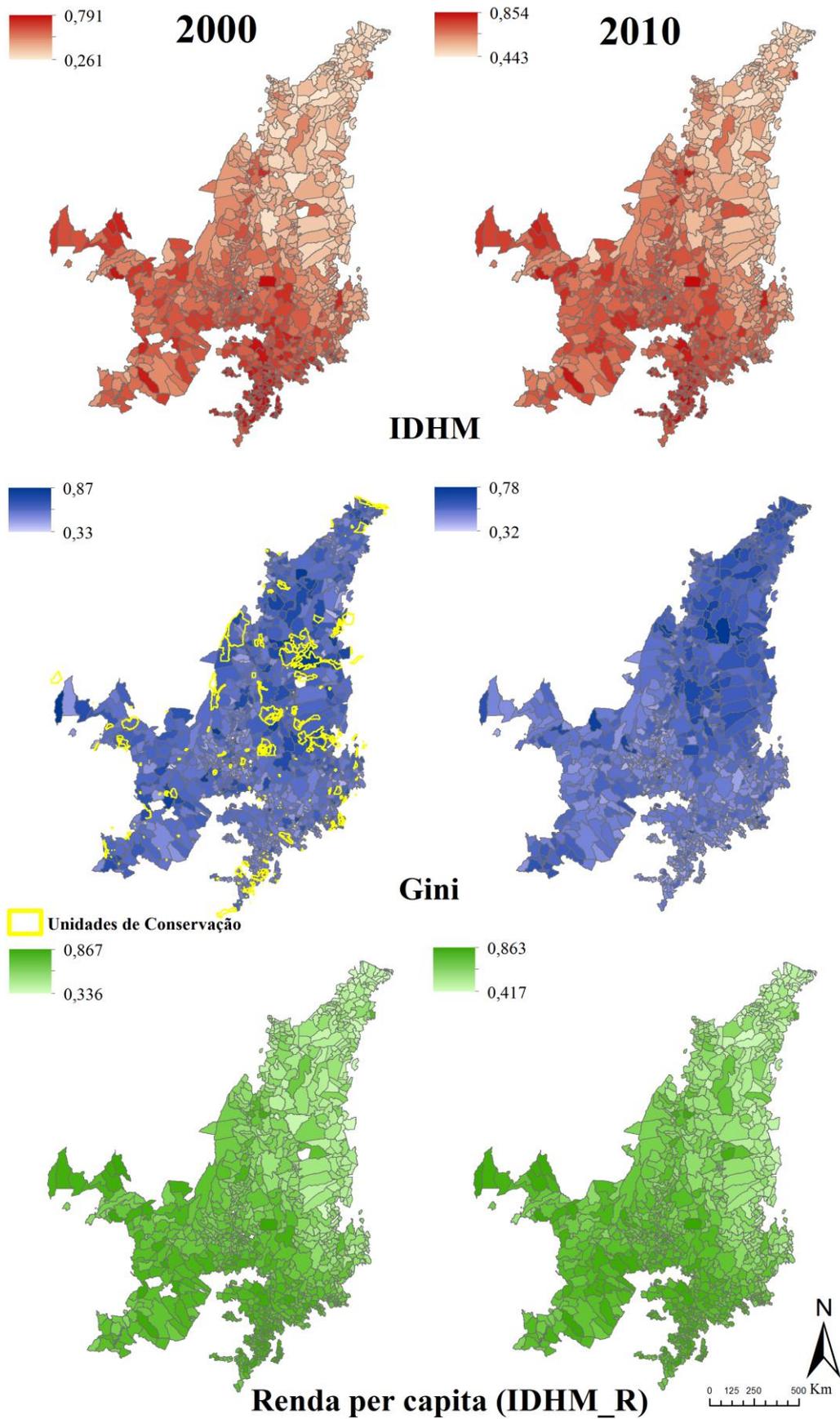
3705

RESULTADOS

Os valores absolutos do IDHM e dos seus três componentes variaram significativamente e apresentaram, em média, aumento progressivo ao longo do gradiente da extensão do desmatamento, em ambos os anos, sendo os valores em 2010 majoritariamente superiores aos de 2000 (IDHM_{2000/2010}: H = 400,36; IDHM_R₂₀₀₀: H = 400,36; IDHM_R₂₀₁₀: H = 394,39; IDHM_E₂₀₀₀: H = 576,97; IDHM_E₂₀₁₀: H = 329; IDHM_L₂₀₀₀: H = 576,57; IDHM_L₂₀₁₀: H = 285,32; $g_l = 6, p < 0,01$) (Figura 4 e 5). Em 2000, a diferença dos indicadores entre as classes de extensão do desmatamento se mostrou mais acentuada. Já em 2010, a partir da classe E, ou seja, a partir de 60% de desmatamento dos municípios, os valores dos indicadores apresentaram variação pouco ou nada significativa entre si. Ao longo

3715

do gradiente da fronteira do desmatamento, os valores absolutos dos indicadores de 2010 também foram progressiva e significativamente maiores (IDHM: H = 440,45; IDHM_R: H = 437,03; IDHM_E: H = 308,83; IDHM_L: H = 352,91; gl = 6, p < 0,01), embora a partir da classe F, que representa municípios com atividade de desmatamento menor que 5% e extensão do desmatamento maior que 75%, os índices já não diferiram significativamente entre si (Figura 6).



3725 Figura 4. Espacialização dos indicadores IDHM, Gini e componente renda *per capita* do IDHM, em 2000 e 2010.

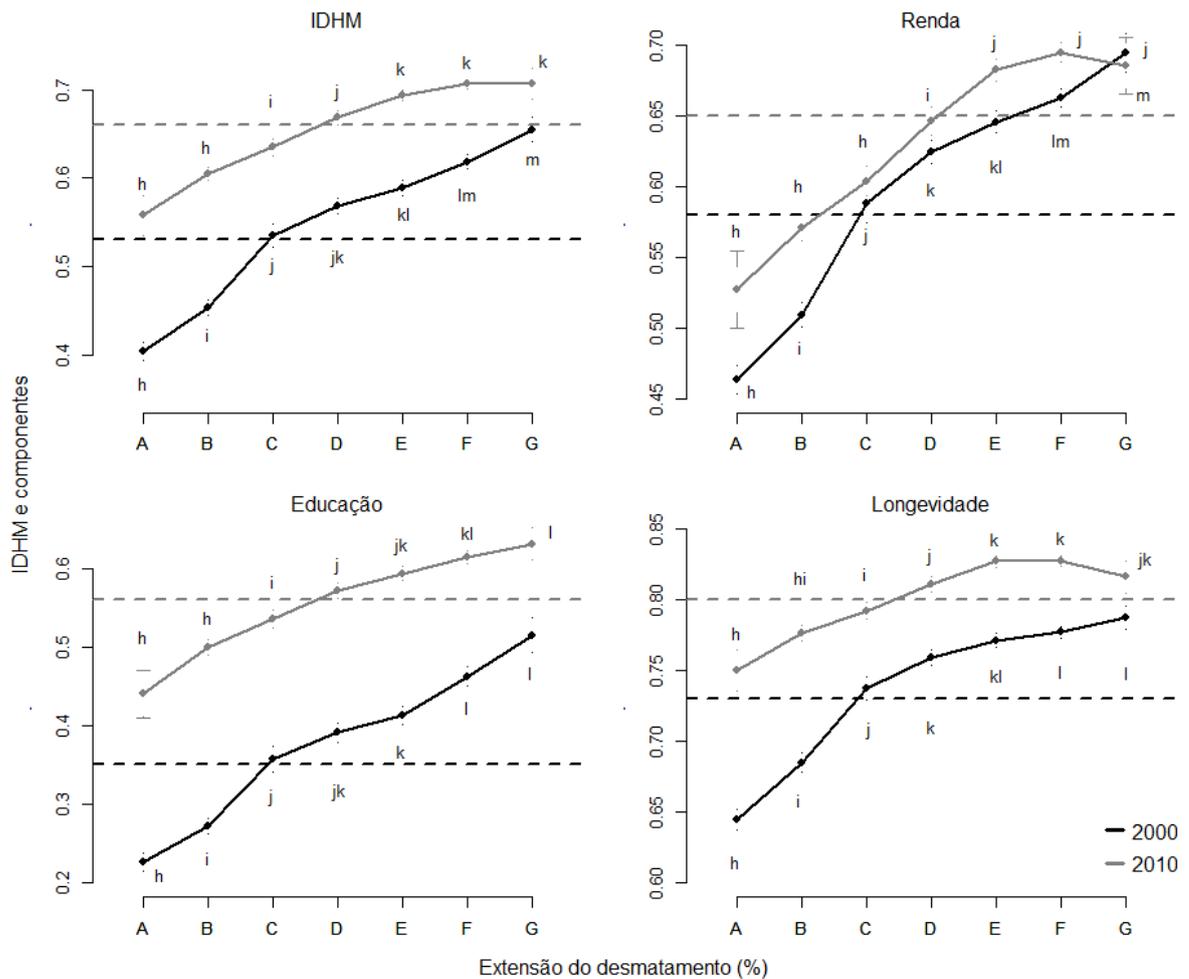


Figura 5. Variação da média do IDHM e componentes (renda, educação e longevidade) ao longo do gradiente de classes A a G de extensão do desmatamento do Cerrado, em 2000 e 2010. Linhas horizontais tracejadas representam a mediana entre todos os municípios brasileiros. Classes sem letras em comum (h, i, j, k, l, m) diferem significativamente (teste de comparação múltipla: $p < 0,05$).

O incremento médio do IDHM e de seus componentes entre 2000-2010 contrastado com a fronteira do desmatamento foi maior no início da fronteira, seguido de uma redução com o avançar da mesma (IDHM: $H = 410,65$; IDHM_R: $H = 199,56$; IDHM_E: $H = 377,54$; IDHM_L: $H = 236,37$; $g1 = 6$, $p < 0,01$). Entre as classes B e F, houve variações significativas do incremento dos indicadores, que tenderam partir de valores maiores a menores ao longo do gradiente, embora entre as classes A e G nenhum dos indicadores tenha diferido significativamente. Já o contraste com o incremento do desmatamento mostrou os indicadores com incrementos progressivos e significativamente maiores até apenas a classe D (a partir da

qual se situam os municípios com aumentos percentuais de mais de 300% no desmatamento) (IDHM: H = 541,04; IDHM_R: H = 262,97; IDHM_E: H = 479,3; IDHM_L: H = 414,56; gl = 6, p < 0,01). Após essa classe, o incremento dos indicadores não se fez mais significativo (Figura 6).

3745

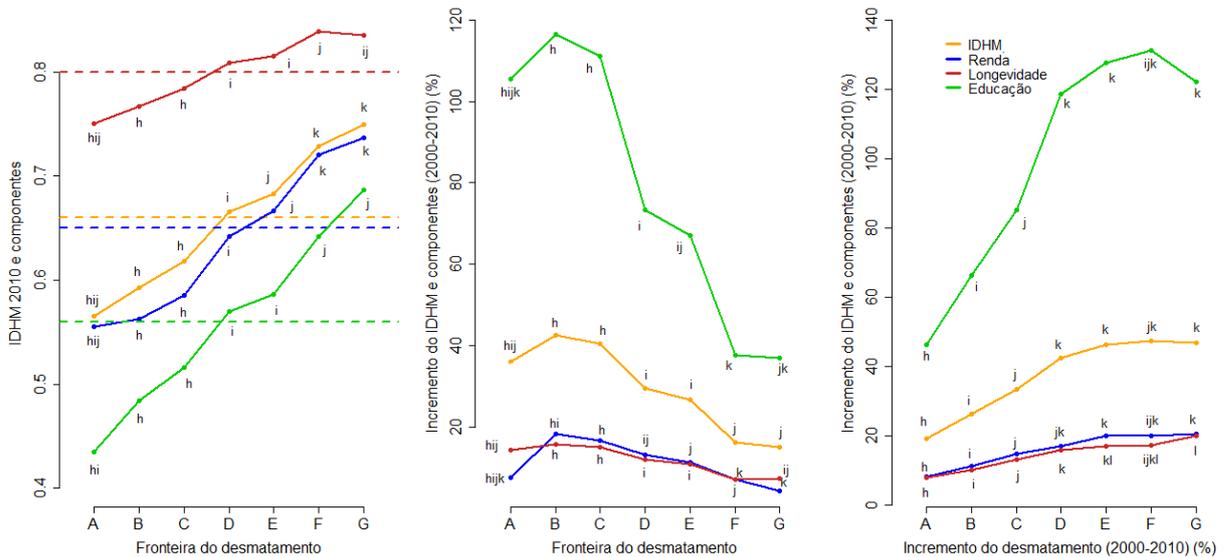


Figura 6. Variação da média do IDHM e componentes de 2010 (esquerda) e do incremento do IDHM e componentes (centro) ao longo do gradiente de classes A a G da fronteira do desmatamento, e variação da média do incremento do IDHM e componentes (direita) ao longo do gradiente de classes A a G do incremento do desmatamento do Cerrado. Linhas horizontais tracejadas representam a mediana entre todos os municípios brasileiros. Classes sem letras em comum (h, i, j, k, l) diferem significativamente (teste de comparação múltipla: p < 0,05).

3750

3755

Considerando as três regiões do Cerrado, no norte ocorreram incrementos significativos do IDHM (especialmente educação e IDHM) em relação ao incremento do desmatamento, sobretudo entre as classes B e D. Entre D e G, aparentou-se uma estabilização do incremento dos indicadores (IDHM: H = 49,87; IDHM_R: H = 22,58; IDHM_E: H = 39,54; IDHM_L: H = 49,88; gl = 6, p < 0,01). Com exceção da longevidade, os valores dos indicadores nas classes A e G não diferiram significativamente. No centro, fez-se mais evidente o crescimento, seguido por redução, do incremento do IDHM e da renda ao longo do gradiente do incremento do desmatamento (IDHM: H = 78,64; IDHM_R: H = 40,98; IDHM_E: H = 39,54; IDHM_L: H = 19,07; gl = 5, p < 0,01). Notou-se, especialmente, uma

3760

redução no incremento da educação, renda e IDHM na classe G e, novamente, os valores dos indicadores nas classes A e G não diferiram significativamente; essa região, particularmente, não apresentou municípios classificados na classe F. No sul, só houve municípios classificados nas classes de A, B e C. Nessa região, o incremento do desmatamento só esteve associado com o incremento dos indicadores da classe A para a B; o desmatamento refletido pela classe C não se associou ao aumento significativo dos indicadores (IDHM: H = 21,26; IDHM_R: H = 21,11; IDHM_E: H = 13,54; IDHM_L: 6,16; gl = 2, p < 0,05) (Figura 7).

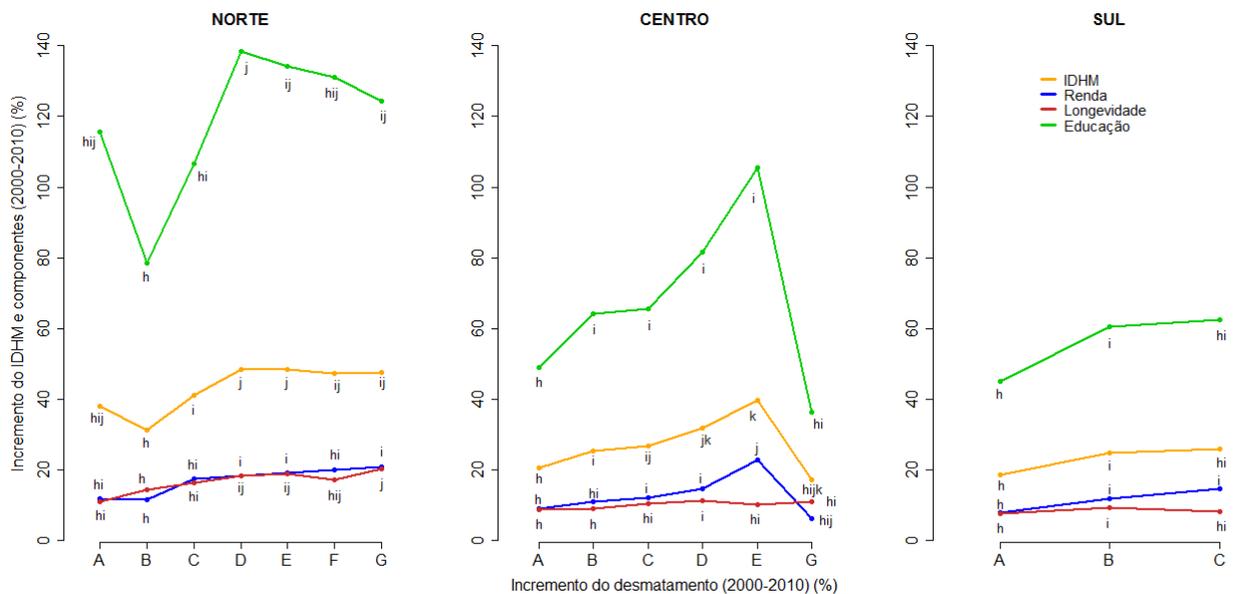


Figura 7. Variação da média do incremento do IDHM e componentes ao longo do gradiente de classes A à G do incremento do desmatamento do Cerrado. Classes sem letras em comum (h, i, j, k) diferem significativamente (teste de comparação múltipla: p < 0,05).

O valor absoluto do índice Gini foi progressivamente menor ao longo dos gradientes da extensão ($H_{2000} = 122,62$; $H_{2010} = 215,82$; gl = 6, p < 0,01) e da fronteira do desmatamento ($H = 213,66$, gl = 6, p < 0,01), sendo os valores em 2010 em sua maioria inferiores aos de 2000 (Figura 8). Em 2010, a partir da classe E de extensão do desmatamento, notaram-se variações não significativas no indicador. Com relação à fronteira do desmatamento, o indicador teve valores progressivamente menores nas classes intermediárias do gradiente, enquanto sua redução percentual entre 2000 e 2010 foi maior nas classes finais em comparação com às classes iniciais do gradiente ($H = 26,51$, gl = 6, p < 0,01), embora em ambos os casos as classes extremas (A a G) não tenham diferido significativamente. A

redução percentual do Gini entre 2000 e 2010, quando contrastada com o incremento do desmatamento, foi maior nas classes iniciais do gradiente, mas parou de variar significativamente a partir da classe D ($H = 64,94$, $gl = 6$, $p < 0,01$).

3790

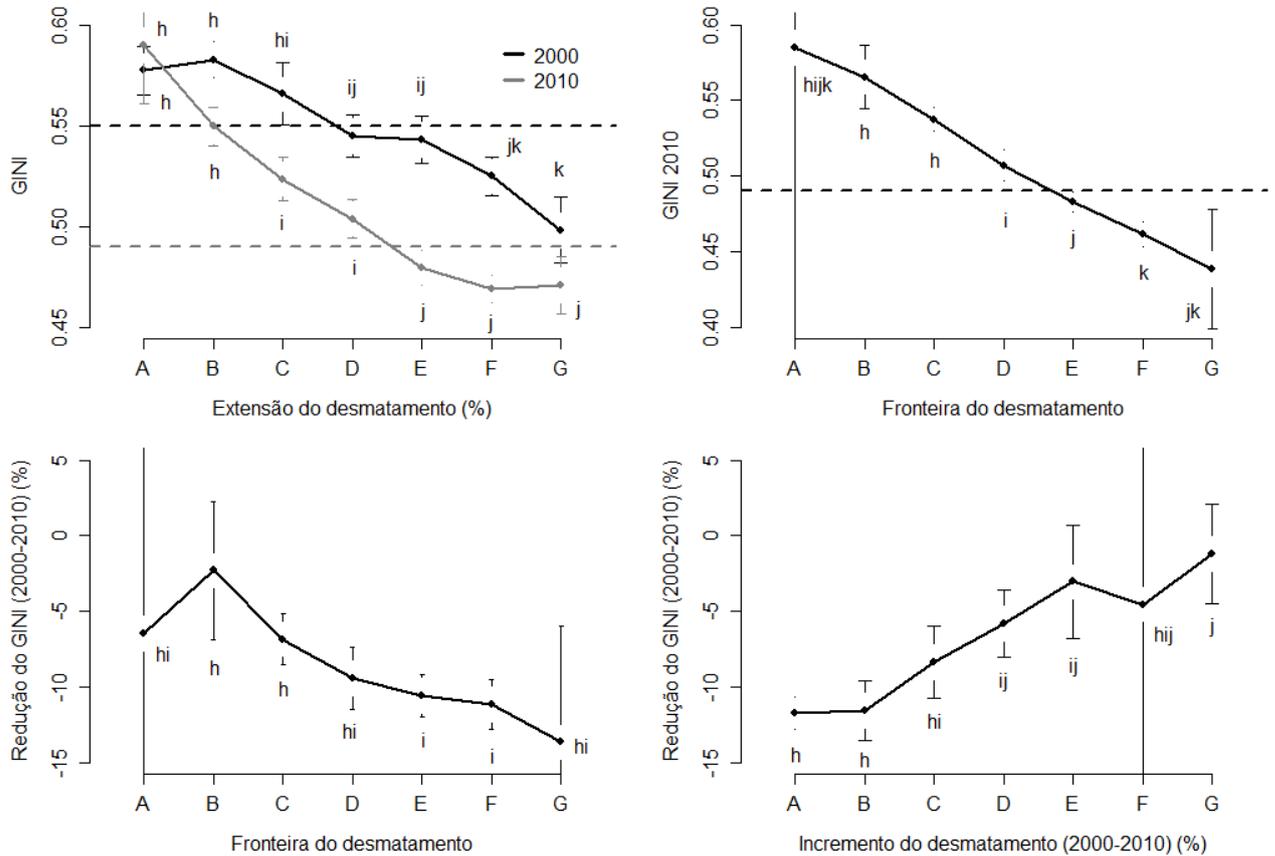


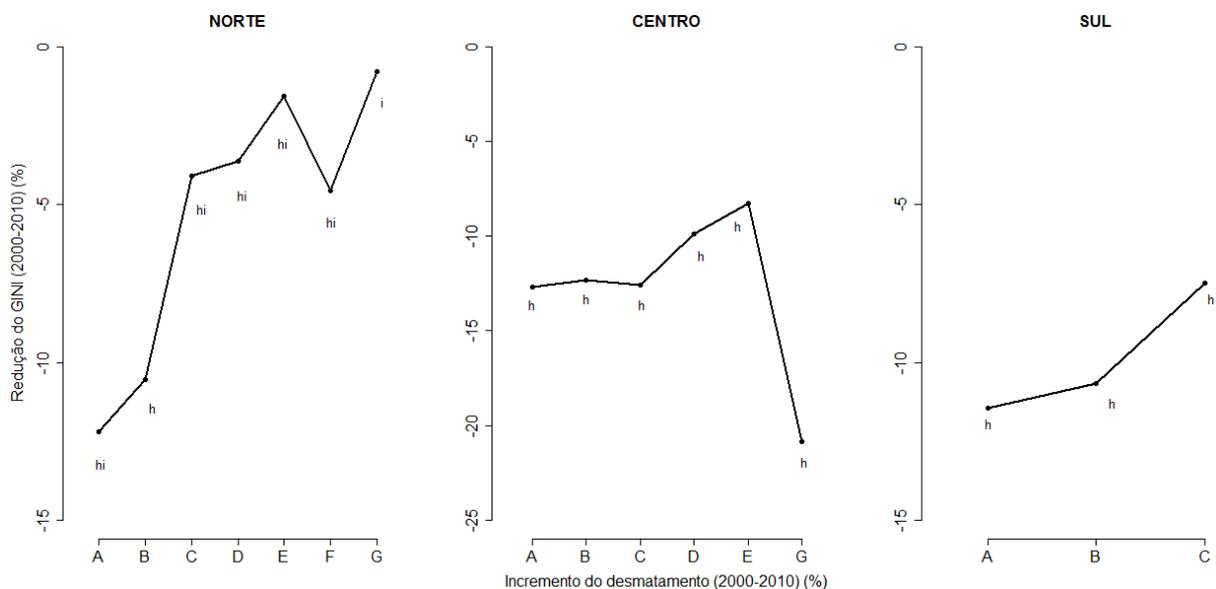
Figura 8. Variação da média da redução do Gini ao longo do gradiente de classes A a G de extensão (esquerda superior) e fronteira (direita superior) do desmatamento do Cerrado, para os anos 2000/2010 e 2000, respectivamente. Variação média da redução do Gini ao longo do gradiente de classes A à G de fronteira e incremento do desmatamento do Cerrado. Linhas horizontais tracejadas representam a mediana entre todos os municípios brasileiros. Classes sem letras em comum (h, i, j, k) diferem significativamente (teste de comparação múltipla: $p < 0,05$).

3795

3800

Entre as três regiões do Cerrado, no norte, a variação da redução do Gini entre a maioria das classes de incremento do desmatamento não foi significativa, sendo-o apenas entre as classes B e G ($H = 15,41$, $gl = 6$, $p < 0,05$). Ou seja, a diminuição do Gini é acentuada em municípios com incremento de até 50% do desmatamento, mas é quase irrisória em municípios com mais de 3000% de aumento no desmatamento. No centro e no sul, a redução

3805 do indicador não variou significativamente entre nenhuma das classes do desmatamento (centro: $H = 1,24$, $gl = 5$, $p = 0,94$; sul: $H = 0,81$, $gl = 2$, $p = 0,66$) (Figura 9).



3810 Figura 9. Variação da média da redução do Gini das regiões norte, centro e sul, ao longo do gradiente de classes A à G do incremento do desmatamento do Cerrado. Classes sem letras em comum (h, i) diferem significativamente (teste de comparação múltipla: $p < 0,05$).

3815 As dimensões social e econômica foram as mais correlacionadas entre si (2000: $r = 0,91$; 2010: $r = 0,90$), seguido das correlações entre a dimensão econômica (2000: $r = 0,39$; 2010: $r = 0,40$) e social (2000: $r = 0,33$; 2010: $r = 0,28$) e a porcentagem de área nativa do município. Os indicadores das dimensões social e econômica e o PIB *per capita*, em média, melhoraram em 2010 em comparação à 2000 (Figuras 5 e 10; PIB *per capita*: R\$ 4.520,70 - 2000; R\$ 13.876,06 - 2010). Quanto à tipologia de desempenho, da totalidade dos municípios analisados em 2000, 63% deles eram pobres e 37% ricos, e 30% tinham conservação insuficiente e 70% conservação mínima; em 2010, 64% deles eram pobres e 36% ricos, e 45% tinham conservação insuficiente e 55% conservação mínima. Independente do status de conservação, a maioria dos municípios pobres (2000: ~43-44%; 2010: ~40-47%) teve desempenho social e econômico negativo ou mediano, enquanto a maioria dos municípios ricos (2000: ~53-61%; 2010: ~50-56%) teve desempenho social positivo e econômico positivo ou mediano (Tabela 2).

3820

3825

Comparando-se os dois anos, entre os municípios pobres com conservação insuficiente, notou-se que, proporcionalmente, a maioria permaneceu nas mesmas duas

classes de desempenho socioeconômico (social negativo, econômico mediano e social e econômico medianos), embora tenha aumentado a proporção dos municípios na classe social e econômico medianos. Entre os municípios pobres com conservação mínima, a mesma proporção de municípios permaneceu com desempenho social e econômico negativos, enquanto cresceu a proporção de municípios com desempenho social e econômico medianos e diminuiu a de municípios com desempenho social negativo e econômico mediano. Já entre os municípios ricos com conservação tanto insuficiente quanto mínima, a maioria dos municípios permaneceu nas mesmas duas classes de desempenho socioeconômico (social positivo e econômico positivo ou mediano), tendo havido, em ambos os casos, um pequeno aumento da proporção de municípios nas classes social e econômico positivo em detrimento da classe social positivo e econômico mediano (Tabela 2).

3840

3845

3850

3855

Tabela 2. Distribuição dos municípios do Cerrado, em 2000 e 2010, segundo a tipologia de desempenho que engloba quatro dimensões: produção de riquezas, social, econômica, e status de conservação. Negrito = as duas maiores porcentagens de cada classe. C = conservação.

Social	Econômico	Pobres				Ricos			
		C. insuficiente		C. mínima		C. insuficiente		C. mínima	
		2000	2010	2000	2010	2000	2010	2000	2010
Negativo	Negativo	7 (4%)	13 (5%)	98 (21%)	79 (21%)	-	4 (2%)	11 (5%)	7 (4%)
Negativo	Mediano	35 (22%)	58 (22%)	103 (22%)	70 (18%)	15 (11%)	13 (7%)	16 (7%)	17 (10%)
Mediano	Negativo	5 (3%)	16 (6%)	45 (10%)	53 (14%)	-	4 (2%)	6 (2%)	11 (6%)
Negativo	Positivo	4 (3%)	3 (1%)	7 (2%)	5 (1%)	4 (2%)	6 (3%)	6 (2%)	4 (2%)
Positivo	Negativo	-	2 (1%)	11 (2%)	19 (5%)	-	-	3 (1%)	3 (2%)
Mediano	Mediano	34 (22%)	68 (25%)	96 (21%)	73 (19%)	22 (15%)	37 (19%)	43 (18%)	29 (17%)
Mediano	Positivo	15 (10%)	34 (13%)	19 (4%)	12 (3%)	15 (11%)	20 (10%)	23 (10%)	11 (6%)
Positivo	Mediano	32 (21%)	37 (14%)	54 (12%)	43 (11%)	55 (39%)	63 (33%)	73 (31%)	46 (27%)
Positivo	Positivo	24 (15%)	35 (13%)	29 (6%)	25 (7%)	31 (22%)	45 (23%)	51 (22%)	39 (23%)
Total (n ₂₀₀₀ = 992; n ₂₀₁₀ = 1004)		156 (16%)	266 (26%)	462 (47%)	379 (38%)	142 (14%)	192 (19%)	232 (23%)	167 (17%)

A distribuição espacial da tipologia de desempenho (Figura 10) mostrou que, de um modo geral, no sul do bioma se localizaram os municípios com conservação insuficiente, tanto ricos quanto pobres, sendo os ricos com desempenho socioeconômico tendendo ao positivo e os pobres com desempenho tendendo ao negativo. No centro estiveram, em sua maioria, municípios pobres, com conservação mínima, com desempenhos socioeconômicos variados, de mediano a negativo. No norte, estiveram distribuídos municípios que, em sua maioria, tinham conservação mínima, sejam ricos ou pobres. Entre 2000 e 2010, as mudanças espaciais mais claras foram o aumento dos municípios com conservação insuficiente, sejam ricos ou pobres, no sul e no oeste das regiões central e norte; a diminuição dos municípios com conservação mínima, sejam ricos ou pobres, na região central e sul (sobretudo no leste); e no norte, alguns municípios mudaram de classe de produção de riquezas (uns enriqueceram e outros empobreceram).

3870

3875

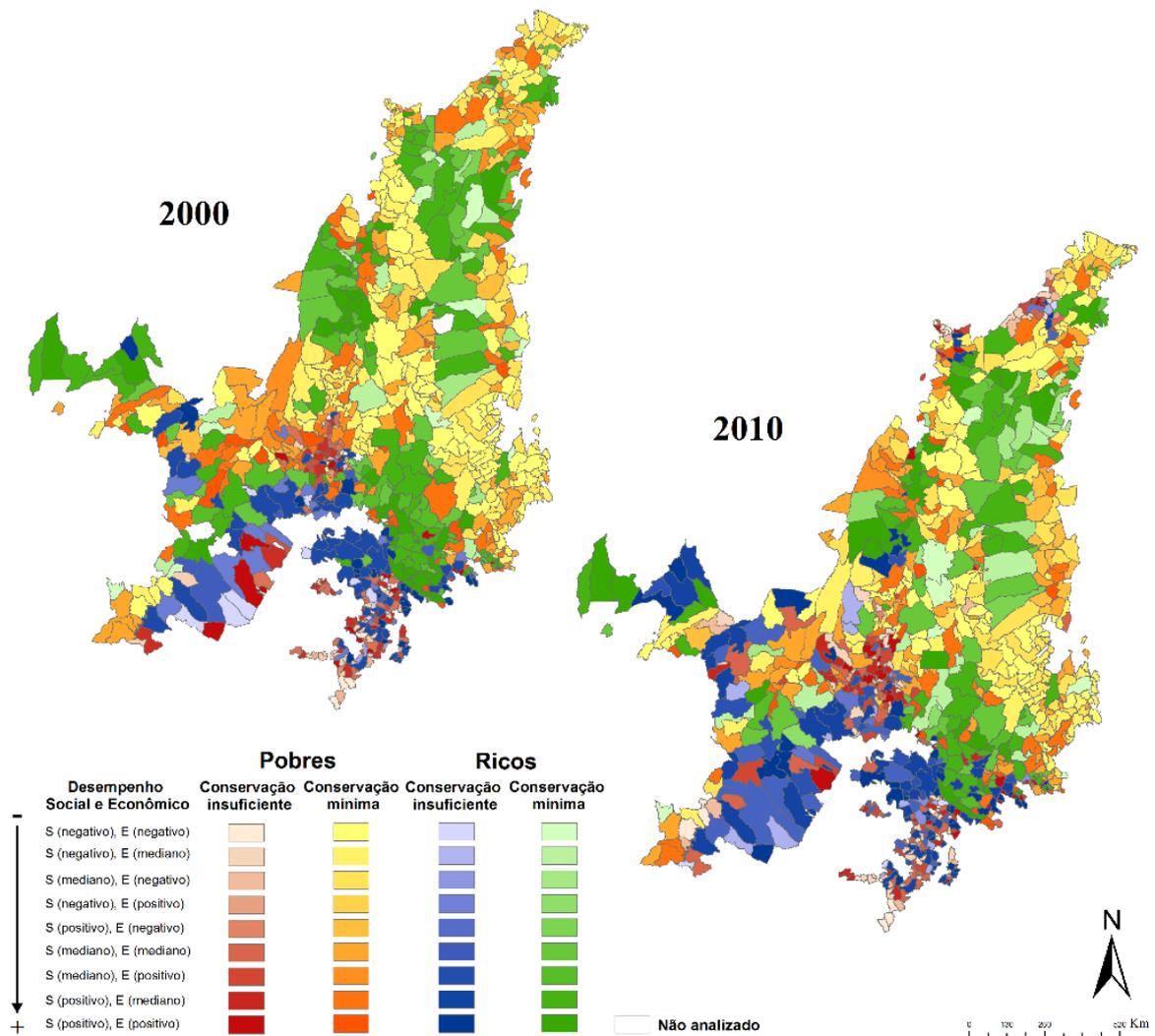


Figura 10. Espacialização da tipologia de desempenho dos municípios do Cerrado, em 2000 e 2010, que engloba quatro dimensões: produção de riquezas, social, econômica, e status de conservação.

3880

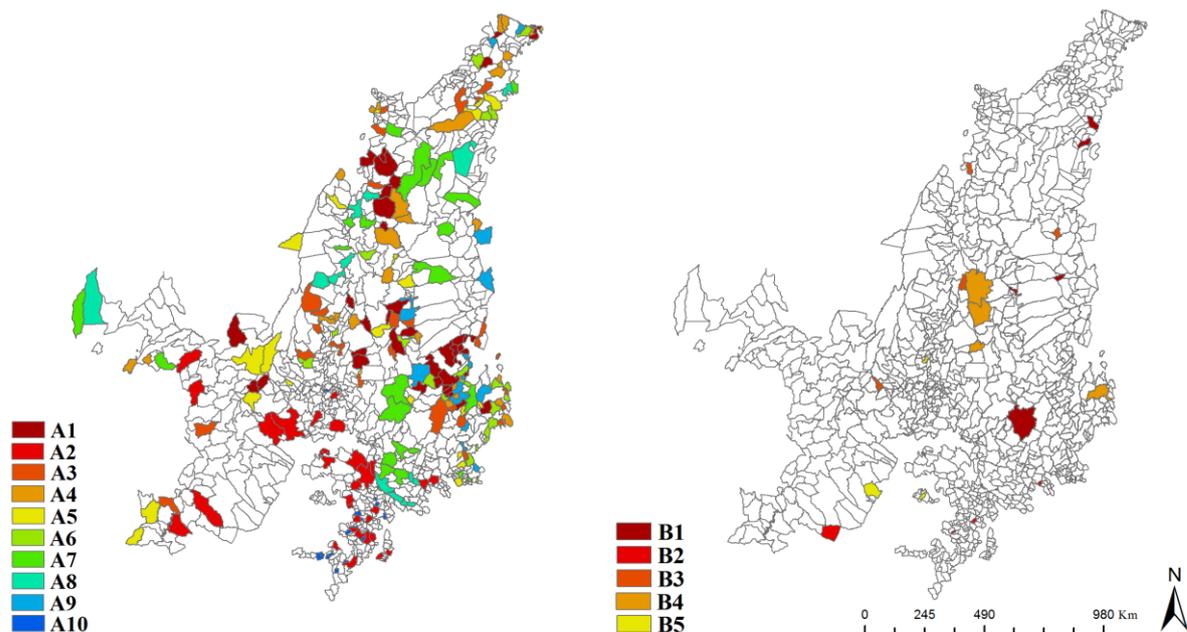
Ao considerar a transição das quatro dimensões da tipologia entre 2000 e 2010, obtivemos 313 diferentes combinações que se repetiram de modo mais ou menos frequente entre os municípios. As dez transições mais frequentes, que corresponderam a 23,8% dos municípios (n = 237), são apresentadas na Tabela 3. Dentre elas, a dimensão da produção de riquezas e o status de conservação não se alteraram ao longo do período considerado. Em apenas duas transições a dimensão econômica foi de mediana para negativa e vice versa, e em uma delas a dimensão social foi de negativa para mediana. As transições A2 e A10 estiveram localizadas no sul e as demais ao longo do centro e norte do bioma.

3885

3890 Quantificamos apenas 73 municípios que em 2000 eram pobres e em 2010 se tornaram
ricos (7,3% do total). Desses, obtivemos 49 diferentes combinações de transições, das quais
as cinco mais frequentes estão na Tabela 3 e corresponderam a 27,3% dos 73 municípios.
Nelas, o status de conservação não se alterou entre os anos. Por exemplo, na transição B1, a
dimensão social piorou, na B3, a dimensão social melhorou enquanto a econômica piorou, e
3895 nas demais, não houve alterações. Dos 20 municípios com as transições “B”, oito estiveram
no norte (sendo a maioria B1 e B3), seis no centro (sendo a maioria B4) e seis no sul (sendo a
maioria B2 e B5) (Figura 11).

Tabela 3. Dez transições mais frequentes das quatro dimensões da tipologia entre 2000 e 2010
3900 (n = 992) (A) e as cinco transições mais frequentes dentre os municípios cuja produção de
riquezas era classificada como pobre em 2000 e rico em 2010 (n = 73) (B). (+) = positivo, (-)
= negativo, (+/-) = mediano.

A - transições mais frequentes entre todos os municípios									
	Produção de riquezas		Social		Econômico		Status de conservação		Número de municípios
	2000	2010	2000	2010	2000	2010	2000	2010	
A1	Pobre	Pobre	(-)	(-)	(-)	(-)	Mínima	Mínima	37 (3,7%)
A2	Rico	Rico	(+)	(+)	(+/-)	(+/-)	Insuficiente	Insuficiente	31 (3,1%)
A3	Pobre	Pobre	(-)	(-)	(+/-)	(+/-)	Mínima	Mínima	28 (2,8%)
A4	Pobre	Pobre	(-)	(-)	(+/-)	(-)	Mínima	Mínima	26 (2,6%)
A5	Pobre	Pobre	(+/-)	(+/-)	(+/-)	(+/-)	Mínima	Mínima	24 (2,4%)
A6	Pobre	Pobre	(-)	(-)	(-)	(+/-)	Mínima	Mínima	23 (2,3%)
A7	Rico	Rico	(+)	(+)	(+/-)	(+/-)	Mínima	Mínima	23 (2,3%)
A8	Pobre	Pobre	(-)	(-)	(+/-)	(+/-)	Insuficiente	Insuficiente	15 (1,5%)
A9	Pobre	Pobre	(-)	(+/-)	(-)	(-)	Mínima	Mínima	15 (1,5%)
A10	Rico	Rico	(+)	(+)	(+)	(+)	Mínima	Mínima	15 (1,5%)
B - transições mais frequentes dentre municípios pobres em 2000 e ricos em 2010									
B1	Pobre	Rico	(+)	(+/-)	(+/-)	(+/-)	Mínima	Mínima	5 (6,8%)
B2	Pobre	Rico	(+)	(+)	(+)	(+)	Insuficiente	Insuficiente	4 (5,4%)
B3	Pobre	Rico	(-)	(+/-)	(+/-)	(-)	Mínima	Mínima	4 (5,4%)
B4	Pobre	Rico	(-)	(-)	(-)	(-)	Mínima	Mínima	4 (5,4%)
B5	Pobre	Rico	(+/-)	(+/-)	(+/-)	(+/-)	Insuficiente	Insuficiente	3 (4,1%)



3905 Figura 11. Espacialização das transições mais frequentes das quatro dimensões da tipologia
entre 2000 e 2010 (esquerda) e as cinco transições mais frequentes dentre os municípios cuja
produção de riquezas era classificada como pobre em 2000 e rico em 2010 (direita). Legenda:
vide tabela 3.

3910 **DISCUSSÃO**

Em geral, os valores absolutos do IDHM (e componentes) foram maiores quanto maior a extensão do desmatamento dos municípios, e maiores em 2010 do que em 2000. Porém, em 2010, nos municípios com mais de 60% de desmatamento, os indicadores apresentaram certa estabilização, tendo pouco ou nenhuma variação entre si. Quando
3915 contrastados com a fronteira do desmatamento, os indicadores apresentaram comportamento semelhante, embora a estabilização tenha se tornado aparente nos municípios com atividade de desmatamento menor que 5% e extensão do desmatamento maior que 75%. O incremento percentual desses índices entre 2000-2010, quando contrastado com a fronteira do desmatamento, teve uma tendência de maiores valores no início e menores valores no final da
3920 fronteira, sendo indistintos os extremos da mesma. No contraste com o incremento do desmatamento, esses indicadores cresceram progressiva e significativamente até a classe de municípios com aumentos de até 300% no desmatamento; acima disso, o crescimento dos indicadores não foi significativo.

No norte, houve incrementos significativos especialmente da educação e do IDHM em
3925 relação ao incremento do desmatamento, mas uma estabilização a partir da classe de
incremento de mais de 300% de desmatamento, sendo novamente indistinto os extremos do
gradiente. No centro houve crescimento, seguido por redução, do IDHM e renda ao longo do
gradiente, cuja última classe, no entanto, não fora significativamente diferente da penúltima, o
que sugere, igualmente, mais uma estabilização do incremento dos indicadores; a longevidade
3930 e a educação se mantiveram pouco diferenciadas ao longo do gradiente. No sul houve
incremento significativo dos indicadores associado a incrementos de até 50% no
desmatamento; após essa porcentagem, os indicadores se estabilizaram.

A desigualdade, medida por valores absolutos do índice Gini, em geral diminuiu ao
longo do gradiente da extensão do desmatamento, e entre os anos 2000 e 2010. Entretanto, em
3935 2010, municípios com mais de 75% de desmatamento não apresentaram redução significativa
da desigualdade. Contrastados com a fronteira do desmatamento, o Gini de 2010 e sua
redução percentual entre 2000-2010 tiveram uma queda nas classes intermediárias dos
gradientes, cujos extremos, novamente, não foram diferentes. Em contraste com o incremento
do desmatamento, a redução percentual da desigualdade foi maior nos municípios com
3940 incremento de até 100% no desmatamento, a partir de onde deixou de reduzir
significativamente. No norte, a diminuição da desigualdade foi mais expressiva em
municípios com incrementos de até 50% do desmatamento, porém ao passo que o
desmatamento foi proporcionalmente aumentando, essa diminuição foi se tornando ínfima.
Nas outras regiões, não houve variação significativa da desigualdade ao longo do gradiente de
3945 incremento do desmatamento.

Embora alguns de nossos resultados tiveram o padrão *boom-and-bust* visualmente
sugestivo, a média dos indicadores não diferiu significativamente a partir de um determinado
nível de desmatamento. Isto sugere, mais precisamente, um padrão do tipo *boom-and-*
stagnation, cujos indicadores apresentam um aumento nos estágios iniciais do gradiente de
3950 desmatamento, seguido por uma estabilização nos estágios intermediários ou finais. Esse
padrão se fez sobretudo mais evidente quando contrastados os incrementos/reduções
percentuais dos indicadores com o incremento do desmatamento. Estudos mostram que
municípios que estão no início do processo de desenvolvimento e têm baixos valores de
IDHM, experimentam incrementos percentuais maiores do que municípios que já tinham altos
3955 níveis iniciais do indicador e estão com o desenvolvimento mais avançado e estabelecido

(Weinhold et al. 2015; Caviglia-Harris et al. 2016), tal como observou Mueller e Martha Jr. (2008) ao comparar o IDHM de 1991 e 2000 de microrregiões do Cerrado.

O padrão *boom-and-bust* do desenvolvimento humano já foi observado na Amazônia e se deve provavelmente ao uso dos novos recursos gerados com o desmatamento (terras para o agronegócio, madeira, minerais) no início da fronteira. Estudos realizados na região (Rodrigues et al. 2009; Celentano et al. 2012) sugerem que inicialmente há uma melhora transitória nos indicadores, mas com subsequente queda na pós-fronteira, provavelmente como reflexo do esgotamento dos recursos naturais que suportam o aumento inicial. Tal situação é agravada pelo adensamento demográfico e pela queda na produtividade das áreas substitutas das florestas. Já no Cerrado, as áreas desmatadas são geralmente ocupadas por atividades produtivas do agronegócio com razoável permanência ao longo do tempo. Mesmo que essas áreas se tornem improdutivas, podem retomar a rentabilidade por dinâmicas de rotação, substituição ou integração, com a instalação de plantações sobre ou integradas às pastagens, e vice-versa (Martinelli e Filoso 2008; Kichel et al. 2014; Arruda et al. 2018; Sparovek et al. 2018). Talvez por isso, no Cerrado, os recursos gerados pelo agronegócio façam com que os indicadores não diminuam imediatamente após o desmatamento, mas se estabilizem a partir de certo nível de ocupação territorial. Atividades agrícolas baseadas em *commodities* podem reverter a tendência a um padrão de declínio (*bust*) por meio do acúmulo de riquezas, do estabelecimento de atividades comerciais intensivas e do reforço de instituições locais garantidoras o desenvolvimento socioeconômico de longo prazo (Arvor et al. 2017). Porém, os custos do desmatamento podem vir a aparecer com o passar do tempo, não sendo descartada a possibilidade do Cerrado vir a experimentar o declínio de seus indicadores. Em 2020, quando houver a divulgação do próximo censo nacional, será possível observar se essa perspectiva de declínio dos indicadores do desenvolvimento humano no Cerrado se concretizará.

O aumento do desenvolvimento humano e a redução da desigualdade podem ser devidos à ampliação de recursos, como a acessibilidade à educação, assistência médica, alguma renda local gerada pelo agronegócio (mercados de produtos, de insumos e de mão-de-obra), aumento da infraestrutura de transportes, associados à expansão das frentes agropecuárias (Mueller e Martha Jr. 2008; Sawyer 2011). Neste contexto, é importante considerar a concentração e origem dos migrantes nas fronteiras do desmatamento, que podem “importar” pessoas com níveis mais altos de educação, saúde, o que pode aumentar os níveis socioeconômicos dessas regiões e postergar um possível declínio quando o município

alcança altos níveis de desmatamento (Celentano et al. 2018). Acreditamos, no entanto, ser
3990 improvável que a melhora inicial nos indicadores socioeconômicos se dê pelo
estabelecimento de migrantes nas regiões desmatadas, possivelmente para trabalhar no
agronegócio. Isto porque geralmente os migrantes vêm de regiões com níveis de
desenvolvimento ainda piores (Carr 2009) e porque, no caso do Cerrado especificamente, a
3995 agropecuária moderna é caracterizada pela mecanização (Sawyer 2008) e pelo uso limitado de
mão-de-obra, sobretudo a não qualificada, o que acaba não atraindo grandes contingentes de
migrantes (Mueller e Martha Jr. 2008; Sawyer 2011). Neste sentido, nossos resultados são
limitados e apontam para a necessidade de investigações mais profundas sobre a influência de
fatores subjacentes ao desenvolvimento humano no Cerrado, como a natureza da migração.

Já a estagnação pode se dever ao atual modelo produtivo de agronegócio empregado
4000 no Cerrado, também caracterizado pelo seu domínio espacial em grande escala, que soterra os
pequenos produtores e as comunidades locais (Sawyer 2009). Ao passo da sua expansão na
paisagem, as melhores infraestruturas que foram criadas levam à melhoria no
desenvolvimento até um certo nível que atenda às necessidades da prática agropecuária. Após
isto, o aumento das riquezas pretensamente produzidas com o avanço do desmatamento
4005 provavelmente permanece concentrado em parte da população (grandes produtores) e não se
reflete para todo o município (Sawyer 2008). Por exemplo, Mueller e Martha Jr. (2008)
avaliaram o crescimento do PIB *per capita*, a densidade e o crescimento demográficos em
zonas de agricultura dinâmica no Cerrado em 2004 e mostraram que em muitas microrregiões
a forte expansão econômica gerada pelo agronegócio não trouxe benefícios para um grande
4010 contingente demográfico. Além disto, o aumento o PIB *per capita* ocorreu apenas porque
poucas pessoas concentram grandes rendas e poucas propriedades detém áreas extensas de
terra (Lapola et al. 2014). Segundo Favareto et al. (2019), nos municípios mais ricos do
Matopiba, a renda gerada não circula no município, o que significa que as pessoas mais
pobres não melhoraram de vida proporcionalmente, o que é mostrado pelos altos níveis de
4015 pobreza e a baixa renda familiar *per capita*. A renda, além de gerada concentradamente, não é
utilizada localmente, levando a uma economia especializada. Ou seja, as melhorias nos
indicadores socioeconômicos de municípios em que o agronegócio avança fortemente pode
ser dever apenas indiretamente às suas atividades, por meio das políticas públicas
direcionadas a estas regiões, e não pelo aumento das riquezas em si (Ferreira et al. 2008;
4020 Sawyer 2011; Espírito-Santo et al. 2016). Outrossim, as comunidades locais muitas vezes
buscam fora da agropecuária (o que compreende, inclusive, o êxodo rural) a renda para sua

subsistência (Lapola et al. 2014; Eloy et al. 2015), reforçando o questionamento de como tal modelo elevará o nível de desenvolvimento local de certos municípios. O fato dos lucros da agropecuária serem, muitas vezes, “exportados” e investidos em outras partes do país (Celentano et al. 2012) ou ainda a falta de investimentos em formas alternativas de capital (Caviglia-Harris et al. 2016) também devem ser considerados na análise de estagnação dos indicadores de desenvolvimento social no Cerrado.

A estagnação observada poderia ainda ser explicada com base na a “hipótese do desacoplamento”, que segundo Caviglia-Harris et al. (2016), indica que o desmatamento e o desenvolvimento socioeconômico não precisam estar correlacionados ao longo do tempo. O desmatamento pode ser, mas não necessariamente é, a base para melhorias no bem-estar por meio do desenvolvimento econômico. Assim, o crescimento inicialmente baseado no desmatamento pode ser sustentado e traduzido em ganhos prolongados de bem-estar, mesmo quando a cobertura vegetal está esgotada. À medida que a disponibilidade de recursos naturais diminui, esse prolongamento se daria por dinâmicas como o reinvestimento dos rendimentos resultante do desmatamento passado em capital físico, humano e natural, de modo que os recursos naturais sejam substituídos por outros insumos de produção que sustentam o crescimento econômico (ex.: reflorestamento ou melhorias na fertilidade do solo). É fundamental que o Cerrado alcance a dissociação entre o desmatamento e a produção agropecuária, por meio de políticas públicas e incentivos acertados de ordem social, econômica e tecnológica. Isto poderia ser alcançado, segundo alguns trabalhos, pela intensificação das práticas agrícolas e pelo cultivo duplo (Macedo et al. 2012; Caviglia-Harris et al. 2016; Arvor et al. 2017; Spera 2017). A fim de que, inclusive, não esteja fadado a ser o bioma a sofrer o efeito rebote da redução do desmatamento amazônico por um efeito indireto do uso do solo, e possa obter uma própria sustentabilidade (Arvor et al. 2017). Nossos resultados não permitem corroborar com robustez a hipótese do desacoplamento, sendo necessários estudos futuros que investiguem mais profundamente os padrões de desenvolvimento ao longo do tempo no Cerrado segundo os métodos propostos por Caviglia-Harris et al. (2016), aplicados na Amazônia. Por ora, indicamos apenas que o padrão *boom-and-bust* não parece ser o melhor modelo para explicar a relação entre desmatamento e desenvolvimento humano no Cerrado.

Nossos resultados estão mais de acordo com os estudos que, realizados na região amazônica, não evidenciaram a fase de declínio (*bust*) do desenvolvimento ao passo do desmatamento (Pinedo-Vasquez et al. 2001; Sears et al. 2007; Mangabeira 2010; Guedes et al.

4055 2012), mas que observaram um crescimento seguido por consolidação e estagnação (Hall e
Caviglia-Harris 2013). Weinhold et al. (2015), levando em conta séries temporais, não
encontraram sequer evidências do padrão *boom-and-bust* da renda ou do IDHM em relação ao
desmatamento. Em grande parte desses estudos, a metodologia aplicada na investigação
4060 diferiu da que aplicamos, sendo utilizadas séries temporais de dados longitudinais. Trabalhos
futuros podem aplicar essa metodologia para confirmar a estagnação que sugerimos com
nossos resultados. Já Tritsch e Arvor (2016) usaram dados transversais, semelhantemente aos
nossos, para avaliar a relação entre o desmatamento e o desenvolvimento socioeconômico
amazônico à luz da curva ambiental de Kuznets (EKC). Em consonância com nossos
resultados, os autores notaram, em 2010, os municípios da pós-fronteira (mais desmatados)
4065 com níveis de IDHM superiores aos municípios da pré-fronteira (menos desmatados),
indicando a mudança do padrão *boom-and-bust*, observado em 2000, para o padrão EKC. Eles
também demonstraram uma outra medida de estabilização quando, para testar a EKC,
contrastaram o desmatamento e a renda *per capita*, verificando que esta relação alcança um
platô a partir de altos níveis da atividade do desmatamento. Por fim, afirmaram que a
4070 atividade de desmatamento não é necessária para o alcance do desenvolvimento
socioeconômico, e que a consistência das atividades econômicas das regiões pós-fronteiras,
dominadas pela agricultura intensiva orientada por *commodities*, tornam improvável o
ressurgimento do padrão *boom-and-bust*.

Uma análise da relação entre o desenvolvimento humano e a extensão do
4075 desmatamento com uma abordagem transversal, como feita por nós e por outros autores
(Rodrigues et al. 2009, Celentano et al. 2012), implica em interpretar padrões transversais
como indicativos de um relacionamento temporal, como se todos os municípios tendessem à
mesma trajetória (Weinhold et al. 2015). Ou seja, a variação dos indicadores entre municípios
pode não ser um bom indicativo da variação ao longo tempo dentre dos municípios. Assim, os
4080 resultados de Rodrigues et al. (2009) e Celentano et al. (2012) podem ser artefatos espúrios da
estruturação espacial do IDHM dos municípios amazônicos entre o extremo leste (estado do
Maranhão) e o extremo oeste da Amazônia (estado do Amazonas) (Weinhold et al. 2015).
Acreditamos que a realização das análises por regiões do Cerrado e em dois intervalos
temporais contornaram, em alguma medida, tais problemas. Deste modo, sugerimos a
4085 estagnação da relação entre desmatamento e desenvolvimento humano, mesmo tendo
emergido, das três regiões do Cerrado, alguma variação nesse padrão.

Municípios amazônicos têm mostrado uma tendência a uma convergência dos seus valores de IDHM, ou seja, aumentos progressivos ao longo do tempo rumo à média brasileira (Weinhold et al. 2015; Caviglia-Harris et al. 2016), indicando que o bem estar humano pode
4090 continuar a melhorar mesmo após uma região ter experimentado significativa ocupação e desmatamento (como pode ser o caso do sul do Cerrado na década analisada por nosso estudo), o que reduziria a pressão para a abertura de novas áreas. Weinhold et al. (2015), no entanto, afirmam que embora possa parecer que seus resultados apontem para a conclusão de que o aumento do desmatamento leva a um aumento no bem estar humano, suas análises não
4095 permitem esta natureza de conclusão por não haver a certeza se o desmatamento é um determinante da melhoria de vida. Por exemplo, no norte do estado de Minas Gerais, Espírito-Santo et al. (2016) não observaram correlação entre os indicadores de bem-estar e as taxas de desmatamento, regeneração ou mudança de área líquida do Cerrado entre 2000 e 2015. Os autores sugerem que a relação entre a perda de Cerrado ao longo do tempo e o bem-estar
4100 humano pode ser dependente da escala, ressaltando a importância de se considerar particularidades socioeconômicas de cada região. Atualmente, o Cerrado ainda está experimentando avanços expressivos do desmatamento (INPE 2019). Portanto, as políticas sociais e ambientais deveriam se concentrar em áreas onde o desmatamento é ainda muito ativo, com no norte, para fins da melhoria de sua situação socioeconômica e cumprimento das
4105 exigências ambientais legais.

Nossa análise investigou padrões relativos de desenvolvimento no espaço e no tempo por considerar dois intervalos temporais de dados. O trabalho de Rodrigues et al. (2009), que só analisou o ano de 2000, indica que não necessariamente todos os municípios sigam, individualmente, a trajetória do aumento, estabilização e redução dos indicadores com o
4110 avanço do desmatamento. Nosso trabalho mostra que o aumento dos indicadores seguido da estabilização vem se repetindo ao longo do tempo e pode ser a forma com que o desenvolvimento humano está, por ora, associado ao desmatamento do Cerrado. Ademais, a medida de incremento percentual dos indicadores por nós usada sustenta esta interpretação por ter em si embutida um aspecto temporal, o que mostra que somente até um certo limiar o
4115 aumento do desmatamento é acompanhado pelo aumento dos indicadores, o que parece ser mais refinado do que usar o valor absoluto dos mesmos. Todavia, é preciso cautela nesta afirmação, uma vez que um possível padrão *boom-and-bust* poderia ocorrer em uma escala temporal que ainda não pudemos detectar.

Muitos municípios do Cerrado se encontram com valores do IDHM e Gini não ideais, abaixo da mediana brasileira. Dada a estagnação observada em relação ao incremento do desmatamento, percebe-se que depender do desmatamento para a melhoria do desenvolvimento humano e da economia pode não ser uma boa estratégia. Por exemplo, dados recentes mostram que o Gini vinha decrescendo desde 2002, mas estagnou entre 2016 e 2017, e se corrigido pelos dados do imposto de renda de pessoa física, essa estagnação vem desde 2012 (Oxfam Brasil 2018). Ou seja, municípios com baixo desenvolvimento e baixa cobertura vegetal terão que necessariamente encontrar outras opções para melhorar seu desenvolvimento humano, enquanto aqueles com baixo desenvolvimento e alta cobertura vegetal terão que repensar o modelo produtivo do agronegócio. Por exemplo, Vanwey et al. (2013) propõem que a intensificação da agricultura aliada aos sistemas de plantio com rotação de duas culturas anuais tem forte associação com o desenvolvimento socioeconômico, expressada pela melhoria da renda e educação da população. Boerema et al. (2016) argumentam que a taxa ótima de conversão das áreas nativas para o cultivo da soja (especificamente no Cerrado e na Argentina) se dá no ponto de máximo benefício social líquido, ou seja, quando a receita agrícola é corrigida pelos danos ambientais das terras convertidas. A partir desse ponto, os benefícios sociais não se fazem expressivos, tendendo a diminuir, ao passo da estabilização da receita agrícola e do aumento do desmatamento. É relevante apontar que as externalidades negativas do desmatamento (ex.: perda de serviços ecossistêmicos e custos ambientais, como enchentes, perda de solo, recuperação de áreas degradadas, etc.), não são, em geral, consideradas nas avaliações de desenvolvimento social. Caso fossem, talvez observaríamos que o crescimento do desenvolvimento seria muito mais lento do que ocorre ou mesmo negativo (Pearson 1994; Richards e Costa 1999; Angelsen 2009).

A distribuição espacial das tipologias de desempenho dos municípios mostrou que os municípios ricos com conservação insuficiente predominaram no sul do bioma (com desempenho socioeconômico tendendo a positivo); no centro, os pobres com conservação mínima (com desempenho socioeconômico mediano a negativo); no norte, tanto ricos quanto pobres com conservação mínima (com desempenho socioeconômico mediano a negativo). Mostramos, com estes resultados, os padrões de desempenho socioeconômico dos municípios enquanto um dos reflexos da forte estruturação espacial da ocupação humana no Cerrado e dos remanescentes naturais, fatores altamente correlacionados (Diniz-Filho et al. 2009). Especificamente para a região do Matopiba, as tipologias de Favareto et al. (2019) também

mostraram que a maioria dos municípios são pobres, seguidos dos ricos, ambos com indicadores sociais ruins.

Entre 2000 e 2010, a proporção de municípios ricos e pobres permaneceu praticamente
4155 inalterada (predominando os pobres), enquanto a proporção daqueles com conservação
insuficiente aumentou em 15% (especialmente no sul e no oeste das regiões central e norte).
As mais frequentes transições das dimensões tipológicas foram aquelas em que os municípios
pobres permaneceram pobres com suas dimensões socioeconômicas negativas ou medianas
(distribuídos principalmente nas regiões centro e norte), e os ricos permaneceram ricos com
4160 suas dimensões socioeconômicas positivas ou medianas (distribuídos principalmente no sul).
Pouquíssimos municípios deixaram de ser pobres em 2000 e se tornaram ricos em 2010, dos
quais a maioria manteve o status de conservação mínima sem expressivas mudanças das
condições socioeconômicas, tendo tido alguns, inclusive, uma piora (distribuídos
principalmente no norte) ou nenhuma mudança (distribuídos principalmente no centro e sul).
4165 No norte, que compreende boa parte do Matopiba, há uma mistura de municípios que tanto
permaneceram pobres (em sua maioria) como ricos (em menor quantidade), e pouquíssimos
que se tornaram ricos.

Percebemos, então, que o aumento das riquezas nos municípios do Cerrado não esteve
associado diretamente a expressivas melhorias socioeconômicas, nem a uma mudança no
4170 status de conservação ambiental. Ao contrário, após os 10 anos avaliados, a maioria dos
municípios permaneceu como estava. É importante ressaltar que esse aumento aconteceu, em
sua maioria, em municípios com cobertura vegetal mínima, quiçá pela possibilidade de
exploração da mesma. A falta de uma associação imediata das transições das dimensões
socioeconômica e ambiental pode ser só uma questão de tempo; talvez o intervalo de dez anos
4175 avaliado tenha sido insuficiente para a depleção dos remanescentes abaixo do mínimo
legalmente exigido. Em consonância com os nossos resultados, Costa e Agostinho (2018)
mostraram que a economia do Matopiba, de 2010 a 2015, foi considerada por como
“socialmente distraída”, ou seja, com um alto nível de riqueza econômica contraída pelo alto
consumo de recursos naturais, não refletida igualmente na melhoria da qualidade de vida da
4180 população (medida pelo IDHM). Estes sistemas econômicos são “altamente eficientes em
relação à entrada e saída de recursos, mas toda a riqueza gerada não é distribuída para as
pessoas que habitam esta economia; o foco é a produção e não o bem-estar da população”.
Em sentido amplo, nossos resultados corroboram também a descrita forte interação entre a
conservação e a pobreza da população dos *hotspots* do globo; o Cerrado é considerado o 5°

4185 *hotspot* com maior área afetada pelas condições socioeconômicas nacionais (Fisher e Christopher 2007). Portanto, para o alcance de soluções sustentáveis para o Cerrado, é imperativo compreender como se dão as interações entre a pobreza, a conservação e os processos macroeconômicos.

Consideramos que aspectos socioeconômicos e a conservação não são domínios
4190 políticos separados, como sugerem Bini e Diniz-filho (2004) ao testar se a presença de áreas protegidas afetou a variação da renda *per capita* dos municípios do Cerrado. Os claros gradientes do IDHM mostraram, por exemplo, a região norte com municípios menos desenvolvidos, detendo maior cobertura vegetal e mais unidades de conservação (UC), sendo o contrário válido para o centro-sul. Os altos valores da desigualdade (Gini) se distribuíram de
4195 forma razoavelmente homogênea o longo o bioma. Resultados semelhantes foram encontrados por Silva e Garavello (2013), que observaram que municípios onde há UC apresentam pior IDHM do que aqueles sem as unidades, enquanto a alta desigualdade (Gini) não se diferencia em relação à presença das UC. Apesar disso, seria forçoso e simplista o inferir que a conservação (dos remanescentes em geral ou das UC) atravança ou favorece o
4200 desenvolvimento humano e a economia do Cerrado, mas sim que ela é produto do modo complexo com que esses os fatores se estabelecem no tempo e no espaço (Liu et al. 2007). Nossos resultados não provam causalidade nas associações observadas, mas deixam claro a estruturação socioeconômica e ambiental do Cerrado e reforçam a importância da inclusão da população nos esforços de conservação.

4205 É certo que houve, ao longo da década analisada, uma melhora geral no desenvolvimento socioeconômico dos municípios do Cerrado. Há indicações de que a expansão de frentes agropecuária em regiões específicas do Cerrado parece ter contribuído para melhoras nos indicadores de desenvolvimento humano dos seus municípios (Mueller e Martha Jr. 2008; Costa e Agostinho 2018). Contudo, sua abrangência é enviesada, dado os
4210 claros padrões socioeconômicos fortemente estruturados no bioma e à permanência de muitos municípios em estados dicotômicos de pobreza e riqueza, o que favorece sobretudo a população dos municípios ricos. Isto nos leva ao questionamento sobre quais setores da sociedade se beneficiaram desse processo de mercantilização e se o desenvolvimento gerado pela agropecuária no Cerrado será sustentável com o passar do tempo (Sawyer e Lobo 2008;
4215 Sawyer 2009; Lahsen et al. 2016).

De uma perspectiva global, o padrão de *boom-and-stagnation* mostra que os incentivos para a conservação o Cerrado devem superar o apelo de curto prazo da aparente

expansão econômica associada aos estágios iniciais desmatamento e devem ser suficientes para abarcar um comércio fundamental a longo prazo, de modo que se harmonizem a
4220 conservação e o desenvolvimento local. É imprescindível que benefícios sustentados sejam criados, seja mediante à vegetação em pé ou às áreas desmatadas. Como é o caso de grande parte do Cerrado, a expansão econômica, que tem como base a produção primária, sobretudo orientada por *commodities*, “contribui para elevar o dinamismo de determinada região, a partir da instalação e consolidação de cadeias agroindustriais. Todavia, esse dinamismo pode não se
4225 sustentar, no médio e longo prazo, caso este impulso inicial não seja complementado pela criação e consolidação de cadeias produtivas mais complexas, com capacidade para atrair investimentos em atividades nos setores secundário e terciário” (Buainain e Garcia 2015).

CONCLUSÃO

4230 Neste estudo, observamos que em termos absolutos, o IDHM e seus componentes foram maiores em 2010 do que em 2000, e maiores quanto maior a extensão do desmatamento dos municípios. Em 2010, nos municípios com mais de 60% de desmatamento ou com atividade de desmatamento menor que 5% e extensão do desmatamento maior que 75%, os indicadores apresentaram certa estabilização. Ao dos dez anos, o incremento
4235 percentual desses índices teve uma tendência de apresentar maiores valores no início da fronteira do desmatamento e menores valores no final, sendo indistintos os extremos da mesma. Já em contraste com o incremento do desmatamento, o incremento dos indicadores se deu progressiva e significativamente apenas até a classe de aumento de até 300% no desmatamento, a partir de onde a melhora nos índices não foi significativa. No norte e centro,
4240 houve incrementos significativos do IDHM em relação ao incremento do desmatamento, mas uma estabilização no final do gradiente. Nestas regiões, ainda havia todas ou quase todas as classes de desmatamento dos municípios. No sul, houve apenas as três primeiras classes de desmatamento, com incrementos dos indicadores associados apenas a incrementos de até 50% no desmatamento.

4245 Com relação à desigualdade, os valores absolutos do índice Gini foram menores em 2010 do que em 2000, menores quanto maior a extensão do desmatamento dos municípios e estabilizados nos municípios com mais de 75% de desmatamento (neste caso, especificamente em 2010). O Gini de 2010 e sua redução percentual ao longo da década avaliada, ambos em contraste com a fronteira do desmatamento, apresentaram redução nas classes intermediárias
4250 dos gradientes, embora os extremos não tenham sido diferentes. Em contraste com o

incremento do desmatamento, a redução percentual da desigualdade foi maior nos municípios com incremento de até 100% no desmatamento, a partir de onde deixou de reduzir significativamente. No norte, a redução percentual da desigualdade foi significativa apenas em municípios com incrementos de até 50% do desmatamento, a partir de onde a diminuição
4255 foi insignificante. No centro e sul, a desigualdade não se alterou significativamente ao longo do gradiente de incremento do desmatamento.

Predominaram no sul do bioma municípios ricos com conservação insuficiente (com desempenho socioeconômico tendendo a positivo); no centro, os pobres com conservação mínima (com desempenho socioeconômico mediano a negativo); no norte, tanto ricos quanto
4260 pobres com conservação mínima (com desempenho socioeconômico mediano a negativo). Entre 2000 e 2010, a proporção de municípios ricos e pobres praticamente não se alterou (predominando os pobres), aumentando em 15% a proporção daqueles com conservação insuficiente (especialmente no sul e no oeste das regiões central e norte). Não notamos forte associação entre o aumento das riquezas nos municípios do Cerrado e as melhorias
4265 socioeconômicas, nem a mudanças no status de conservação ambiental. Em relação às transições das dimensões socioeconômicas dos municípios entre 2000 e 2010, prevaleceram os pobres permanecendo pobres com suas dimensões socioeconômicas negativas ou medianas (distribuídos principalmente nas regiões centro e norte), e os ricos permanecendo ricos com suas dimensões socioeconômicas positivas ou medianas (distribuídos principalmente no sul).
4270 Um número muito pequeno de municípios deixou de ser pobre em 2000 e se tornou rico em 2010, dos quais a maioria manteve o status de conservação mínima sem expressivas mudanças das condições socioeconômicas. No norte, houve municípios que permaneceram pobres (em sua maioria) e ricos (em menor quantidade), enquanto poucos se tornaram ricos; essa melhoria na dimensão da riqueza prevaleceu em municípios do centro e sul do bioma.

4275

REFERÊNCIAS

- Angelsen A (2009) Policy options to reduce deforestation. In: Angelsen A (ed) Realising REDD+: National strategy and policy options. Cifor, Bogor, pp 125–138
- 4280 Arruda MR de, Slingerland M, Santos JZL, Giller KE (2018) Agricultural land use change and associated driving forces over the past 180 years in two municipalities of the Brazilian Cerrado. *GeoJournal*. <https://doi.org/10.1007/s10708-018-9875-2>
- Arvor D, Tritsch I, Barcellos C et al (2017) Land use sustainability on the South-Eastern Amazon agricultural frontier: recent progress and the challenges ahead. *Appl Geogr* 80:86–97. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2017.02.003>
- 4285 Barbier EB (2004) Agricultural expansion, resource booms and growth in Latin America: implications for long-run economic development. *World Dev* 32:137–157. <https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2003.07.005>
- Barbier EB (2012) Scarcity, frontiers and development: Scarcity, frontiers and development. *Geogr J* 178:110–122. <https://doi.org/10.1111/j.1475-4959.2012.00462.x>

- 4290 Bhattarai M, Hammig M (2001) Institutions and the Environmental Kuznets Curve for deforestation: a crosscountry analysis for Latin America, Africa and Asia. *World Dev* 29:995–1010. [https://doi.org/10.1016/S0305-750X\(01\)00019-5](https://doi.org/10.1016/S0305-750X(01)00019-5)
- Bini LM, Diniz-Filho JAF (2004) Conservation does not compromise social development in Brazilian Cerrado. Publisher E-Letter responses: In: Adams W M, Aveling R, Brockington D, Dickson B, Elliott J, Hutton J, Roe D, Vira V, Wolme W. *Biodiversity conservation and the eradication of poverty*. *Science*, 306:1146–1149
- 4295 Boerema A, Peeters A, Swolfs S et al (2016) Soybean Trade: Balancing Environmental and Socio-Economic Impacts of an Intercontinental Market. *PLoS One* 11:e0155222. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0155222>
- 4300 Brasil 2015 Decreto nº 8.447 de 6 de maio de 2015. Plano de Desenvolvimento Agropecuário do MATOPIBA e a criação de seu Comitê Gestor. www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2015-2018/2015/Decreto/D8447.htm. Accessed 23 March 2017
- Buainain AM, Garcia JR (2015) Evolução recente do agronegócio no cerrado nordestino. *Estud soc agric* 23:166–195
- 4305 Carr D (2009) Population and deforestation: why rural migration matters. *Prog Hum Geogr* 33:355–378. <https://doi.org/10.1177/0309132508096031>
- Caviglia-Harris J, Sills E, Bell A et al (2016) Busting the Boom–Bust Pattern of Development in the Brazilian Amazon. *World Dev* 79:82–96. <https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2015.10.040>
- Celentano D, Sills E, Sales M, Veríssimo A (2012) Welfare Outcomes and the Advance of the Deforestation Frontier in the Brazilian Amazon. *World Dev* 40:850–864. <https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2011.09.002>
- 4310 Celentano D, Veríssimo A (2007) The Amazon frontier advance: from boom to bust. *The State of the Amazon Indicators*. Imazon, Belem
- CEPEA (2019) Centro de Estudos Avançados em Economia Aplicada. Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, University of São Paulo. <https://www.cepea.esalq.usp.br/br/pib-do-agronegocio-brasileiro.aspx>. Accessed 25 February 2019
- 4315 Costa M, Agostinho F (2018) Avaliação da sustentabilidade do avanço do agronegócio no Cerrado Brasileiro. In: 7th International Workshop. *Advances in cleaner production—academic work*. Barranquilla, Colombia, June 21st and 22nd
- Diniz-Filho JAF, Oliveira G de, Lobo F et al (2009) Agriculture, habitat loss and spatial patterns of human occupation in a biodiversity hotspot. *Sci agric* 66:764–771. <https://doi.org/10.1590/S0103-90162009000600007>
- 4320 Eloy L, Aubertin C, Toni F et al (2016) On the margins of soy farms: traditional populations and selective environmental policies in the Brazilian Cerrado. *J Peasant Stud* 43:494–516. <https://doi.org/10.1080/03066150.2015.1013099>
- 4325 Espírito-Santo MM, Leite ME, Silva JO et al (2016) Understanding patterns of land-cover change in the Brazilian Cerrado from 2000 to 2015. *Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci* 371:20150435. <https://doi.org/10.1098/rstb.2015.0435>
- FAO (2003) *World Agriculture: Towards 2015/2030. An FAO Perspective*. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome
- 4330 FAO (2010) *Global Forest Resources Assessment 2010 – Key Findings*. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome
- Favareto A, Nakagawa L, Kleeb S, Seifer P, Pó M (2019) Há mais pobreza e desigualdade do que bem estar e riqueza nos municípios do Matopiba. *Rev Nera* 47:348–381
- Ferreira FHG, Leite PG, Litchfield JA (2008) The rise and fall of Brazilian inequality: 1981–2004. *Macroecon Dyn* 12:199–230. <https://doi.org/10.1017/S1365100507070137>
- 4335 Ferreira LG, Ferreira ME, Rocha GF, Nemayer M, Ferreira NC (2009) Dinâmica agrícola e desmatamentos em áreas de cerrado: uma análise a partir de dados censitários e imagens de resolução moderada. *Rev Bras Cartogr* 61:117–127
- Fisher B, Christopher T (2007) Poverty and biodiversity: Measuring the overlap of human poverty and the biodiversity hotspots. *Ecol Econ* 62:93–101. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2006.05.020>
- 4340 Foley JA (2005) Global Consequences of Land Use. *Science* 309:570–574. <https://doi.org/10.1126/science.1111772>
- Foley JA, Ramankutty N, Brauman KA et al (2011) Solutions for a cultivated planet. *Nature* 478:337–342. <https://doi.org/10.1038/nature10452>
- 4345 Giraudoux P (2019) Pgirmess. Data analysis in ecology. R package version 1.6.9. <https://cran.r-project.org/web/packages/pgirmess/index.html>. Accessed 25 February 2019
- Guedes GR, Brondízio ES, Barbieri AF et al (2012) Poverty and inequality in the rural Brazilian Amazon: a multidimensional approach. *Hum Ecol Interdiscip J* 40:41–57. <https://doi.org/10.1007/s10745-011-9444-5>

- Hall SC, Caviglia-Harris J (2013) Agricultural development and the industry life cycle on the Brazilian frontier. *Environ Dev Econ* 18:326–353. <https://doi.org/10.1017/S1355770X1200054X>
- 4350 IBGE (2004) Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Mapa de Biomas Do Brasil (Esc. 1:5.000.000). <https://www.ibge.gov.br/geociencias-novoportal/informacoes-ambientais/estudos-ambientais/15842-biomas>. Accessed 27 March 2019
- IBGE (2015) Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Malhas municipais. ftp://geofp.ibge.gov.br/organizacao_do_territorio/malhas_territoriais/malhas_municipais/municipio_2015/Brasil/BR/. Accessed 25 February 2017
- 4355 IBGE (2019a) Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Censo Demográfico. <https://www.ibge.gov.br/estatisticas-novoportal/sociais/populacao/22827-censo-2020-censo4>. Accessed 25 February 2018
- IBGE (2019b) Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2019b. Produto Interno Bruto dos Municípios. <https://www.ibge.gov.br/estatisticas-novoportal/economicas/contas-nacionais/9088-produto-interno-bruto-dos-municipios>. Accessed 25 February 2018
- 4360 INPE (2018) Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. Projeto Prodes Cerrado: Mapeamento do desmatamento do Cerrado com imagens de satélite. <http://www.dpi.inpe.br/fipcerrado/>. Accessed 25 February 2018
- INPE (2019) Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais Coordenação Geral de Observação da Terra. TerraBrasilis. <http://terrabrasilis.dpi.inpe.br/dashboard/deforestation/biomes/cerrado/increments>. Accessed 25 February 2019
- 4365 Jackson HB, Fahrig L (2013) Habitat loss and fragmentation. *Ency Biodivers* 4:50–58. <http://dx.doi.org/10.1016/B978-0-12-384719-5.00399-3>
- Kaimowitz D, Thiele G, Pacheco P (1999) The effects of structural adjustment on deforestation and forest degradation in lowland Bolivia. *World Dev* 27:505–520
- 4370 Kichel AN, Bungenstab DJ, Zimmer AH, Soares CO, Almeida RG, Bungenstab DJ, Almeida RG (2014) Crop-livestock-forestry integration and the progress of the Brazilian agriculture. In: Bungenstab DJ, Almeida RG de (eds) *Integrated crop-livestock-forestry systems: a Brazilian experience for sustainable farming*. Embrapa, Brasília, pp 19–26
- 4375 Klink CA, Machado RB (2005) Conservation of the Brazilian Cerrado. *Conserv Biol* 19:707–713. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00702.x>
- Lahsen M, Bustamante MMC, Dalla-Nora EL (2016) Undervaluing and overexploiting the Brazilian Cerrado at our peril. *Environ Sci Pol Sust Dev* 58:4–15. <https://doi.org/10.1080/00139157.2016.1229537>
- 4380 Lapola DM, Martinelli LA, Peres CA et al (2014) Pervasive transition of the Brazilian land-use system. *Nat Clim Chang* 4:27–35. <https://doi.org/10.1038/nclimate2056>
- Liu J, Dietz T, Carpenter SR et al (2007) Complexity of coupled human and natural systems. *Science* 317:1513–1516. <https://doi.org/10.1126/science.1144004>
- Macedo MN, DeFries RS, Morton DC et al (2012) Decoupling of deforestation and soy production in the southern Amazon during the late 2000s. *Proc Natl Acad Sci* 109:1341–1346. <https://doi.org/10.1073/pnas.1111374109>
- 4385 Mangabeira JA (2010) *Serviços ecossistêmicos e trajetória de capitalização agrícola: o caso de Machadinho do Oeste*. PhD dissertation, Unicamp
- MAPA (2016) Ministério da Agricultura Pecuária e Abastecimento. *Projeções do agronegócio Brasil 2015/2016 a 2025/2026*. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, Brasília
- 4390 Martinelli LA, Filoso S (2008) Expansion of sugarcane ethanol production in Brazil: environmental and social challenges. *Ecol Appl* 18:885–898. <https://doi.org/10.1890/07-1813.1>
- Martinelli LA, Naylor R, Vitousek PM, Moutinho P (2010) Agriculture in Brazil: impacts, costs, and opportunities for a sustainable future. *Curr Opin Environ Sustain* 2:431–438. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2010.09.008>
- 4395 MDIC (2019) Ministério da Indústria, Comércio Exterior e Serviços. *Séries Históricas*. <http://www.mdic.gov.br/comercio-exterior/estatisticas-de-comercio-exterior/series-historicas>. Accessed 25 February 2019
- Meyer AL, van Kooten GC, Wang S (2003) Institutional, social and economic roots of deforestation: a cross-country comparison. *Int Forest Rev* 5:29–37. <https://doi.org/10.1505/IFOR.5.1.29.17427>
- 4400 MMA (2014) Ministério do Meio Ambiente. *Plano de ação para prevenção e controle do desmatamento e das queimadas no Cerrado - PPCerrado - 2ª Fase (2014–2015)*. Ministério do Meio Ambiente, Brasília
- Mueller CC, Martha Jr. GB (2008) A agropecuária e o desenvolvimento socioeconômico recente do Cerrado. In: *IX Simpósio Nacional Cerrado and II Simpósio Internacional Savanas Tropicais*. Embrapa Cerrados, Brasília, Brazil, October 12th to 17th
- 4405 Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG et al (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:853–858. <https://doi.org/10.1038/35002501>

- Oxfam Brasil (2018) Oxfam Brasil. País estagnado, um retrato das desigualdades brasileiras. https://www.oxfam.org.br/sites/default/files/arquivos/relatorio_desigualdade_2018_pais_estagnado_digital.pdf. Accessed 25 February 2019
- 4410 Pacheco P (2012) Actor and frontier types in the Brazilian Amazon: Assessing interactions and outcomes associated with frontier expansion. *Geoforum* 43:864–874. <https://doi.org/10.1016/j.geoforum.2012.02.003>
- Pearson PJ (1994) Energy, externalities and environmental quality: will development cure the ills it creates? *Energy Stud Ver* 6:199–216
- 4415 Pessoa VLS, Inocêncio ME (2014) O Prodecer (re)visitado: as engrenagens da territorialização do capital no Cerrado. *Campo-Território: Rev Geogr Agr* 9:1–22
- Pinedo-Vasquez M, Zarin DJ, Coffey K et al (2001) Post-boom logging in Amazonia. *Hum Ecol Interdiscip J* 29:219–239
- PISA (2015) Programa Internacional de Avaliação de Estudantes. Instituto Nacional de Estudos e Pesquisas Educacionais Anísio Teixeira. Ministério da Educação. <http://portal.inep.gov.br/pisa>. Accessed 25 February 2019
- 4420 PNAD (2019) Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios Contínua - PNAD Contínua. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. <https://www.ibge.gov.br/estatisticas-novoportal/multidominio/ciencia-tecnologia-e-inovacao/17270-pnad-continua.html>. Accessed 25 February 2019
- 4425 PNUD - IPEA – FJP (2013) Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento, Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada, Fundação João Pinheiro. Índice de Desenvolvimento Humano Municipal Brasileiro. http://www.atlasbrasil.org.br/2013/pt/o_atlas/idhm/. Accessed 25 February 2019
- R Core Team (2017) R: A Language and Environment for Statistical Computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing. <https://www.r-project.org/>. Accessed 06 January 2017
- 4430 Rangel TFLVB, Bini LM, Diniz-Filho JAF et al (2007) Human development and biodiversity conservation in Brazilian Cerrado. *Appl Geogr* 27:14–27. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2006.09.009>
- Regazzini LC, Bacha CJC (2012) Tributação e gastos federais na agropecuária brasileira. *Rev Pol Agr* 21:55–67
- Richards M, Costa PM (1999) Can Tropical forestry be made profitable by 'internalising the externalities'? *ODI Nat Res Perspect* 46:6
- 4435 Rodrigues ASL, Ewers RM, Parry L et al (2009) Boom-and-Bust development patterns across the Amazon deforestation frontier. *Science* 324:1435–1437. <https://doi.org/10.1126/science.1174002>
- Santos NBF, Júnior LGF, Ferreira NC (2011) Caracterização socioeconômica do Cerrado. *Ateliê Geogr* 5:283–292
- Sawyer D (2008) Climate change, biofuels and eco-social impacts in the Brazilian Amazon and Cerrado. *Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci* 363:1747–1752. <https://doi.org/10.1098/rstb.2007.0030>
- 4440 Sawyer D (2009) Fluxos de carbono na Amazônia e no Cerrado: um olhar socioecossistêmico. *Soc Estado* 24:149–171. <https://doi.org/10.1590/S0102-69922009000100007>
- Sawyer D (2011) O Cerrado numa perspectiva eco-social. *Ateliê Geogr* 5:339–346
- Sawyer D, Lobo ADS (2008) O papel da sociedade no estabelecimento de políticas públicas para as savanas. In: Faleiro FG, Farias Neto AL de (eds) *Savanas: desafios e estratégias para o equilíbrio entre sociedade, agronegócio e recursos naturais*. EMBRAPA Cerrados, Planaltina, pp 1152–1181
- 4445 Sawyer DR (1984) Fluxo e refluxo da fronteira agrícola no Brasil: ensaio de interpretação estrutural e espacial. *Rev bras estud popul* 1:3–34
- Sears RR, Padoch C, Pinedo-Vasquez M (2007) Amazon Forestry Tranformed: Integrating Knowledge for Smallholder Timber Managemet in Eastern Brazil. *Hum Ecol Interdiscip J* 35:697–707. <https://doi.org/10.1007/s10745-006-9109-y>
- 4450 Silva RDJ, Garavello ME de PE (2013) Conservation assumptions and development in Brazilian Cerrado. *Acta Sci Biol Sci* 35:71–75. <https://doi.org/10.4025/actascibiolsci.v35i1.12480>
- Sparovek G, Guidotti V, Pinto LFG et al (2018) Asymmetries of cattle and crop productivity and efficiency during Brazil's agricultural expansion from 1975 to 2006. *Elem Sci Anth* 6:25. <https://doi.org/10.1525/elementa.187>
- 4455 Spera S (2017) Agricultural intensification can preserve the Brazilian Cerrado: applying lessons from Mato Grosso and Goiás to Brazil's last agricultural frontier. *Trop Conserv Sci* 10:194008291772066. <https://doi.org/10.1177/1940082917720662>
- 4460 Strassburg BBN, Brooks T, Feltran-Barbieri R et al (2017) Moment of truth for the Cerrado hotspot. *Nat Ecol Evol* 1:0099. <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0099>
- Tritsch I, Arvor D (2016) Transition in environmental governance in the Brazilian Amazon: emergence of a new pattern of socio-economic development and deforestation. *Land Use Policy* 59:446–455. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2016.09.018>
- 4465 VanWey LK, Spera S, de Sa R et al (2013) Socioeconomic development and agricultural intensification in Mato Grosso. *Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci* 368:20120168–20120168. <https://doi.org/10.1098/rstb.2012.0168>

4470

4475

4480

4485

4490

4495

4500

4505

CONCLUSÕES GERAIS

O presente trabalho visou compreender o modo com que o desmatamento recente do Cerrado brasileiro impactou o seu estado de fragmentação, sua conectividade estrutural e funcional, as possíveis relações existentes entre a perda de área nativa e os aspectos socioeconômicos, bem como apresentar um modelo para a definição de redes ecológicas de remanescentes ligados funcionalmente. Como conclusões gerais, pontuamos:

- 4515 ▪ Entre 2000 e 2017, o Cerrado perdeu uma expressiva quantidade de suas áreas nativas (~250.000 km²) e teve seu estado de fragmentação agravado, resultando numa desestruturação e homogeneização espacial de seus remanescentes.
- A diminuição da conectividade das paisagens superou a perda de área nativa, em virtude, principalmente, da remoção de fragmentos conectores.
- 4520 ▪ A relação entre o IIC e a proporção de área nativa foi não-linear e apresentou um ponto de ruptura quando as paisagens alcançaram uma menor quantidade de área nativa 2017 do que em 2000. Ou seja, houve um aumento na descontinuidade entre a área remanescente e a conectividade.
- O domínio agropecuário se relacionou positivamente com a fragmentação das paisagens. A agricultura foi mais prejudicial à conectividade e ao estado de fragmentação das paisagens sob menores proporções dos predomínios da agricultura e da pecuária, que quando aumentados, tornaram similares seus efeitos sobre as paisagens.
- 4525 ▪ O domínio agropecuário se relacionou positivamente com a fragmentação das paisagens. A agricultura foi mais prejudicial à conectividade e ao estado de fragmentação das paisagens sob menores proporções dos predomínios da agricultura e da pecuária, que quando aumentados, tornaram similares seus efeitos sobre as paisagens.
- O modelo de redes ecológicas funcionais produziu arranjos espaciais bem definidos e caracterizados, segundo a parametrização aplicada. Por exemplo, com relação às características dos grupos funcionais, as maiores capacidades de dispersão e menores requerimentos de área fizeram as redes presentes em mais paisagens, mais numerosas e mais extensas. Entre os grupos, as redes se diferenciaram principalmente pela sua área, pela área nativa e área de savana em seu interior, e pelo número de fragmentos
- 4530 de área mínima necessária ao grupo.
- 4535 ▪ Os arranjos espaciais das redes proporcionaram maior conectividade às paisagens do que se considerados seus arranjos originais, sobretudo nas paisagens com níveis

intermediários de fragmentação. A proporção de área nativa e o índice de divisão da paisagem foram as características que influenciaram positivamente esse efeito.

- 4540
- O domínio agropecuário se relacionou negativamente com a conectividade das paisagens, tendo destaque o efeito da pastagem sobre os grupos savânicos e o florestal sensível, e a agricultura sobre o florestal tolerante.
 - Em termos absolutos, os indicadores sociais de desenvolvimento e igualdade, IDHM e Gini, respectivamente, aumentaram entre 2000 e 2010 e foram maiores quanto maior a
- 4545
- Já em contraste com outras formas de apresentação dos dados, houve um aumento dos indicadores nas classes iniciais ou intermediárias dos gradientes de desmatamento, seguido de uma estabilização/estagnação nas classes finais. Isto ocorreu tanto para valor absoluto dos indicadores ao longo da extensão do desmatamento, quanto para o
- 4550
- incremento/redução (IDHM/Gini) percentual dos indicadores ao longo dos gradientes de fronteira ou de incremento do desmatamento. Estas relações se mostraram especialmente claras nos municípios do norte e centro do bioma, que, em detrimento do sul, ainda possuem uma maior amplitude de proporção de área nativa.
 - Entre 2000 e 2010, as tipologias de desempenho socioeconômico indicaram que, em
- 4555
- sua maioria, os municípios ricos permaneceram ricos, os pobres permaneceram pobres, pouquíssimos deixaram de ser pobres para se tornar ricos e muitos se tornaram mais desmatados.
 - Dentre os municípios que tiveram suas riquezas aumentadas, observamos que esse
- 4560
- aumento não esteve associado a melhorias socioeconômicas nem a mudanças no status de conservação ambiental.