

Universidade Federal de Mato Grosso do Sul
Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal

Limiar de cobertura de vegetação nativa para aves em formações florestais de Cerrado

Aluna: Paula Isla Martins / UFMS

Orientadora: Prof^a Dr^a Letícia Couto Garcia / UFMS

Co-orientador: Jose Manuel Ochoa-Quintero

2017

Universidade Federal de Mato Grosso do Sul
Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal

Limiar de cobertura de vegetação nativa para aves em formações florestais de Cerrado

Aluna: Paula Isla Martins

Dissertação apresentada como um dos
requisitos para obtenção do grau de
Mestre em Biologia Vegetal junto ao
Centro de Ciências Biológicas e da Saúde

Dedicatória

Dedico essa dissertação ao meu pai, Cid Isidoro Demarco Martins e à minha mãe, Gabriela Isla Villar Martins que são e para sempre serão, meu maior exemplo.

Agradecimentos

Agradeço ao meu pai, que sempre fez tudo por mim, sempre foi um pai muito presente, me deu muito amor e foi com certeza, o melhor exemplo de pai, professor e trabalhador. Meu pai sempre me incentivou não só a começar o mestrado, como a concluir, sempre pedindo para ler minha dissertação e dando suas contribuições. Pai, você não teve a oportunidade de ler a versão final deste trabalho, mas saiba que em cada palavra escrita tem um dedinho seu. Agradeço à minha mãe, que é, sem dúvida, a pessoa mais inteligente e mais trabalhadora que já conheci, a cada dia, admiro mais sua força e persistência. Amo vocês pai e mãe. Agradeço ao meu irmão pelo companheirismo. Agradeço ao meu namorado, por todo amor e carinho. Agradeço aos meus tios, de sangue e de coração, por estarem sempre presentes em nossas vidas, nos ajudando das mais diversas maneiras e aos meus amigos, pela força que me deram e continuam me dando.

Agradeço à Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, por sempre ter me apoiado em todos os trabalhos, desde o primeiro ano de faculdade. À minha orientadora Letícia Couto Garcia, por ser uma profissional incrível e apaixonada pelo que faz. Minha admiração por ela cresceu a cada dia sob sua orientação, a cada correção e a cada artigo enviado. Ao meu co-orientador José, uma pessoa extremamente inteligente, a qual sempre esteve à disposição para me ajudar e ensinar. Aos ornitólogos Maurício Godoi, Guilherme Dalponti, Claudelina Faxina e José Carlos Morante-Filho que, além de contribuírem nas correções do texto, forneceram os dados para a execução deste trabalho, pela visão incrível de ciência que tiveram ao me fornecer os dados sem nem me conhecer. Um agradecimento especial ao ornitólogo Maurício, pessoa muito responsável, alegre e muito boa de se trabalhar em conjunto. Aprendi demais com você. Agradeço também ao professor Jean Paul Metzger pelas contribuições feitas, desde que essa dissertação era um pré-projeto, aos professores da banca de qualificação e defesa, Renato Crouzeilles, Milton Cezar Ribeiro, Fabio de Oliveira Roque e Maurício de Almeida Gomes pelas contribuições dadas ao trabalho.

Agradeço aos colegas e professores da pós-graduação, por tornarem esses quase dois anos muito divertidos. Aos colegas de UFMS que sempre

estiveram dispostos a me ajudar, das mais variadas maneiras, de análises estatísticas ao ArcGis, como a Vivian, o professor Rafael, a Camila, o César Encina, Bruno, Thomaz, etc. Agradeço à técnica Tamires, pela resolução dos mais diversos empecilhos e por todos os conselhos de vida. Agradeço à secretária Anahí, pela resolução, sempre repleta de bom humor, de todos os “pepinos” sempre que precisei. Agradeço também às instituições de fomento, Capes e CNPq pela bolsa concedida, não só a de mestrado, mas todas as que eu recebi.

Sumário

Introdução Geral.....	1
Objetivo Geral	3
Objetivo Específico.....	3
Referências Bibliográficas	4
Manuscrito.....	7
Resumo.....	7
Abstract	8
Introdução	9
Materiais & Métodos.....	12
Área de estudo	12
Banco de dados de aves.....	13
Classificação da imagem	14
Análise de dados.....	14
Cálculo das métricas de paisagem.....	14
Análise do limiar de cobertura de vegetação nativa	16
Formulação de modelos GLM	16
Implicações para o estado de Mato Grosso do Sul.....	17
Resultados	18
Limiar de cobertura de vegetação nativa	18
Modelos lineares generalizados	20
Implicações para o estado de Mato Grosso do Sul.....	20
Discussão.....	22
Limiar de cobertura de vegetação nativa para comunidade de aves	22
Estratégias para conservação e restauração	23
Relação perímetro/área.....	25
Considerações finais	25
Referências Bibliográfica.....	26
Material Suplementar	32

Limiar de cobertura de vegetação nativa para aves em formações florestais de Cerrado

Introdução Geral

A destruição e fragmentação de um hábitat acarreta diversos efeitos negativos a este ambiente. Essa destruição leva a perda de populações que dependem do ambiente destruído, visto que quando a quantidade de hábitat diminui, aumenta-se a taxa de mortalidade e diminui-se a de natalidade da área (Fahrig 2003). Fragmentação de hábitat pode ser definida como o processo onde uma extensão de hábitat é transformado em fragmentos menores e isolados uns dos outros por uma matriz diferente da vegetação original (Carvalho *et al.* 2009). Ambos os processos são prejudiciais ao ambiente e levam à perda de espécies.

A maior parte dos estudos sobre as consequências da destruição e fragmentação de habitat têm sido feitos na escala de fragmento (McCoy & Mushinsky 1999, Debinski & Holt 2000, Rukke 2000) devido à influência da teoria de biogeografia de ilhas (MacArthur & Wilson 1967). No entanto, alguns autores têm sugerido que os efeitos oriundos do processo de perda e fragmentação de habitat deveriam ser estudados na escala de paisagem (e.g. Fahrig 2003). Estudos feitos nesta escala têm demonstrado que a perda de espécies não é linear e proporcional à porcentagem de vegetação nativa, indicando que haveriam limiares abaixo dos quais a redução de espécies ocorrem de forma mais acentuada (Lindenmayer & Luck 2005, Suding & Hobbs 2009, Martensen *et al.* 2012; Estavillo *et al.* 2013, Ochoa-Quintero *et al.* 2015). Limiares podem tanto ser um ponto único como uma faixa de transição.

Existem diversos tipos de limiares, que podem se diferenciar dependendo da escala do objeto de estudo, como por exemplo, se são analisados em escala de indivíduo, comunidade ou ecossistema. Limiar de extinção é a quantidade mínima de vegetação necessária para que uma população de uma espécie persista no ambiente (Hanski *et al.* 1996, Fahrig 2002). Quando o limiar encontrado não atinge apenas uma espécie, mas sim, toda uma comunidade ele é chamado limiar de cobertura de vegetação nativa, de biodiversidade ou de fragmentação (Andrén 1994, Banks-Leite *et al.* 2014, Ochoa-Quintero *et al.* 2015). Segundo Groffmann *et al.* (2006), limiar ecológico

é o ponto onde existe uma mudança abrupta na qualidade, propriedades ou fenômenos do ecossistema e a partir dele, pequenas mudanças nas condições ambientais podem vir a produzir grandes efeitos. Neste trabalho avaliamos a riqueza de diversas espécies de aves, portanto, avaliamos o limiar de cobertura de vegetação.

Este assunto ainda não foi esgotado e outras hipóteses têm sido testadas. Uma delas é que o limiar seria apenas o primeiro passo de um outro regime; quando um ambiente atinge o seu limiar, os ecossistemas podem ter mudanças irreversíveis, diminuindo sua resiliência e resultando no *regime shift* (Pardini *et al.* 2010). Resiliência ambiental é a capacidade que a natureza tem de retornar ao seu equilíbrio dinâmico original após um distúrbio (Holling 1973). Os impactos humanos sobre as heranças biológicas e conectividade são fatores que podem diminuir essa resiliência. O *regime shift* considera que o risco de extinção local é definido pelo tamanho do fragmento, as taxas de imigração pela quantidade de cobertura vegetal e que a recuperação de espécies locais perdidas dependem da reserva de espécies da paisagem (Pardini *et al.* 2010). O que mostra que esse assunto deve continuar sendo estudado, nos mais diversos ambientes.

Foram encontrados limiares para os mais diferentes táxons. Mamíferos, aves, anfíbios, libélulas e até mesmo plantas foram estudadas e seus respectivos limiares encontrados (Estavillo *et al.* 2013, Rigueira 2013, Banks-leite *et al.* 2014, Lima & Mariano-Neto 2014, Rodrigues *et al.* 2016). Neste trabalho utilizamos aves como variável dependente. As aves tiveram seus limiares encontrados em diversos países. Nos Estados Unidos, um trabalho feito em três tipos vegetacionais diferentes (domínios florestais orientais, pastagens centrais e arvoredos e florestas ocidentais) encontrou um limiar variando entre 42% e 60% (Gutzwiller *et al.* 2015). Um trabalho feito com aves cantantes, também nos Estados Unidos, encontrou um limiar variando entre 8,6% e 38,7% (Betts *et al.* 2007). Na Austrália, em um trabalho feito com aves dependentes de floresta em vegetação ripária, encontrou um limiar variando de 10 a 30% (Radford *et al.* 2005). No Canadá, um trabalho feito na região de Ontário, com três tipos de floresta (floresta decídua, floresta de conífera e florestas mistas) encontrou um limiar variando de 4% a 45% (Richmond *et al.* 2015).

As aves podem ser bons modelos para estudos sobre destruição e fragmentação de hábitat e por isso foram escolhidas para este estudo. Isso porque são um grupo que possui um grande número de espécies no Cerrado (Silva 1995); existem fortes evidências de relação positiva entre a riqueza de espécies de aves dependentes de floresta e a quantidade de cobertura vegetal em escala de paisagem (Radford *et al.* 2005); desempenham diversas funções ecológicas no ambiente, sendo um dos mais diversos grupos que prestam serviços ecossistêmicos (Sekercioglu 2006) e por serem um grupo muito crucial para a restauração ecológica de uma área, uma vez que além de agentes polinizadores, as aves também são dispersoras de sementes, e têm um importante papel para a manutenção do banco de sementes, recrutamento e estabelecimento de espécies (Silva *et al.* 2015).

Identificar áreas próximas ao limiar de cobertura de vegetação nativa pode nortear quais áreas devem ser prioritárias para a restauração de uma área. Áreas abaixo do limiar podem já ter perdido a maior parte das espécies especialistas (Banks-Leite *et al.* 2014) sendo muito difícil a restauração do ambiente. Já as áreas acima do limiar podem conseguir manter algumas dessas espécies, não necessitando intervenção para manter os processos biológicos.

Objetivo Geral

O objetivo geral deste trabalho foi avaliar se existe limiar de cobertura de vegetação nativa para aves das formações florestais de Cerrado no estado de Mato Grosso do Sul.

Objetivos Específicos

Avaliar quais variáveis ambientais, em escala de paisagem, podem afetar a riqueza de espécies de aves das formações florestais de Cerrado

Indicar as áreas prioritárias para conservação e restauração no estado de Mato Grosso do Sul.

Referências Bibliográficas

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.

BANKS-LEITE, C. et al. 2014. Using ecological thresholds to evaluate the costs and benefits of set-asides in a biodiversity hotspot. *Science*. 345:1041–1045.

BETTS, M.G., FORBES, J.G. & DIAMOND, A.W. 2007. Thresholds in songbird occurrence in relation to landscape structure. *Conserv. Biol.* 21:1046–1058.

CARVALHO, F.M.V., JUNIOR, P.M. & FERREIRA L.G. 2009. The Cerrado into-pieces: Habitat fragmentation as a function of landscape use in the savannas of central Brazil. *Biological Conservation*. 142(7):1392–1403.

DEBINSKI, D.M. & HOLT, R.D. 2000. A survey and overview of habitat fragmentation experiments. *Conservation Biology*. 14:42–55.

ESTAVILLO, C., PARDINI R. & ROCHA P.L.B. 2013. Forest loss and the biodiversity threshold: an evaluation considering species habitat requirements and the use of matrix habitats. *Plos one*. 8:1–10.

FAHING, L. 2002. Effect of habitat fragmentation on the extinction threshold: a synthesis. *Ecological applications*. 12(2):346–353.

FAHING, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*. 34:487–515.

GROFFMANN, P.M. et al. 2006. Ecological thresholds: the key to successful environmental management or an important concept with no practical application? *Ecosystems*. 9:1–13.

GUTZWILLER, K.J., RIFFELL, S.K. & FLATHER, C.H. 2015. Avian abundance thresholds, human-altered landscapes, and the challenge of assemblage-level conservation. *Landscape Ecol.* 30:2095–2110.

HANSKI, I., MOILANEN, A. & GYLLENBERG, M. 1996. Minimum viable metapopulation size. *American Naturalist* 147: 527–541.

HOLLING, C. S. 1973. Resilience and stability of ecological systems. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*. 4:1–23.

LIMA, M.M. & MARIANO-NETO, E. 2014. Extinction thresholds for Sapotaceae due to forest cover in Atlantic Forest landscapes. *Forest Ecology and Management*. 312:360–370.

LINDENMAYER, D.B. & LUCK, G. 2005. Synthesis: Thresholds in conservation and management. *Biological Conservation*. 124:351–354.

MACARTHUR, R.H. & WILSON E.O. 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton University Press. Princeton.

MARTESEN, A.C., RIBEIRO, M.C., BANKS-LEITE, C., PRADO, P.I. & METZGER, J.P. 2012. Associations of forest cover, fragment area, and connectivity with neotropical understory bird species richness and abundance. *Conservation Biology*. 26:1100–1111.

MCCOY, E.D. & MUSHINSKY, H.R. 1999. Habitat fragmentation and the abundances of vertebrates in the Florida scrub. *Ecology* 80:2526–38.

OCHOA-QUINTERO, J.M., T. A. GARDNER, ROSA I., FERRAZ, S. F. B. & SUTHERLAND, W. J. 2015. Thresholds of species loss in Amazonian deforestation frontier landscapes. *Conservation biology* 29:440–451.

PARDINI R., BUENO, A. A., GARDNER, T. A., PRADO, P. I. & METZGER, J. P. 2010. Beyond the fragmentation threshold hypothesis: Regime shifts in biodiversity across fragmented landscapes. *Plos one* 5: 1–10.

RADFORD, J.Q., BENNETT, A.F. & CHEERS, G.J. 2005. Landscape-level thresholds of habitat cover for woodland-dependent birds. *Biological Conservation* 124:317–337.

RICHMOND, S., JENKINS, E., COUTURIER, A. & CADMAN, M. 2015. Thresholds in forest bird richness in response to three types of forest cover in Ontario, Canada. *Landscape Ecology* 30:1273–1290.

RIGUEIRA, D.M.G., ROCHA, P.L.B., MARIANO-NETO E. 2013. Forest cover, extinction thresholds and time lags in woody plants (Myrtaceae) in the Brazilian

Atlantic Forest: resources for conservation. *Biodiversity Conservation* 22: 3141–3163.

RODRIGUES, M.E., ROQUE, F.O., OCHOA-QUINTERO, J.M., PENA, J.C.C. & SOUZA, D.C., JUNIOR, P.M. 2015. Nonlinear responses in damselfly community along a gradient of habitat loss in a savanna landscape. *Biological Conservation* 194:113–120.

RUKKE, B.A. 2000. Effects of habitat fragmentation: increased isolation and reduced habitat size reduces the incidence of dead wood fungi beetles in a fragmented forest landscape. *Ecography* 23:492–502.

SEKERCIOGLU, C. H. 2006. Increasing awareness of avian ecological function. *Trends in Ecology and Evolution* 21(8):464–471.

SILVA, J.M.C. 1995. Birds of the Cerrado region, South America. *Steenstrupia* 21: 69–92.

SILVA, F.R., MONTOYA, D., FURTADO, R., MEMMOTT, J., PIZO, M.A. & RODRIGUES, R.R. 2015. The restoration of tropical seed dispersal networks. *Restoration Ecology* 1–9.

SUDING, K. N. & HOBBS, R. J. 2009. Threshold models in restoration and conservation: a developing framework. *Trends in Ecology and Evolution* 24(5): 271–280.

Limiar de cobertura de vegetação nativa para aves em formações florestais de Cerrado

Resumo

Limiares de cobertura de vegetação nativa têm sido amplamente estudados e agora, estão sendo utilizados como ferramenta para a gestão ambiental e ações de conservação e restauração. Esses limiares representam a quantidade mínima de habitat necessária na paisagem para que a maioria das espécies sobreviva, abaixo do qual várias espécies poderiam sofrer um processo de extinção local. Limiares têm sido bastante estudados em paisagens florestais, porém o conhecimento ainda é escasso para formações mais heterogêneas como as savanas, onde fisionomias abertas e florestais coexistem naturalmente. O objetivo deste trabalho foi avaliar a existência de um limiar de cobertura de vegetação nativa para aves em uma área de Cerrado, um dos *hotspots* de biodiversidade do planeta. Avaliamos a riqueza de espécies de aves em 74 paisagens de aproximadamente 1000 hectares na região centro-oeste do Brasil, variando em quantidade de cobertura florestal de 2,6% a 77,5%. As amostragens das aves foram feitas através de observação direta em 622 transectos pré-estabelecidos, totalizando 2.425 horas de observação. A relação entre a riqueza de espécies de aves e a quantidade de vegetação foi avaliada por seleção de modelos utilizando o critério de Akaike e pseudo R^2 . No total, encontramos 88.860 indivíduos de 232 espécies de aves nas paisagens amostradas. Nossos resultados revelaram um limiar de cobertura de vegetação nativa ao redor de 14% (10-19%), abaixo dos valores obtidos em outros ambientes florestais (como Floresta Amazônica e Mata Atlântica), onde os valores variaram entre 30 e 40% de cobertura florestal. Essa diferença pode estar relacionada à alta qualidade da matriz do Cerrado, que contém outras coberturas não-florestais que pode facilitar a dispersão de espécies de aves. Nossos resultados podem ajudar nas tomadas de decisão relativas à gestão e planejamento de paisagens em ambientes de Cerrado, particularmente para a conservação de aves nesse Bioma.

Palavras-chave: quantidade de habitat, paisagem fragmentada, riqueza de espécies, substituição de espécies.

Threshold of native vegetation cover for bird communities in the Brazilian Savanna

Abstract

Thresholds of native vegetation cover have been widely investigated and are now a useful tool for environmental management and conservation and restoration actions. Those thresholds represent minimum habitat amount for species survival, below which species disappear rapidly. Those thresholds have been investigated in forested landscapes, but little is known about their existence in more heterogeneous savanna landscapes, where open and forested physiognomies co-exist naturally. This is one of the first studies to test threshold in a savanna vegetation, the Brazilian “Cerrado”, one of the biodiversity hotspots of the Earth. We assessed bird species richness in 74 landscapes with 1039.23 ha each area, distributed across a wide range of native vegetation cover between 2.6% and 77.5%. The birds sampling was made through direct observation at 622 pre-established transects. The relationship between birds species richness and vegetation amount was assessed to model selection by using Akaike criterion and pseudo R^2 . We found 88,860 individuals that belong to 232 species, in 2,425 net hours of observations. The relationship between birds species richness and vegetation amount was AVALIADA by model selection using Akaike e pseudo R^2 . We found 88.860 individuals that belongs to 232 species at the studied landscape. Our results revealed a vegetation cover threshold around 14% (10-19%) of remaining forest cover. This threshold is low when compared with values obtained in forested biomes (Atlantic and Amazonian Forest), where values range between 30 and 40% of forest left. We hypothesized that this difference can be related with the higher quality of the Cerrado’s matrix, which contains other non-forest vegetation cover that can facilitate bird species dispersal. Our results can help to support landscape planning and management decisions in savannas landscapes, particularly to birds conservation.

Keywords: habitat amount, landscape fragmentation, species richness, species replacement.

Limiar de cobertura de vegetação nativa para aves em formações florestais de Cerrado

Introdução

A perda e fragmentação de hábitat traz fortes efeitos negativos para a biodiversidade. Diminuição na riqueza de espécies, na abundância e distribuição da população e na diversidade genética são exemplos de alguns deles (Fahrig 2003). A quantidade total de vegetação nativa remanescente pode ser a propriedade mais importante em paisagens modificadas (Pardini 2010), visto que interfere diretamente na riqueza de espécies. Diversos estudos mostram essa interferência não é constante o tempo todo, existindo um ponto onde a riqueza de espécies diminui bruscamente (Lindenmayer & Luck 2005, Suding & Hobbs 2009, Martensen *et al.* 2012; Estavillo *et al.* 2013, Ochoa-Quintero *et al.* 2014). Este ponto foi chamado limiar de cobertura de vegetação nativa.

O limiar de cobertura de vegetação nativa é baseado na relação não-linear entre uma variável ecológica (por exemplo, riqueza de espécies) e a quantidade de hábitat na escala de paisagem (Toms & Lesperance 2003). Esse tipo de estudo foi comumente utilizado para avaliar respostas da população (Jansson & Angelstam 1999); porém, recentemente também tem sido utilizado para componentes da comunidade (Banks-Leite *et al.* 2014). Segundo Groffman *et al.* (2006), o limiar é o ponto onde ocorre uma mudança abrupta na qualidade, propriedades ou fenômenos do ecossistema. No caso de estudos ecológicos, os limiares de cobertura florestal são pontos onde a taxa de perda local de espécies se eleva muito rapidamente (Suding & Hobbs 2009). Neste ponto, até mesmo pequenas mudanças nas condições ambientais, causadas por mudanças na vegetação nativa, perda de conectividade da paisagem, mudanças na estrutura da vegetação, na composição de espécies e no potencial de cascatas ecológicas, levam a grandes alterações no ecossistema (Groffman *et al.* 2006, Suding & Hobbs 2009).

A teoria dos limiares tem sido bastante estudada em florestas tropicais, mas pouco é conhecido sobre sua existência em ambientes mais heterogêneos, como as savanas, onde fisionomias abertas e florestais coexistem naturalmente. O Cerrado, apesar de ser um domínio morfoclimático de grande extensão, tem

escassos estudos com limiaries. Em uma área florestal no sudeste do Cerrado, Muylaert *et al* (2016) encontraram um limiar de 47% de cobertura vegetal para morcegos. Em um estudo realizado no Planalto da Bodoquena, no oeste do Cerrado, Rodrigues *et. al.* (2015) descobriram um limiar de 54% de cobertura florestal para Odonatas. Em ambos os casos, esses valores são superiores aos encontrados para estudos na Mata Atlântica com diferentes táxons, que variam em torno de 30% de cobertura florestal (Banks-Leite *et al* 2014). Essa diferença poderia ser explicada pelo fato de morcegos e libélulas serem organismos muito sensíveis à variação do ambiente e, por isso, possuírem um limiar relativamente alto quando comparado a outros grupos taxonômicos. A dificuldade em determinar o limiar do Cerrado para diferentes grupos taxonômicos decorre dos poucos estudos feitos na região, e pelo fato do domínio englobar diversas fitofisionomias florestais, savânicas e campestres, que têm diferentes níveis de estrutura vegetacional e podem apresentar valores específicos de limiar.

Assim como existem diversos estudiosos da conservação apostando nas pesquisas sobre limiaries ecológicos, existem diversas dúvidas acerca esse tipo de teoria visto que a existência de limiaries exigiria que todas as espécies respondessem de forma semelhante à perda de vegetação nativa (Estavillo *et al.* 2013). Podemos elencar sete das principais ressalvas a este respeito: (1) A determinação de um valor numérico para fatos que ocorrem na natureza ainda gera dúvidas. (2) As vegetações remanescentes podem não ser representativas do estado antes do distúrbio na paisagem. (3) Continuará havendo perda de espécies e declínio populacional mesmo acima deste limiar, sendo que a comparação entre as áreas mais afetadas pela perda e fragmentação florestal e ambientes mais preservados pode ajudar no desenvolvimento de novos estudos. (4) A existência de limiaries exige que a maioria das espécies de uma comunidade responda de forma semelhante à perda de vegetação nativa, e pode ser que haja uma ampla gama de respostas à mesma perturbação. (5) A dificuldade de ser obter alguns limiaries (por exemplo, pela ausência de dados). (6) Ao fato de que o limiar pode variar de acordo com o uso do solo nas áreas de matriz. Quanto mais similares essas forem em relação ao habitat original, a tendência é que esse limiar possa ser menor (7) E principalmente, o foco deveria ser o ponto onde a maioria das espécies são capazes de manter populações

viáveis por muitas gerações e não o ponto onde a perda se torna mais rápida. (Lindenmayer & Luck 2005, King & Baker 2011, Estavillo 2013). Todos estes pontos demonstram que esse assunto ainda gera muitas dúvidas, que devem ser esclarecidos com um aumento de estudos nessa área.

Apesar dessas ressalvas, a identificação de um limiar é considerada como uma prática importante pois poderia: (1) priorizar áreas que precisam de ações de conservação ou de restauração, auxiliando na definição de metas, (2) estabelecer uma política de conservação biológica em escala de paisagem, (3) definir a sensibilidade das espécies a ameaças como perda, simplificação e fragmentação de hábitat, perda de diversidade genética e invasão por pragas e por fim, (4) serviria como base para a criação de políticas públicas (Metzger & Décamps 1997, Huggett 2005, Firmiano *et al.* 2017). Trabalhos com limiares utilizam respostas trazidas da pesquisa básica e as aplicam para a construção de normas que afetarão sociedade em geral.

As aves foram escolhidas por serem um grupo que pode ser afetado por variáveis na escala de paisagem e consequentemente, permitem avaliar a existência de limiar de cobertura de vegetação nativa. Esse grupo é importante pois desempenha vários processos ecológicos, tais como polinização, dispersão e controle de insetos, que são fundamentais para o funcionamento do ecossistema florestal (Perfecto *et al.* 2004, Develey & Pongiluppi 2010). E são cruciais para a restauração ecológica, visto que são dispersores de sementes, o que influencia no recrutamento e estabelecimento de espécies vegetais (Silva *et al.* 2015). Além disso, são um grupo grande e diversificado, podem ser afetados pela diminuição da vegetação de diversas maneiras.

Neste estudo investigamos a existência do limiar de cobertura de vegetação nativa para as aves de fisionomias florestais do Cerrado e indicamos as áreas prioritárias para a restauração e conservação no estado de Mato Grosso do Sul. Encontrar este dado é importante para a restauração, pois auxilia na seleção de áreas onde as chances de recolonização são maiores. Com relação à conservação, são importantes pois se são escolhidas muitas áreas, os custos acabam se tornando um impedimento para os projetos. Entretanto, se as áreas são poucas, os ganhos para a biodiversidade podem não ser suficientes (Banks-Leite *et al.* 2014). A hipótese inicial deste trabalho é que, assim como

outras florestas tropicais, o Cerrado tenha um limiar de cobertura de vegetação nativa. O presente estudo também poderá contribuir como ferramenta para a gestão ambiental no estado de Mato Grosso do Sul, servindo de apoio aos tomadores de decisão. Exemplificando, geraremos um mapa que poderá ser utilizado para criação de unidades de conservação e escolha de áreas prioritárias para a conservação e restauração no estado.

Materiais e Métodos

Área de estudo

Este estudo foi realizado em áreas de Cerrado do estado de Mato Grosso do Sul, região Centro-Oeste do Brasil. Segundo a classificação de Köppen (1928), o clima predominante do estado é Tropical Aw, com estações chuvosas e de seca bem marcadas e precipitação média anual variando de 800 a 2000 mm (Ratter *et al.* 1997).

Considerado como a savana da América Latina, o Cerrado abrange cerca de 2 milhões de km², estando presente no Brasil, leste da Bolívia e noroeste do Paraguai (Cavalcanti & Joly 2002). No Brasil, o Cerrado é detentor de cerca de 24% de todo território (IBGE 2004), chamando atenção por ser considerado um *hotspot* de biodiversidade mundial (Myers *et al.* 2000). Em Mato Grosso do Sul, o Cerrado abrange cerca de 217.846,25 km² (IBGE 2004), sendo a pecuária de corte e lavoura de grãos as principais ameaças ao Bioma (Cáceres *et al.* 2008).

Realizamos observações entre os anos de 2010 e 2015, em 74 unidades amostrais (que possuem uma média de 251.216,9 metros de distância entre elas) as quais quando ligadas, formam um polígono 22.267,43 km² de área (Fig.2). Utilizamos apenas locais com fitofisionomias florestais, a partir de 50% de cobertura de copa (Cavalcanti & Joly 2002), divididas em florestas semidecíduas e decíduas (n=34), florestas ripárias (n=29) e savanas florestadas (n=11), adaptada da classificação de Aubréville (1957). Não houve correlação (-0.09, p=0.3988) entre a riqueza de espécies e esforço amostral entre as unidades amostrais estudadas.

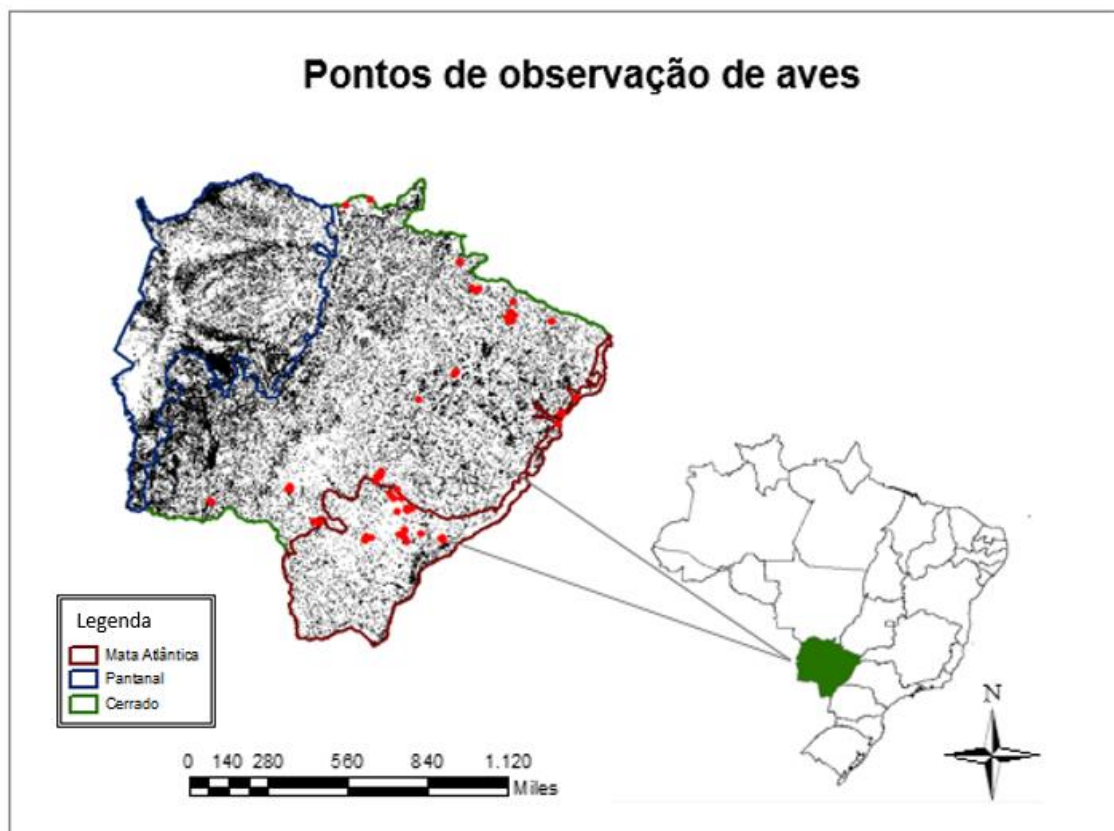


Fig.2 Pontos de observação (círculos vermelhos) para coleta de dados de aves no estado de Mato Grosso do Sul

Banco de dados de aves

Para coleta de dados sobre as aves, realizamos censos por observação direta (Bibby *et al.* 1992), que consistem em obter dados sobre a presença e abundância das espécies de aves através de registros visuais e auditivos em 622 transectos pré-estabelecidos, totalizando 2.425 horas de observação. Conduzimos os censos sempre do início ao meio da manhã (entre as 06:00 e 09:30 horas) e do meio ao fim da tarde (entre as 15:30 e 18:00 horas). Foram feitas entre 3 e 20 campanhas de campo (que variaram entre 16 e 64 horas de observações) por unidade amostral. Para cada campanha de campo em cada unidade amostral anotamos quais espécies de aves estavam presentes e sua abundância (número de indivíduos). Por tratarmos de ambientes florestais, consideramos nas análises apenas os dados de riqueza de espécies dependentes de ambientes florestais (Stotz *et al.* 1996, Bregman *et al.* 2014).

Classificação da imagem

Para fazer a classificação de todo estado utilizamos 23 imagens de Landsat 8, da estação seca (Maio a Setembro, predominantemente Agosto) do ano de 2014, classificadas através do algoritmo *Random Forest* (Reynolds *et al.* 2016). Os meses foram diferentes para evitar que as nuvens atrapalhassem a classificação. O algoritmo *Random Forest* é uma combinação de várias árvores de decisão, de modo que cada árvore dependa dos valores de um vetor aleatório amostrado de forma independente com a mesma distribuição para todas as árvores (Breiman 2001).

Análise de dados

Cálculo das métricas de paisagem

Para verificar se o esforço amostral empregado nas 74 unidades amostrais influenciou a riqueza de espécies de aves, utilizamos uma correlação de Spearman, que demonstrou não haver uma correlação entre essas variáveis ($r = -0.09$, $p=0.3988$). Para calcular as cinco métricas de paisagem utilizadas nas análises, fizemos hexágonos de 800, 2.000 e 3.000 m de raio ao redor do centro de cada unidade amostral. Fizemos os testes utilizando a riqueza de espécies total e também classificando-as em dependentes e semi-dependentes de floresta (Bregman *et al.* 2014).

A escolha dos valores de raio baseou-se em estudos anteriores com limiares de cobertura na Mata Atlântica (800 m; Banks-Leite *et al.* 2014), e no México (3000 m; Ávila-Gomes *et al.* 2015). O valor de 2000 m foi escolhido por estar entre os dois tamanhos anteriores e por ser um valor já utilizado em trabalhos com limiares de aves (Betts *et al.* 2007). Utilizamos hexágonos para poder interpolar os resultados para todo o estado. Calculamos a porcentagem de cobertura vegetal (%CV), área do fragmento onde foi feito o transecto (AF), e relação perímetro/área (PA) dentro de cada hexágono, utilizando o software ArcGIS 10.2.2.

A seguir, fizemos buffers maiores, de 300.000 m, unindo os que se sobrepuseram, e calculamos a porcentagem de vegetação em toda a paisagem (AVP). E para finalizar, utilizando o programa Fragstats 4.2.1, calculamos a

conectividade da paisagem (CP), utilizando a distância Euclidiana entre todos os fragmentos. Estas duas métricas foram analisadas para verificar a influência da perda de vegetação nativa na paisagem.

Para definir qual tamanho de hexágono, utilizamos o *Akaike information criterion* (AIC) (Rigueira 2013) e R^2 , onde o critério de seleção foi a área de hexágono a qual a resposta foi mais pronunciada (Tab. 1). Foram escolhidos os raios com menor AIC e maior R^2 . O AIC utiliza a divergência de Kullback-Leibler, que significa que ele mede a distância entre o modelo e a sua distribuição real, então, quanto menor essa divergência, melhor é o seu modelo (Bodzdogan 1987). Modelos com diferença de valores de AIC menores que 2 foram considerados plausíveis (Rigueira 2013). O R^2 varia de 0 a 1 e representa o quanto o modelo consegue explicar o padrão estudado.

O hexágono com raio de 2.000 m foi o com menor AIC e maior R^2 (quanto maior o R^2 , mais explicativo é o modelo). Portanto, ele foi escolhido para ser utilizado nas análises de limiar e será chamado a partir de agora, de paisagem. Este tamanho de raio foi utilizado também por Lindenmayer *et al* (2005) e Morante-Filho *et al* (2015) para avaliar a resposta à fragmentação.

Tab. 1. Comparação da relação entre riqueza de espécies e quantidade de vegetação em hexágonos de diferentes raios (800, 2000 e 3000 metros) para três classes de espécies

Raio		Espécies da comunidade completa	Espécies dependentes florestais	Espécies semi-dependentes florestais
3000	%	12.006	12.055	11.945
	AIC	589.0075	465.1519	540.4116
	R^2	0.224	0.3325	0.079
2000	%	14.482	13.88	14.950
	AIC	585.8885	460.5916	538.8757
	R^2	0.2561	0.3724	0.09792
800	%	99.160	99.154	99.365
	AIC	598.0056	480.5448	542.1178
	R^2	0.1237	0.1783	0.05752

Análise do limiar de cobertura de vegetação nativa

Para verificar a existência de um limiar de cobertura de vegetação nativa para aves, comparamos um modelo linear generalizado (com distribuição em *Poisson*) com um *piecewise*, onde a riqueza de espécies é a variável resposta e a quantidade de vegetação é a variável explanatória. A significância dos valores de limiar foi calculada através do teste de Davies (Muggeo 2008, Rigueira *et al.* 2013). Para comparar os modelos utilizamos o maior AIC e p menor pseudo-R².

O Piecewise Analysis (pacote *segmented*) é uma ferramenta considerada efetiva para encontrar abruptas mudanças no modelo de limiares (Banks-Leite *et al.* 2014). Este teste divide variáveis explicativas em 2 ou mais regressões lineares para localizar pontos onde existam mudanças nas relações lineares e ainda, determina os intervalos de confiança. Esses pontos desconhecidos são chamados *break points* e podem ser utilizados tanto para estimar limiares quanto para determinar os efeitos de borda (Toms & Lesperence, 2003, Banks-Leite *et al.* 2014, Ochoa-Quintero *et al.* 2015).

Para validar as informações, analisamos a autocorrelação espacial entre as variáveis e os resíduos. A autocorrelação espacial pode ser definida como a propriedade das variáveis aleatórias assumirem valores, em pares de localidades separadas, que são mais (autocorrelação positiva) ou menos (autocorrelação negativa) similares que o esperado pela associação aleatória dos pares observados (Legendre 1993). Realizamos todos os testes utilizando o R 3.3. 2 (R Development Core Team, 2016).

Formulação de modelos GLM

Primeiramente, fizemos uma correlação de Spearman para verificar se todas as variáveis da paisagem poderiam ser utilizadas no modelo, ou se algumas estão correlacionadas, podendo interferir no resultado final. Sempre que duas variáveis estavam correlacionadas (correlações acima de 0,7), não as incluímos no modelo junto com a variável a qual se correlaciona (S.2). A seguir, utilizamos modelos lineares generalizados (GLM) *com distribuição de Poisson* para saber se eles eram significativos e avaliamos quais as variáveis foram mais importantes para o modelo (S.2). Novamente comparamos os modelos utilizando

AIC (Rigueira 2013) e pseudo R^2 e os modelos com diferença de valores de AIC menores que 2 foram considerados plausíveis (Rigueira 2013).

Para examinar a resposta à fragmentação e perda de hábitat construímos 5 modelos. A riqueza de espécies foi considerada como variável dependente, enquanto a quantidade de vegetação nativa (Muylaert *et al.* 2016), área do fragmento, relação perímetro área e conectividade da paisagem foram consideradas como variáveis independentes em modelos alternativos. Utilizamos seguintes modelos: nulo, vegetação do hexágono+P/A+vegetação do hexágono*P/A (interação entre o vegetação e Perímetro/Área), vegetação do hexágono+P/A+P/A² (modelo quadrático), vegetação do hexágono+AF e vegetação do hexágono+CP. Utilizamos estes modelos para avaliar qual deles mais se assemelha ao que está de fato ocorrendo nessas paisagens.

Visto que a relação perímetro/área se mostrou um parâmetro muito importante (S.3), decidimos incluí-la em dois modelos (o de interação com a vegetação dentro do hexágono e no modelo quadrático), os demais modelos foram utilizados para saber se as métricas que tinham correlação com outros parâmetros estão influenciando ou não a riqueza de espécies do local.

Implicações para o estado de Mato Grosso do Sul

Com os resultados das análises de limiares ecológicos elaboramos um mapa das regiões de Cerrado do estado de Mato Grosso do Sul com seus graus de perda de vegetação nativa, a partir daí sugerimos as áreas para serem conservadas e restauradas. Para isso, dividimos o estado (com exceção da área de Pantanal) em diversos hexágonos com 2.000 m de raio, calculamos a porcentagem de vegetação nativa de cada um e classificamo-los em: áreas de baixa prioridade de restauração (por ter muito pouca vegetação nativa remanescente e muito abaixo do limiar), área de média prioridade de restauração (abaixo do limiar), área de alta prioridade para restauração e conservação (próximas ao limiar), e áreas prioritárias para conservação silvestre e da flora nativa (acima do limiar).

Resultados

Registramos 88.860 indivíduos de 232 espécies de aves pertencentes a 43 famílias, sendo 96 dependentes de floresta e 136 semi-dependentes (S1). A quantidade de vegetação variou entre 2,6% e 77,5% na paisagem e a área do fragmento variou entre 1,78 e 2723.5 hectares (S2). A seleção de modelos mostrou que os modelos contendo %CV e PA foram as mais importantes. Após analisar a importância de cada parâmetro restante, concluímos que a relação Perímetro/Área foi mais significativa, seguido pela porcentagem de cobertura vegetal (o que foi confirmado pelo AIC) (S3).

Limiar de cobertura de vegetação nativa

O modelo mais plausível foi o Piecewise (Tab. 2), que apresentou menores AIC e um dos maiores R^2 . O teste de Davies verificou que o Piecewise é significativo para a comunidade completa ($P < 0,0029$), e para as aves dependentes ($P < 0,001$), mas não para as semi-dependentes ($P = 0,0739$). O limiar de cobertura vegetal nativa para a comunidade total de aves foi de $14,482\% \pm 4,627$ (abrangendo, portanto, de 9,9 a 19,1%; Fig. 5a), o limiar para espécies dependentes de floresta foi $13,884\% \pm 3,469$ (abrangendo 10,4 a 17,4%; Fig. 5b) e o das semi-dependentes foi $14,950\% \pm 0,192$ (abrangendo 14,8 a 15,1% Fig. 5c). Não houve autocorrelação espacial entre eles (S4).

Tab. 2. Modelos utilizando somente porcentagem de vegetação nativa e riqueza de espécies.
*Modelos significativos ($P < 0,05$).

Modelos		Comunidade completa	Dependentes	Semi-dependentes
Piecewise	AIC	585,8885	460,5916	538,8757
	pseudo R^2	0,98	0,93	0,99
Linear	AIC	648,79	514,22	553,62
	pseudo R^2	0,114	0,16	0,044

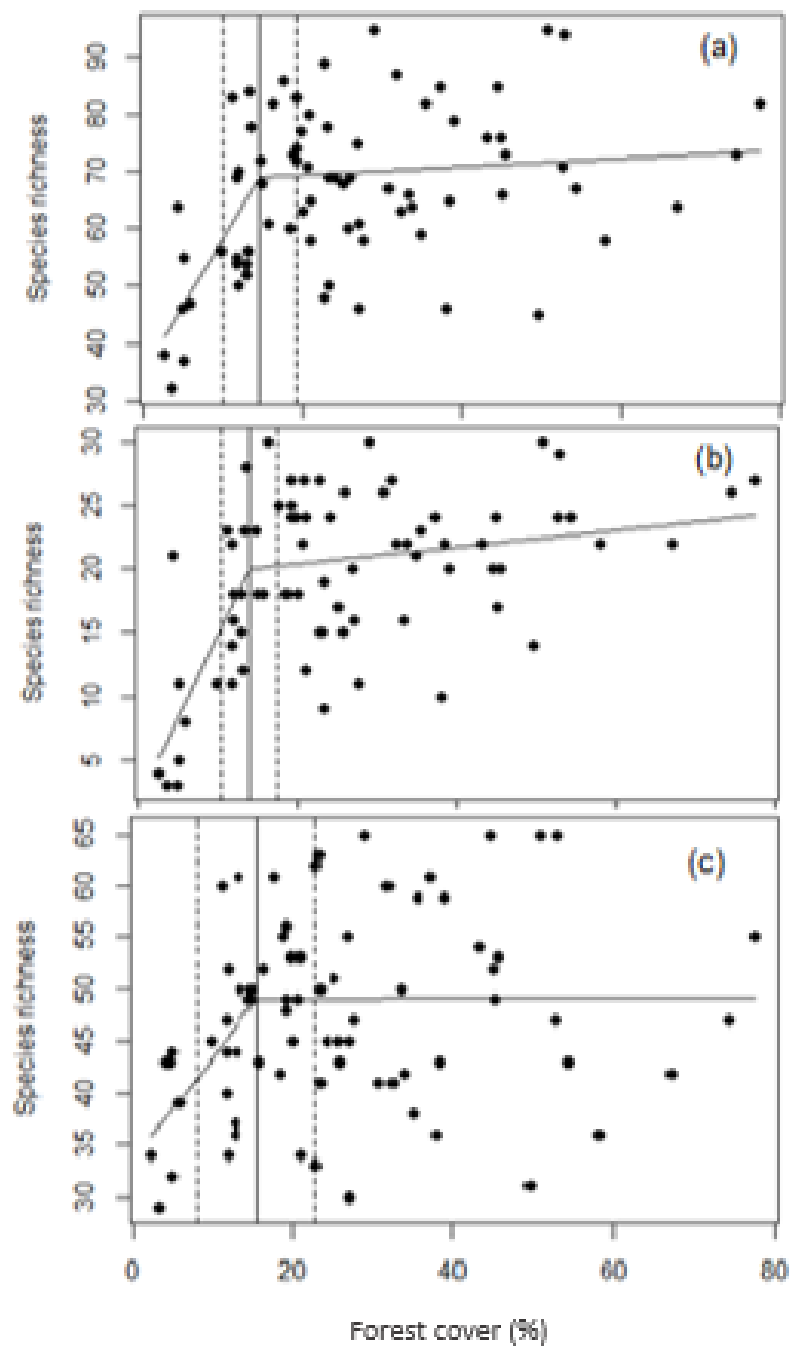


Fig. 5. (a) Limiar de cobertura de vegetação nativa de aves para formações florestais ($14,482\% \pm 4,627$). (b) Limiar de aves dependentes de floresta ($13,884\% \pm 3,4692$). (c) Limiar de aves semi-dependentes de floresta ($14,950\% \pm 0,1919$).

Modelos lineares generalizados

Dentre os modelos analisados, os que incluíam o parâmetro relação perímetro/área foram os mais plausíveis (Tab.3). Como já era esperado, as espécies dependentes de floresta representam o grupo onde os efeitos da perda de vegetação são mais fortes.

Tab. 3. Modelos utilizando porcentagem de vegetação nativa, relação perímetro/área, área do fragmento, conectividade de paisagem e riqueza de espécies.

*Modelos significativos ($P < 0,05$).

Modelos		Comunidade completa	Dependentes	Semi-dependentes
CV+PA+CV*PA	AIC	613.48	469.89	539.13
	R ²	0.29	0.41	0.13
CV+PA+PA ²	AIC	612.61	477.21	543.59
	R ²	0.28	0.36	0.13
CV+AF	AIC	626.74	501.86	544.28
	R ²	0.22	0.23	0.12
CV+CP	AIC	650.62	510.58	551.53
	R ²	0.11	0.19	0.07
Nulo	AIC	666.86	536.86	557.45
	R ²	0.034	0.032	0.016

Legenda

CV- Porcentagem de cobertura vegetal
PA – Relação Perímetro/Área
AF – Área do Fragmento
CP – Conectividade da paisagem

Implicações para o estado de Mato Grosso do Sul

Considerando como objetivo focal da restauração a biodiversidade, mais do que a dos serviços ambientais de modo geral, classificamos áreas quanto à prioridade para restauração e conservação (Box 1). Considerando o erro inferior, encontramos um limiar de 9,85% para a comunidade completa, portando, consideramos as

áreas com até **10%** de vegetação nativa como de baixa prioridade para restauração. As áreas nessas categorias representaram 23,94% do estado de Mato Grosso do Sul (com exceção das áreas de Pantanal) (Fig. 6). As áreas com **10%** até **15%** de vegetação foram consideradas áreas com média prioridade para restauração, estas representaram 12,21% do estado de Mato Grosso do

Box 1. Classificação de prioridades

0-10% - Baixa prioridade para restauração
10.1%-15%-Média prioridade para restauração
15.1%-25% - Alta prioridade para restauração e conservação
25.1%-100% - Prioridade para conservação

Sul (com exceção das áreas de Pantanal) (Fig. 6). As áreas entre **16% e 25%** de vegetação são de alta prioridade tanto para restauração, como para a conservação. Estas, representam 20,59% do estado de Mato Grosso do Sul (com exceção das áreas de Pantanal) (Fig. 6). Por fim, consideramos áreas acima de **26%** como sendo de prioridade para conservação, afim de que a perda de habitat não ocorra em direção ao limiar, as quais representam 43,24% do estado de Mato Grosso do Sul (com exceção das áreas de Pantanal) (Fig. 6).

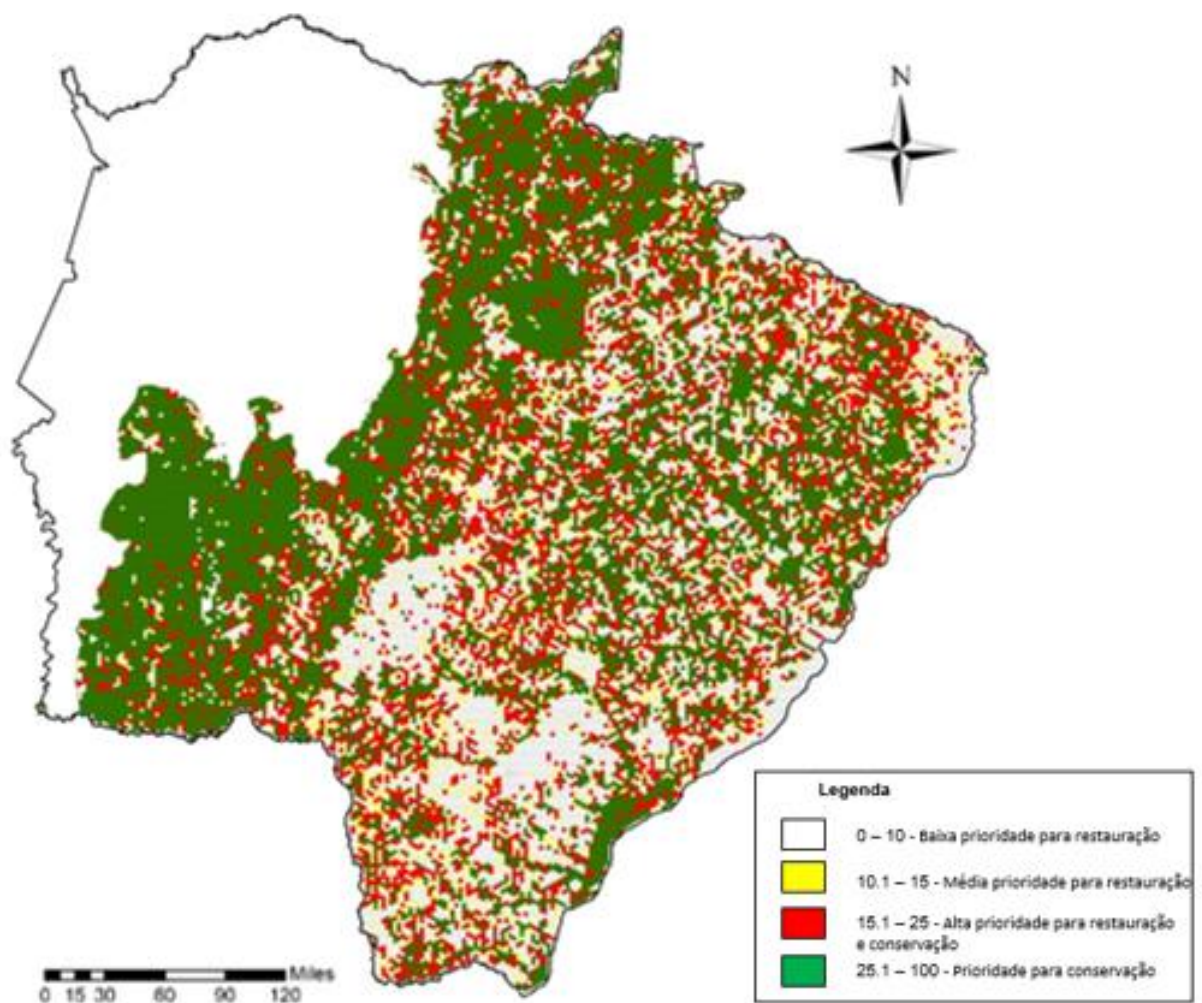


Fig. 6. Mapa de priorização de ações de restauração e conservação no estado de Mato Grosso do Sul baseado no limiar encontrado ($14,482\% \pm 4,627$)

Discussão

Limiar de cobertura de vegetação nativa para comunidade de aves

Estudos com diferentes espécies têm encontrado ampla variedade de valores de limiares. Na Mata Atlântica, o limiar variou de 30% a 50% (Estavillo *et al.* 2013; Banks-Leite *et al.* 2014; Morante-Filho *et al.* 2015) e na Floresta Amazônica, o limiar encontrado foi de 43% (Ochoa-Quintero *et al.* 2015). No Cerrado, variou ao redor de 50% tanto para morcegos quanto para libélulas (Muyllaert *et al.* 2016; Rodrigues *et al.* 2016). Para aves ao redor do mundo o limiar variou de 4% a 60% (Radford *et al.* 2005; Betts *et al.* 2007; Gutzwiller *et al.* 2015; Richmond *et al.* 2015) dependendo do tipo vegetacional, sendo os limiares mais altos em áreas de floresta mais contínuas e mais baixos em florestas mais esparsas (Richmond *et al.* 2015)

O limiar encontrado para o Cerrado foi inferior em relação a outros de florestas neotropicais. Isso pode ter ocorrido devido a (1) um menor contraste matriz-habitat, que facilita a dispersão e possibilita a manutenção de populações em paisagens com menos habitat. No Cerrado a antropização do entorno não modificaria de forma abrupta a paisagem, pois a matriz já era formada por ambientes abertos. (2) O baixo remanescente de vegetação nativa na época do estudo (IBGE 2012) pode ter afetado o valor do limiar. Por já estar muito fragmentado (Reynolds 2016), as espécies mais sensíveis podem já ter desaparecido. Assim, é possível que quando a paisagem era mais contínua, o limiar poderia ter sido inicialmente superior ao atual e, agora com menor cobertura de vegetação, já estamos observando um limiar inferior, uma vez que as espécies mais sensíveis já teriam desaparecido. (3) Ou ainda, devido à composição de espécies do Cerrado, que possui mais espécies generalistas (Silva 1995; Purificação *et al.* 2014) e poucas espécies endêmicas, as quais geralmente são mais sensíveis (Sandel *et al.*). Espécies generalistas respondem fortemente à heterogeneidade da paisagem (Estavillo *et al.* 2013), enquanto que especialistas são diretamente afetados pela degradação da paisagem (Marvier *et al.* 2004, Devictor *et al.* 2008). Os generalistas podem viver em áreas muito pequenas, pois conseguem utilizar recursos do seu entorno; são menos afetados pela fragmentação e distúrbios e estão mais adaptados ao mosaico natural de

florestas, savanas e áreas abertas do Cerrado (Andrén 1994, Devictor *et al.* 2008, Tubelis & Cavalcanti 2001).

Estratégias para conservação e restauração

A restauração ecológica é necessária tanto para evitar que mais espécies se percam, como para criar ambientes propícios à recolonização. Segundo Tambosi *et al.* (2014), as áreas prioritárias para restauração devem aquelas com grau intermediário de resiliência, que seriam aquelas entre 20% e 50% de quantidade de vegetação, no caso da Mata Atlântica, uma vez que o limiar encontrado naquele bioma variou de 30% a 50% (Estavillo *et al.* 2013; Banks-Leite *et al.* 2014; Morante-Filho *et al.* 2015)”

Ao utilizamos limiares para a priorização de áreas estamos focando naquelas que irão preservar a maior quantidade de espécies (Ehrenfeld 2000). As áreas escolhidas neste trabalho como de alta prioridade para restauração e conservação são aquelas com grau de perturbação intermediário, porque precisam de um menor investimento e suas ações seriam mais efetivas. Ou seja, seriam áreas com uma maior relação custo-benefício (Bestelmeyer *et al.* 2006, Tambosi *et al.* 2014). Qualquer alteração na quantidade de vegetação dessas áreas produzirá fortes efeitos, tanto positivos, quanto negativos. Assim, evitar a perda da cobertura de vegetação dessas áreas, é uma importante estratégia de conservação, pois evitar que pequenas alterações na cobertura de vegetação atinjam o limiar seria uma estratégia mais barata do que restaurar. As áreas que indicamos como de alta prioridade estão um pouco acima do limiar encontrado, a fim de evitar que as espécies sejam perdidas, pois se isso acontecer, é muito mais difícil o seu retorno. Em Mato Grosso do Sul, é necessário restaurar uma significativa parte do estado (20,59% - áreas entre **16%** e **25%** de vegetação, classificadas como de alta prioridade tanto para restauração, como para a conservação), de forma que se retornem os processos ecológicos e serviços ecossistêmicos que foram perdidos em paisagens abaixo do limiar.

Vale ressaltar que o limiar para conservação é diferente do para restauração. Um ecossistema que atingiu valores de cobertura de vegetação inferiores ao limiar pode ter atingido um grau de degradação tão alto que é mais difícil de ser revertido novamente para a direção superior a este limiar. Ou seja,

a ação de aumentar a cobertura de vegetação poderá não ser o suficiente para reverter o grau de degradação e, portanto, não atingir a restauração daquele ambiente. Essa seria uma dinâmica de histerese, condição na qual o limiar em que a comunidade entra em colapso é diferente daquele em que ela se recupera (Suding & Hobbs 2009).

Considerando que 36,15% do estado de Mato Grosso do Sul (com exceção das áreas de Pantanal), não alcançam nem 15% de vegetação nativa, grande parte do estado está abaixo do limiar encontrado neste estudo (Fig. 6). Os resultados deste trabalho indicam que o limiar encontrado corresponde à quantidade de vegetação que deve ser preservada de Reserva Legal (20%) no Cerrado, demonstrando, assim, como o Código Florestal de 1965 tem base científica (Metzger 2010). Porém, chamamos a atenção para o fato de que, com a mudança da lei, “Novo Código Florestal” (Lei 12.651/2012), a área obrigatória a ser preservada diminui (Garcia *et al.* 2013), e com isso, diminui-se também a margem de precaução (Metzger 2010). O “Novo Código Florestal” instituiu a Cota de Reserva Ambiental (CRA), que é o excedente de Reserva Legal criada voluntariamente. Sugerimos então, que órgãos gestores, tais como o Instituto de Meio Ambiente de Mato Grosso do Sul (Imasul), priorizem a liberação de compras de CRAs em áreas indicadas em vermelho do mapa deste estudo. O objetivo seria impedir que essas áreas alcancem o limiar e ocorra a grande perda de espécies.

Relação Perímetro/Área

Observou-se neste trabalho que quanto menor a relação Perímetro/Área, maior o número de espécies encontradas. Isso significa que, quanto mais circular for o fragmento florestal, maior a riqueza de espécies. Esse resultado corrobora com a teoria do efeito de borda, que diz que quanto mais linear é o fragmento, maiores os efeitos da interface floresta/matriz sobre as comunidades no interior do fragmento (Sauders *et al.* 1991) e com a teoria de biogeografia de ilhas, que relaciona a riqueza de espécies (influenciado pelas taxas de extinção e imigração) com a área e isolamento do fragmento (MacArthur & Wilson 1967). Para comunidades de aves da Mata Atlântica, ambas as teorias são funcional e quantitativamente similares, sendo que o efeito da área do fragmento pode ser medido através do efeito de borda, visto que as espécies que não conseguem habitar a borda apresentam respostas semelhantes para borda e tamanho de área (Banks-Leite *et al.* 2010),

Quando o “Novo Código Florestal” prevê que a Reserva Legal seja computada à APP, além de diminuir quantidade de vegetação, permite a linearização do fragmento. Isso significa que a nova lei favorece a preferência a fragmentos lineares, que seguem a margem do rio. Assim, a referida lei prejudica duplamente a riqueza de espécies, diminuindo a quantidade de vegetação obrigatória e favorecendo que as Reservas Legais sejam lineares, o que aumenta o efeito de borda e afeta negativamente as espécies adaptadas ao interior de florestas.

Considerações finais

O limiar é mais do que um simples dado teórico ou um alerta de perigo, sendo na verdade uma ferramenta para tomadas de decisões. Cada vez mais, os governantes e/ou tomadores de decisão buscam respostas no meio científico, mas ainda existem políticas públicas criadas sem estudo-prévio ou qualquer tipo de base científica. Se vê necessário um diálogo baseado em informação científica entre tomadores de decisão, líderes de indústrias e a comunidade científica, a fim de encontrar metas em conjunto para a gestão e conservação de ecossistemas (Firmiano *et al.* 2017), principalmente quando se trata da conservação em ecossistemas não predominantemente florestados (Overbeck

et al. 2015). É importante lembrar que ter um limiar em torno de 20% não significa que podemos desmatar os outros 80% sem afetar a comunidade. Na verdade, ele só mostra o ponto onde a perda é maior, mas continuará havendo perda de espécies desde o início do desmatamento.

Portanto, esse trabalho visa não somente contribuir para a ciência, como também funcionar como uma ferramenta aplicável para a criação de políticas públicas, subsidiando tomadas de decisão relativas ao gerenciamento do meio ambiente da região. Que este estudo possa suprir parte dessa lacuna de conhecimento e que possa servir de base para que as autoridades competentes escolham áreas prioritárias para a restauração e conservação no estado de Mato Grosso do Sul, servindo de modelo para outros ambientes.

Referências Bibliográficas

Ávila-Gomes, E.S., Moreno, C.E., García-Morale, I.Z., Sánchez-Rojas, G. & Briones-Salas, M. (2015). Deforestation thresholds for phyllostomid bat populations in tropical landscapes in the Huasteca region, Mexico. *Trop. Conser. Sci.* 8,646–661.

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.

Aubréville, A. (1957). Accord a Yangambi sur la nomenclature des types africains de végétation. *Bois et Forêts des Tropiques*. 23–27.

Banks-Leite, C. *et al.* (2014). Using ecological thresholds to evaluate the costs and benefits of set-asides in a biodiversity hotspot. *Science*. 345, 1041–1045.

Bestelmeyer, B.T. (2006). Threshold concepts and their use in rangeland management and restoration: the good, the bad, and the insidious. *Restor. Ecol.* 14 (3), 325–329.

Betts, M. G., Forbes, J. G. & Diamond, A. W. (2007). Thresholds in songbird occurrence in relation to landscape structure. *Conserv. Biol.* 21,1046–1058.

Bibby, C. J., Burgess, N. D., and Hill, D. A. (1992). Birds census techniques. *Academic Press*, San Diego.

Bregman, T. P., Sekercioglu, C. H., & Tobias, J. A. (2014). Global patterns and predictors of bird species responses to forest fragmentation: Implications for ecosystem function and conservation. *Biol. Conserv.* 169, 372–383.

Breiman, L. (2001). Random Forests. *Mach. Learn.* 45, 5–32.

Bodzdogan H. (1987). Model selection and Aikake's information criterion (AIC): The general theory and it's analytical extensions. *Psychometrika.* 52, 342–470.

Cáceres, N.C., Carmignotto, A.P., Fischer, E. & Santos, C.F. (2008) Mammals from Mato Grosso do Sul, Brazil. *Check List* 4(3), 321–335.

Cavalcanti, R.B. & Joly, C.A. (2002). Biodiversity and conservation priorities in the Cerrado region. In Oliveira, P.S. & Marquis R.J. (Eds.). *The cerrados of Brazil: ecology and natural history of a Neotropical Savanna*. New York: Columbia University Press. 91–113.

Develey P.F. & Pongiluppi T. (2010). Impactos potenciais na avifauna decorrentes das alterações propostas para o Código Florestal Brasileiro. *Biota Neotrop.* 10(4), 43–46.

Devictor V., Julliard, R., Jiguet, F. (2008). Distribution of specialist and generalist species along spatial gradients of habitat disturbance and fragmentation. *Oikos.* 117, 507–514.

Ehrenfeld J. G. (2000). Defining the limits of restoration: the need for realistic goals. *Restor. Ecol.* 8,2–9.

Estavillo, C., Pardini R. & Rocha P. L. B. (2013). Forest loss and the biodiversity threshold: an evaluation considering species habitat requirements and the use of matrix habitats. *Plos one.* 8, 1–10.

Fahrig, L. (1998). When does fragmentation of breeding habitat affect population survival? *Ecol. Model.* 105, 273–292.

Firmiano, K.R., Ligeiro, R., Macedo, D.R., Leandro, J., Hughes, M.R., Callisto, M. (2017). Mayfly bioindicator thresholds for several anthropogenic disturbances in neotropical savanna streams. *Ecol. Indic.* 74,276–284.

King, R.S. & Baker, M.E. (2011) An alternative view of ecological community threshold and appropriate analyses for their detection: comment. *Ecol. Appl.* 21, 2833–2839.

Köppen, W. & Geiger, R. (1928). *Klimate der Erde*. Gotha. Wall-map.

Legendre, P. (1993). Spatial autocorrelation: trouble or new paradigm? *Ecology*, 74,1659–1673.

Lindenmayer, D. B. & Luck, G. (2005). Synthesis: Thresholds in conservation and management. *Biol. Conserv.*124, 351–354.

Lindenmayer, D. B., Fischer, J. & Cunningham, R. B. (2005). Native vegetation cover thresholds associated with species responses. *Biol. Conserv.* 124, 311–316.

Garcia, L.C., Santos, J.S., Matsumoto, M & Hobbs, R.J. (2013). Restoration challenges and opportunities for increasing landscape connectivity under the New Brazilian Forest Act. *Nat. Conser.* 11, 181–185.

Groffman *et al.* (2006). Ecological thresholds: the key to successful environmental management or an important concept with no practical application? *Ecosystems*. 9, 1–13.

Gutzwiller, K.J., Riffell, S.K. & Flather, C.H. (2015). Avian abundance thresholds, human-altered landscapes, and the challenge of assemblage-level conservation. *Landscape Ecol.* 30, 2095–2110.

Huggett A.J. (2005). The concept and utility of ecological thresholds in biodiversity conservation. *Biol. Conserv.* 124, 301–310.

IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. (2004). Mapas de Biomas e de Vegetação.

IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. (2012). Indicadores de desenvolvimento sustentável. *Estudos & Pesquisas*. 61.

Jansson, G. & Angelstam, P. (1999). Threshold levels of habitat composition for the presence of the long-tailed tit (*Aegithalos caudatus*) in a boreal landscape. *Landscape Ecol.* 14: 283–290.

MacArthur, R. H. Wilson, E. O. (1967). The theory of island biogeography. *Princeton Univ. Press*.

Martensen, A. C., Ribeiro, M. C., Banks-leite, C., Prado, P. I. & Metzger, J.P. (2012). Associations of forest cover, fragment area, and connectivity with neotropical understory bird species richness and abundance. *Conserv. Biol.* 26, 1100–1111.

Marvier, M., Kareiva, P. & Neubert, M.G. (2004) Habitat destruction, fragmentation, and disturbance promote invasion by habitat generalists in a multispecies metapopulation. *Risk Anal.* 24,869–877.

Metzger, J.P (2010). O Código Florestal tem base científica? *Nat. Conserv.* 8,92–99.

Metzger, J. P. & Décamps, H. (1997). The structural connectivity threshold: an hypothesis in conservation biology at the landscape scale. *Acta Ecologica.* 18,1–12.

Morante-Filho, J.C., Faria, D., Mariano-Neto, E. & Rhodes J. (2015). Birds in anthropogenic landscapes: the responses of ecological groups to forest loss in the Brazilian Atlantic Forest. *Plos One.* 10(6), 1–18.

Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Da Fonseca G. A.B. & Kent J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature.* 403, 853–858.

Muggeo V.M.R. (2008) Segmented: an R package to fit regression models with broken-linerelationships. *R News* 8:20–25

Muyllaert, R. L., Stevens, R. D. & Ribeiro, M.C. (2016). Threshold effect of habitat loss on bat richness in cerrado-forest landscapes. *Ecol. Appl.* 1–41.

- Ochoa-Quintero, J. M., T. A. Gardner, Rosa I., Ferraz, S.F.B. & Sutherland, W. J. (2015). Thresholds of species loss in Amazonian deforestation frontier landscapes. *Conserv. Biol.* 29, 440–451.
- Overbeck, G.E. et al. (2015). Conservation in Brazil needs to include non-forest ecosystems. *Diversity Distrib.* 21, 1455–1460.
- Pardini, R., Bueno, A. A., Gardner, T. A., Prado, P. I. & Metzger, J. P. (2010). Beyond the fragmentation threshold hypothesis: Regime shifts in biodiversity across fragmented landscapes. *Plos one*.5, 1–10.
- Perfecto, I., Vandremeer, J.H., Bautista, G.L., Nunez, G.I., Greenberg, R., Bichier, P. & Langridge, S. (2004). Greater predation in shaded coffee farms: the role of resident neotropical birds. *Ecology*. 85, 2677–2681.
- Purificação, K.N., Pascotto, M.C., Pedroni, F., Pereira, J.M.N. & Lima, N.A. (2014) Interactions between frugivorous birds and plants in savanna and forest formations of the Cerrado. *Biota Neotrop.* 14:4.
- R Development Core Team. (2016). R: a Language and Environment for Statistical Computing. *R Foundation for Statistical Computing*.
- Radford, J.Q., Bennett, A.F. & Cheers, G.J. (2005). Landscape-level thresholds of habitat cover for woodland-dependent birds. *Biol. Conserv.* 124,317–337.
- Ratter, J.A., Ribeiro, J.F. & Bridgewater, S. (1997). The Brazilian Cerrado vegetation and threats to its biodiversity. *Ann. Bot.* 80, 223–230.
- Reynolds, J., Wesson K., Desbiez, A. L. J., Ochoa-Quintero, J.M. & Leimgruber, P. (2016). Using remote sensing and Random Forest to assess the conservation status of critical cerrado habitats in Mato Grosso do Sul, Brazil. *Land*. 5, 1–12.
- Rigueira, D.M.G., Rocha, P.L.B., Mariano-Neto E. (2013). Forest cover, extinction thresholds and time lags in woody plants (Myrtaceae) in the Brazilian Atlantic Forest: resources for conservation. *Biodivers. Conserv.* 22, 3141–3163.
- Richmond, S., Jenkins, E., Couturier, A. & Cadman, M. (2015). Thresholds in forest bird richness in response to three types of forest cover in Ontario, Canada. *Landscape Ecol.* 30, 1273–1290.

Rodrigues, M.E., Roque, F.O., Ochoa-Quintero, J.M., Pena, J.C.C. & Souza, D.C., Junior, P.M. (2015). Nonlinear responses in damselfly community along a gradient of habitat loss in a savanna landscape. *Biol. Conserv.* 194, 113–120.

Sandel *et al.* (2011). The influence of late Quaternary climate-change velocity on species endemism. *Science*. 334, 660–663.

Sauders, D.A., Hobbs, R.J. & Margules, C.R. (1991). Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conserv. Biol.* 5, 18–32.

Silva, J. M. C. (1995). Birds of the Cerrado region, South America. *Steenstrupia* 21, 69–92.

Silva, F.R., Montoya, D., Furtado, R., Memmott, J., Pizo, M.A. & Rodrigues, R.R. (2015). The restoration of tropical seed dispersal networks. *Restor. Ecol.* 1–9.

Stotz, D. F., Fitzpatrick, J. W., Parker, T. A., & Moskovitz, D. K. (1996). Neotropical birds: ecology and conservation. *University of Chicago Press*, Chicago.

Suding, K. N. & Hobbs, R. J., (2009). Threshold models in restoration and conservation: a developing framework. *Trends Ecol. Evol.* 24, 271–280.

Tambosi, L. T., Martensen A.C., Ribeiro M.C. & Metzger J.P. (2014). A framework to optimize biodiversity restoration efforts based on habitat amount and landscape connectivity. *Restor. Ecol.* 22(2), 169–177.

Toms, J.D. & Lesperence, M.L. (2003). Piecewise regression: a tool for identifying ecological threshold. *Ecology*. 84, pp. 2034–2041.

Tubelis, D.P. & Cavalcanti, R.B (2001) Community similarity and abundance of bird species in open habitats of a central brazilian Cerrado. *Ornitol. Neotrop.* 12, 57–73.

Material Suplementar

S1. Lista de espécies de aves registradas em 74 estações amostrais localizadas no estado de Mato Grosso do Sul, Brasil.

Família	Espécie	Classificação
Cracidae	<i>Aburria cumanensis</i>	Dependentes
Accipitridae	<i>Accipiter striatus</i>	Dependentes
Rallidae	<i>Amaurolimnas concolor</i>	Semidependentes
Trochilidae	<i>Amazilia fimbriata</i>	Semidependentes
Trochilidae	<i>Amazilia versicolor</i>	Dependentes
Psittacidae	<i>Amazona aestiva</i>	Semidependentes
Psittacidae	<i>Amazona amazonica</i>	Semidependentes
Trochilidae	<i>Anthracothorax nigricollis</i>	Semidependentes
Pipridae	<i>Antilophia galeata</i>	Semidependentes
Caprimulgidae	<i>Antrostomus rufus</i>	Semidependentes
Psittacidae	<i>Ara ararauna</i>	Semidependentes
Psittacidae	<i>Ara chloropterus</i>	Dependentes
Rallidae	<i>Aramides cajaneus</i>	Dependentes
Rallidae	<i>Aramides saracura</i>	Dependentes
Passerellidae	<i>Arremon flavirostris</i>	Dependentes
Strigidae	<i>Asio clamator</i>	Semidependentes
Furnariidae	<i>Automolus leucophthalmus</i>	Dependentes
Momotidae	<i>Baryphthengus ruficapillus</i>	Dependentes
Parulidae	<i>Basileuterus culicivorus (culicivorus)</i>	Dependentes
Galbulidae	<i>Brachygalba lugubris</i>	Semidependentes
Psittacidae	<i>Brotogeris chiriri</i>	Semidependentes
Accipitridae	<i>Buteo brachyurus</i>	Semidependentes
Accipitridae	<i>Buteo nitidus</i>	Semidependentes
Icteridae	<i>Cacicus chrysopterus</i>	Dependentes
Icteridae	<i>Cacicus haemorrhous</i>	Dependentes
Picidae	<i>Campephilus melanoleucos</i>	Dependentes
Tyrannidae	<i>Camptostoma obsoletum</i>	Semidependentes
Dendrocolaptidae	<i>Campylorhamphus trochilrostris</i>	Dependentes
Troglodytidae	<i>Canthorchilus leucotis</i>	Semidependentes
Caprimulgidae	<i>Caprimulgus rufus</i>	Semidependentes
Tyrannidae	<i>Casiornis rufus</i>	Semidependentes
Picidae	<i>Celeus flavescens</i>	Dependentes
Picidae	<i>Celeus flavus</i>	Dependentes
Picidae	<i>Celeus lugubris</i>	Dependentes
Bucconidae	<i>Chelidoptera tenebrosa</i>	Semidependentes
Alcedinidae	<i>Chloroceryle aenea</i>	Semidependentes
Alcedinidae	<i>Chloroceryle inda</i>	Semidependentes
Trochilidae	<i>Chlorostilbon lucidus</i>	Semidependentes
Accipitridae	<i>Chondrohierax uncinatus</i>	Semidependentes

Família	Espécie	Classificação
Trochilidae	<i>Chrysolampis mosquitus</i>	Semidependentes
Columbidae	<i>Claravis pretiosa</i>	Dependentes
Furnariidae	<i>Clibanornis rectirostris</i>	Dependentes
Tyrannidae	<i>Cnemotriccus fuscatus</i>	Semidependentes
Cuculidae	<i>Coccyua minuta</i>	Semidependentes
Cuculidae	<i>Coccyzus americanus</i>	Dependentes
Cuculidae	<i>Coccyzus euleri</i>	Dependentes
Cuculidae	<i>Coccyzus melacoryphus</i>	Dependentes
Thraupidae	<i>Coereba flaveola</i>	Semidependentes
Picidae	<i>Colaptes melanochloros</i>	Semidependentes
Tyrannidae	<i>Colonia colonus</i>	Dependentes
Columbidae	<i>Columbina minuta</i>	Semidependentes
Thraupidae	<i>Conirostrum speciosum</i>	Semidependentes
Tyrannidae	<i>Contopus cinereus</i>	Semidependentes
Rhynchocyclidae	<i>Corythopsis delalandi</i>	Dependentes
Furnariidae	<i>Cranioleuca vulpina</i>	Semidependentes
Cracidae	<i>Crax fasciolata</i>	Dependentes
Cuculidae	<i>Crotophaga major</i>	Semidependentes
Tinamidae	<i>Crypturellus parvirostris</i>	Semidependentes
Tinamidae	<i>Crypturellus tataupa</i>	Semidependentes
Tinamidae	<i>Crypturellus undulatus</i>	Dependentes
Thraupidae	<i>Cyanerpes cyaneus</i>	Dependentes
Corvidae	<i>Cyanocorax chrysops</i>	Dependentes
Corvidae	<i>Cyanocorax cyanomelas</i>	Semidependentes
Corvidae	<i>Cyanocorax cyanopogon</i>	Semidependentes
Cardinalidae	<i>Cyanoloxia brissonii</i>	Semidependentes
Vireonidae	<i>Cyclarhis gujanensis</i>	Semidependentes
Thraupidae	<i>Dacnis cayana</i>	Semidependentes
Dendrocolaptidae	<i>Dendrocolaptes picumnus</i>	Dependentes
Dendrocolaptidae	<i>Dendrocolaptes platyrostris</i>	Dependentes
Dendrocolaptidae	<i>Dendroplex picus</i>	Semidependentes
Psittacidae	<i>Diopsittaca nobilis</i>	Semidependentes
Cuculidae	<i>Dromococcyx pavoninus</i>	Dependentes
Picidae	<i>Dryocopus lineatus</i>	Semidependentes
Thamnophilidae	<i>Dysithamnus mentalis</i>	Dependentes
Tyrannidae	<i>Elaenia chilensis</i>	Semidependentes
Tyrannidae	<i>Elaenia parvirostris</i>	Semidependentes
Tyrannidae	<i>Elaenia spectabilis</i>	Dependentes
Accipitridae	<i>Elanoides forficatus</i>	Semidependentes
Tyrannidae	<i>Empidonomus varius</i>	Semidependentes
Fringillidae	<i>Euphonia chlorotica</i>	Semidependentes
Fringillidae	<i>Euphonia lanirostris</i>	Semidependentes
Fringillidae	<i>Euphonia violacea</i>	Semidependentes
Tyrannidae	<i>Euscarthmus meloryphus</i>	Semidependentes

Família	Espécie	Classificação
Falconidae	<i>Falco ruficularis</i>	Semidependentes
Trochilidae	<i>Florisuga fusca</i>	Semidependentes
Psittacidae	<i>Forpus xanthopterygius</i>	Semidependentes
Galbulidae	<i>Galbula ruficauda</i>	Semidependentes
Accipitridae	<i>Gampsonyx swainsonii</i>	Semidependentes
Columbidae	<i>Geotrygon montana</i>	Dependentes
Accipitridae	<i>Geranoospiza caerulescens</i>	Semidependentes
Strigidae	<i>Glaucidium brasilianum</i>	Semidependentes
Tyrannidae	<i>Griseotyrannus aurantioatrocristatus</i>	Semidependentes
Trochilidae	<i>Heliomaster furcifer</i>	Semidependentes
Trochilidae	<i>Heliomaster squamosus</i>	Dependentes
Heliornithidae	<i>Heliornis fulica</i>	Semidependentes
Thraupidae	<i>Hemithraupis guira</i>	Dependentes
Rhynchocyclidae	<i>Hemitriccus margaritaceiventer</i>	Semidependentes
Rhynchocyclidae	<i>Hemitriccus striaticollis</i>	Semidependentes
Falconidae	<i>Herpetotheres cachinnans</i>	Semidependentes
Thamnophilidae	<i>Herpsilochmus longirostris</i>	Dependentes
Caprimulgidae	<i>Hydropsalis albicollis</i>	Semidependentes
Caprimulgidae	<i>Hydropsalis torquata</i>	Semidependentes
Trochilidae	<i>Hylocharis chrysura</i>	Semidependentes
Trochilidae	<i>Hylocharis cyanus</i>	Dependentes
Vireonidae	<i>Hylophilus pectoralis</i>	Dependentes
Vireonidae	<i>Hylophilus poicilotis</i>	Dependentes
Falconidae	<i>Ibycter americanus</i>	Semidependentes
Icteridae	<i>Icterus croconotus</i>	Semidependentes
Icteridae	<i>Icterus pyrrhopterus</i>	Semidependentes
Accipitridae	<i>Ictinia mississippiensis</i>	Semidependentes
Accipitridae	<i>Ictinia plumbea</i>	Semidependentes
Thraupidae	<i>Lanio penicillatus</i>	Dependentes
Rallidae	<i>Laterallus melanophaius</i>	Semidependentes
Rallidae	<i>Laterallus viridis</i>	Semidependentes
Tyrannidae	<i>Lathrotriccus euleri</i>	Dependentes
Tyrannidae	<i>Legatus leucophaius</i>	Dependentes
Dendrocolaptidae	<i>Lepidocolaptes angustirostris</i>	Semidependentes
Accipitridae	<i>Leptodon cayanensis</i>	Semidependentes
Rhynchocyclidae	<i>Leptopogon amaurocephalus</i>	Dependentes
Columbidae	<i>Leptotila rufaxilla</i>	Dependentes
Columbidae	<i>Leptotila verreauxi</i>	Dependentes
Tyrannidae	<i>Megarynchus pitangua</i>	Semidependentes
Strigidae	<i>Megascops choliba</i>	Semidependentes
Picidae	<i>Melanerpes candidus</i>	Semidependentes
Picidae	<i>Melanerpes flavifrons</i>	Dependentes
Threskiornithidae	<i>Mesembrinibis cayennensis</i>	Semidependentes
Falconidae	<i>Micrastur semitorquatus</i>	Dependentes

Família	Espécie	Classificação
Momotidae	<i>Momotus momota</i>	Dependentes
Bucconidae	<i>Monasa nigrifrons</i>	Dependentes
Tyrannidae	<i>Myiarchus ferox</i>	Semidependentes
Tyrannidae	<i>Myiarchus swainsonii</i>	Semidependentes
Tyrannidae	<i>Myiarchus tyrannulus</i>	Semidependentes
Tyrannidae	<i>Myiodynastes maculatus</i>	Semidependentes
Tyrannidae	<i>Myiopagis caniceps</i>	Dependentes
Tyrannidae	<i>Myiopagis gaimardii</i>	Dependentes
Tyrannidae	<i>Myiopagis viridicata</i>	Semidependentes
Rhynchocyclidae	<i>Myiornis auricularis</i>	Dependentes
Parulidae	<i>Myiothlypis flaveola</i>	Dependentes
Parulidae	<i>Myiothlypis leucophrys</i>	Dependentes
Tyrannidae	<i>Myiozetetes cayanensis</i>	Semidependentes
Tyrannidae	<i>Myiozetetes similis</i>	Semidependentes
Thraupidae	<i>Nemosia pileata</i>	Semidependentes
Pipridae	<i>Neopelma pallescens</i>	Semidependentes
Bucconidae	<i>Nonnula rubecula</i>	Dependentes
Bucconidae	<i>Notharchus swainsoni</i>	Dependentes
Nyctibiidae	<i>Nyctibius griseus</i>	Semidependentes
Bucconidae	<i>Nystalus maculatus</i>	Semidependentes
Bucconidae	<i>Nystalus striatipictus</i>	Semidependentes
Psittacidae	<i>Orthopsittaca manilatus</i>	Semidependentes
Oxyruncidae	<i>Oxyruncus cristatus</i>	Dependentes
Tityridae	<i>Pachyramphus polychopterus</i>	Semidependentes
Tityridae	<i>Pachyramphus validus</i>	Semidependentes
Tityridae	<i>Pachyramphus viridis</i>	Semidependentes
Rallidae	<i>Pardirallus nigricans</i>	Semidependentes
Columbidae	<i>Patagioenas cayennensis</i>	Semidependentes
Columbidae	<i>Patagioenas plumbea</i>	Dependentes
Columbidae	<i>Patagioenas speciosa</i>	Dependentes
Cracidae	<i>Penelope obscura</i>	Dependentes
Cracidae	<i>Penelope superciliaris</i>	Dependentes
Furnariidae	<i>Phacellodomus ruber</i>	Semidependentes
Furnariidae	<i>Phacellodomus rufifrons</i>	Semidependentes
Tyrannidae	<i>Phaeomyias murina</i>	Semidependentes
Trochilidae	<i>Phaethornis pretrei</i>	Semidependentes
Troglodytidae	<i>Pheugopedius genibarbis</i>	Semidependentes
Tyrannidae	<i>Philohydor lictor</i>	Semidependentes
Rhynchocyclidae	<i>Phylloscartes ventralis</i>	Dependentes
Cuculidae	<i>Piaya cayana</i>	Semidependentes
Picidae	<i>Picumnus albosquamatus</i>	Semidependentes
Picidae	<i>Picumnus cirratus</i>	Semidependentes
Psittacidae	<i>Pionus maximiliani</i>	Dependentes
Pipridae	<i>Pipra fasciicauda</i>	Dependentes

Família	Espécie	Classificação
Thraupidae	<i>Pipraeidea melanonota</i>	Dependentes
Platyrrinchidae	<i>Platyrrinchus mystaceus</i>	Dependentes
Rhynchocyclidae	<i>Poecilotriccus latirostris</i>	Dependentes
Rhynchocyclidae	<i>Poecilotriccus plumbeiceps</i>	Dependentes
Poliophtidae	<i>Poliophtila dumicola</i>	Semidependentes
Rallidae	<i>Porphyrio martinica</i>	Semidependentes
Psittacidae	<i>Primolius maracana</i>	Dependentes
Icteridae	<i>Procacicus solitarius</i>	Dependentes
Cotingidae	<i>Procnias nudicollis</i>	Dependentes
Psittacidae	<i>Psittacara leucophthalmus</i>	Semidependentes
Ramphastidae	<i>Pteroglossus castanotis</i>	Dependentes
Psittacidae	<i>Pyrrhura devillei</i>	Dependentes
Psittacidae	<i>Pyrrhura frontalis</i>	Dependentes
Ramphastidae	<i>Ramphastos toco</i>	Semidependentes
Ramphastidae	<i>Ramphastos vitellinus</i>	Dependentes
Thraupidae	<i>Ramphocelus carbo</i>	Semidependentes
Thraupidae	<i>Saltator similis</i>	Semidependentes
Thraupidae	<i>Schistochlamys melanopsis</i>	Semidependentes
Tyrannidae	<i>Serpophaga subcristata</i>	Semidependentes
Parulidae	<i>Setophaga pitayumi</i>	Semidependentes
Tyrannidae	<i>Sirystes sibilator</i>	Dependentes
Dendrocolaptidae	<i>Sittasomus griseicapillus</i>	Dependentes
Accipitridae	<i>Spizaetus melanoleucus</i>	Dependentes
Accipitridae	<i>Spizaetus tyrannus</i>	Dependentes
Strigidae	<i>Strix huhula</i>	Dependentes
Tyrannidae	<i>Sublegatus modestus</i>	Semidependentes
Furnariidae	<i>Synallaxis frontalis</i>	Semidependentes
Furnariidae	<i>Synallaxis hypospodia</i>	Semidependentes
Furnariidae	<i>Synallaxis ruficapilla</i>	Dependentes
Thraupidae	<i>Tachyphonus coronatus</i>	Dependentes
Thraupidae	<i>Tachyphonus rufus</i>	Semidependentes
Thraupidae	<i>Tangara cayana</i>	Semidependentes
Thraupidae	<i>Tangara palmarum</i>	Semidependentes
Thraupidae	<i>Tangara sayaca</i>	Semidependentes
Thamnophilidae	<i>Taraba major</i>	Semidependentes
Thraupidae	<i>Tersina viridis</i>	Semidependentes
Trochilidae	<i>Thalurania furcata</i>	Dependentes
Thamnophilidae	<i>Thamnophilus caerulescens</i>	Dependentes
Thamnophilidae	<i>Thamnophilus doliatus</i>	Semidependentes
Thamnophilidae	<i>Thamnophilus pelzeni</i>	Dependentes
Psittacidae	<i>Thectocercus acuticaudatus</i>	Semidependentes
Thraupidae	<i>Thlypopsis sordida</i>	Semidependentes
Tityridae	<i>Tityra cayana</i>	Semidependentes
Tityridae	<i>Tityra inquisitor</i>	Dependentes

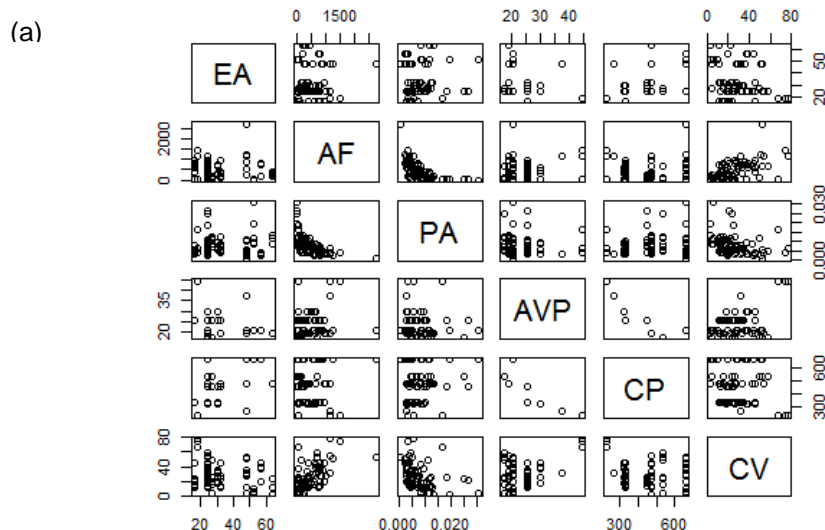
Família	Espécie	Classificação
Tityridae	<i>Tityra semifasciata</i>	Dependentes
Rhynchocyclidae	<i>Todirostrum cinereum</i>	Semidependentes
Rhynchocyclidae	<i>Tolmomyias sulphurescens</i>	Dependentes
Trogonidae	<i>Trogon curucui</i>	Dependentes
Trogonidae	<i>Trogon surrucura</i>	Dependentes
Turdidae	<i>Turdus albicollis</i>	Dependentes
Turdidae	<i>Turdus amaurochalinus</i>	Semidependentes
Turdidae	<i>Turdus leucomelas</i>	Semidependentes
Turdidae	<i>Turdus rufiventris</i>	Semidependentes
Turdidae	<i>Turdus subalaris</i>	Dependentes
Tyrannidae	<i>Tyrannopsis sulphurea</i>	Semidependentes
Accipitridae	<i>Urubitinga urubitinga</i>	Semidependentes
Picidae	<i>Veniliornis mixtus</i>	Semidependentes
Picidae	<i>Veniliornis passerinus</i>	Semidependentes
Vireonidae	<i>Vireo chivi</i>	Dependentes
Xenopidae	<i>Xenops rutilans</i>	Dependentes
Dendrocolaptidae	<i>Xiphorhynchus guttatus</i>	Dependentes

S2. Métricas de paisagem e riqueza de espécies. Esforço Amostral (EA), Área do Fragmento (AF), Relação Perímetro/Área (PA), Área de Vegetação na Paisagem (AVP), Conectividade da Paisagem (CP), Porcentagem de cobertura vegetal com hexágono de 800 metros de raio (%CV800), Porcentagem de cobertura vegetal com hexágono de 2000 metros de raio (%CV2000), Porcentagem de cobertura vegetal com hexágono de 3000 metros de raio (%CV3000), Riqueza da comunidade completa (RT), Riqueza de espécies dependentes de floresta (RD) e Riqueza de espécies semi-dependentes de floresta (RS).

Tabela com métricas de paisagem e riqueza de espécies										
EA	AF	PA	AVP	CP	%CV800	%CV2000	%CV 3000	RT	RD	RS
24	586.11	0.00273	20.52	657.1872	64.30239	19.2171	15.39216	74	25	49
48	276.12	0.009944	19.2	468.6731	41.35271	11.81259	7.940491	70	18	52
64	416.98	0.011831	19.2	468.6731	52.61104	22.72451	13.64856	89	27	62
64	162.2	0.013453	19.2	468.6731	12.99038	3.351518	6.16995	32	3	29
64	306.84	0.012011	19.2	468.6731	27.92932	11.69134	7.112955	55	11	44
64	256.57	0.008384	19.2	468.6731	36.15656	11.11977	8.463955	83	23	60
18	59.21	0.0167	44.37	226.3546	29.44486	67.04769	63.39306	64	22	42
18	1458.52	0.003705	44.37	226.3546	95.4793	74.63407	74.30113	73	26	47
18	1155.62	0.005947	44.37	226.3546	98.29388	77.47463	67.99262	82	27	55
30	767.18	0.006527	25.82	324.8396	81.40639	34.90082	25.01466	59	21	38
30	751.16	0.006489	25.82	324.8396	53.26056	33.75767	23.56359	64	22	42
30	645.28	0.006217	25.82	324.8396	60.18877	30.73524	21.89697	67	26	41
30	261.84	0.007112	25.82	324.8396	37.88861	20.5248	14.36447	71	22	49
24	776.46	0.007255	25.82	324.8396	50.01297	26.92473	26.25789	46	16	30
24	740.69	0.007612	25.82	324.8396	70.14806	32.35471	26.6043	63	22	41
24	255.43	0.007633	25.77	447.4167	38.10512	23.20082	31.34627	69	19	50
24	20.49	0.018514	25.77	447.4167	13.42339	24.99349	27.24323	68	17	51
24	5.36	0.026652	25.77	447.4167	8.010735	20.94915	24.06011	65	12	53
24	169.55	0.010559	25.77	447.4167	54.99261	17.62362	28.02458	86	25	61
24	111.48	0.004234	25.77	447.4167	93.31424	13.17225	12.17439	84	23	61
24	293.09	0.006092	25.82	324.8396	79.02482	19.85796	14.35678	63	18	45
24	164.27	0.007632	25.82	324.8396	58.45671	12.9211	8.283052	54	18	36
24	378.7	0.010379	25.82	324.8396	26.19727	12.8345	10.38461	52	15	37
16	394.34	0.004302	25.82	324.8396	99.37642	45.52696	30.6573	73	20	53
16	798.48	0.005246	25.82	324.8396	58.24021	14.70511	10.10748	72	23	49
16	585.41	0.005457	25.82	324.8396	34.64102	16.212	14.8533	82	30	52
16	758.13	0.004646	25.82	324.8396	16.02147	11.78661	8.610217	69	22	47
16	42.02	0.007507	25.82	324.8396	75.34421	24.01488	26.83524	69	24	45
16	957.42	0.00286	25.82	324.8396	5.412659	19.20844	16.93946	72	24	48
16	795.76	0.003894	25.82	324.8396	65.38492	20.73265	14.31444	80	27	53
16	713.66	0.003867	25.82	324.8396	43.51778	13.52732	13.04427	78	28	50
16	62.99	0.004909	25.82	324.8396	59.10623	20.85389	17.40134	58	24	34
48	250.6	0.011265	20.52	657.1872	4.76314	4.893044	5.427093	46	3	43

Tabela com métricas de paisagem e riqueza de espécies										
EA	AF	PA	AVP	CP	%CV800	%CV2000	%CV 3000	RT	RD	RS
48	845.59	0.003942	20.52	657.1872	4.979646	27.68683	25.25715	58	11	47
48	1253.48	0.00248	20.52	657.1872	99.15991	50.80105	39.1482	95	30	65
48	881.93	0.004629	20.52	657.1872	46.54887	35.40312	25.65745	82	23	59
48	552.45	0.005238	20.52	657.1872	71.01408	28.92525	23.1248	95	30	65
48	2723.53	0.000744	20.52	657.1872	55.42563	52.94013	46.50364	94	29	65
57	774.82	0.0023	20.52	657.1872	53.91008	44.4704	36.91963	85	20	65
57	744.59	0.00319	20.52	657.1872	67.76649	37.21311	30.00297	85	24	61
57	787.74	0.003043	20.52	657.1872	62.13732	38.45153	35.6764	65	22	43
57	165.5	0.003743	20.52	657.1872	69.93155	19.66744	29.37173	77	24	53
24	665.99	0.004444	17.5	532.7005	49.14694	58.09298	42.48913	58	22	36
24	2.49	0.025203	17.5	532.7005	59.32274	23.37403	25.39186	50	9	41
24	675.62	0.005376	17.5	532.7005	49.57995	52.71497	42.34287	71	24	47
30	333.64	0.00576	29.99	322.7397	51.31201	25.64301	23.04012	60	15	45
24	331.57	0.003852	19.2	468.6731	31.82643	33.3593	28.92525	66	16	50
24	960.22	0.00303	19.2	468.6731	21.21762	26.88143	28.10541	75	20	55
24	1151.54	0.003871	19.2	468.6731	100.0259	54.24783	31.28854	67	24	43
24	652.44	0.008521	19.2	468.6731	59.75575	43.02414	39.60623	76	22	54
48	1124.11	0.002914	37.43	266.3123	16.67099	31.76581	30.89594	87	27	60
32	918.22	0.003683	19.2	468.6731	65.60142	45.016	35.79957	66	17	49
32	185.98	0.005544	19.2	468.6731	51.31201	13.16359	9.907331	56	12	44
32	121.19	0.012662	19.2	468.6731	40.27018	11.89919	12.45537	50	16	34
32	315.01	0.008591	19.2	468.6731	24.89823	11.64804	8.821912	54	14	40
32	130.91	0.012096	19.2	468.6731	3.897114	14.83502	10.42695	68	18	50
32	364.3	0.008104	19.2	468.6731	70.36456	27.01133	17.06262	61	16	45
32	371.78	0.004405	19.2	468.6731	54.34309	22.78513	21.15026	48	15	33
24	581.42	0.002891	29.99	322.7397	91.58219	44.96404	26.23865	76	24	52
24	626.08	0.003401	29.99	322.7397	81.8394	39.04909	30.68809	79	20	59
24	467.06	0.008763	29.99	322.7397	67.76649	18.37706	16.90097	60	18	42
24	19.45	0.009681	29.99	322.7397	48.06441	37.91459	25.47654	46	10	36
30	218.88	0.00961	25.77	447.4167	79.45783	18.75811	15.56536	73	18	55
27	54.21	0.006719	17.5	532.7005	32.04294	15.68372	15.36137	61	18	43
27	21.77	0.012177	17.5	532.7005	41.78573	25.80756	25.87684	69	26	43
27	82.03	0.008508	17.5	532.7005	23.16618	4.260845	2.836714	64	21	43
27	118.58	0.011482	17.5	532.7005	100	49.55397	41.83095	45	14	31
32	177.38	0.007086	25.77	447.4167	42.65175	23.1402	19.81851	78	15	63
27	196.05	0.010897	25.77	447.4167	56.94117	19.23442	17.23968	83	27	56
52	26.12	0.008599	20.52	657.1872	45.03332	5.880312	4.680386	47	8	39
52	3.98	0.019344	20.52	657.1872	25.11474	2.554775	1.458772	38	4	34
52	24.65	0.009291	20.52	657.1872	39.40416	9.734126	6.739602	56	11	45
52	11.33	0.011702	20.52	657.1872	23.16618	5.031608	3.791267	55	11	44
52	1.78	0.030814	20.52	657.1872	19.70208	5.022947	3.899039	37	5	32

S3. (a) Correlação entre as métricas de paisagem. (b) Significância das métricas selecionadas. (c) Importância das métricas selecionadas. Esforço Amostral (EA), Área do Fragmento (AF), Relação Perímetro/Área (PA), Área de Vegetação na Paisagem (AVP), Conectividade da Paisagem (CP), Porcentagem de cobertura vegetal com hexágono de 800 metros de raio (%CV800), Porcentagem de cobertura vegetal (CV).



	EA	AF	PA	AVP	CP	CV
EA	0	0,27762	0,17571	2.22E-01	2.12E-06	0,049269
AF	-0,12787	0	3.02E-10	0,0657	0,169	1.00E-02
PA	0,15911	-0,74415	0	0,089425	0,7115	1.89E-02
AVP	-0,47158	0,2151	-0,19885	0	2.90E-12	0,16663
CP	0,65666	-0,16159	0,043717	-0,77931	0	0,13718
%CV	-0,22942	0,53324	-0,47519	0,16248	-0,17443	0

(b)

Significância (<i>P</i>)	
PA	8.92E-10
CV	0.048
AVP	0.1
EA	0.175

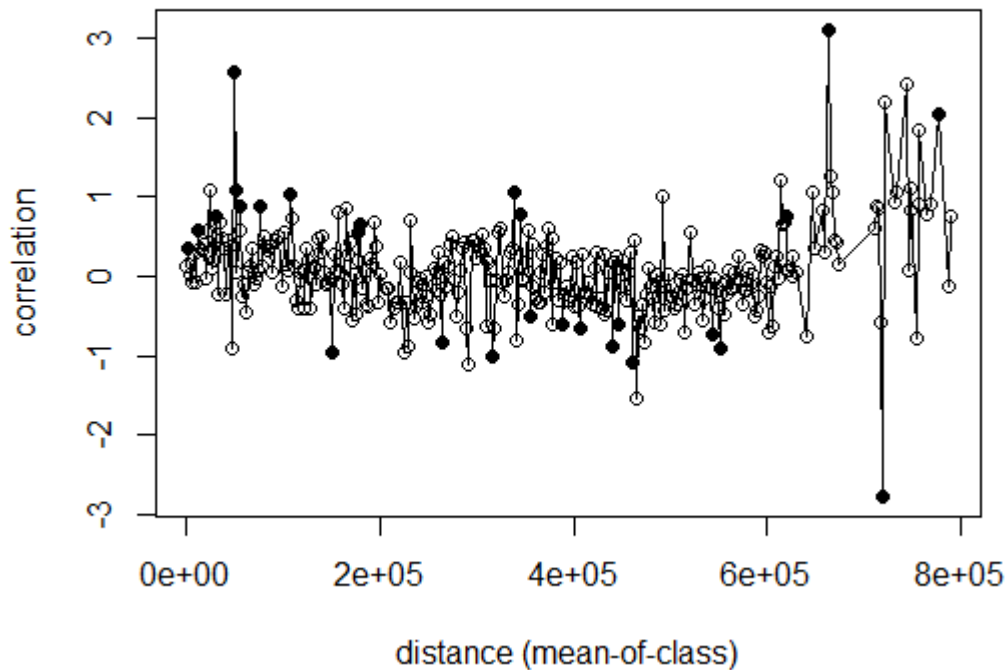
(c)

Importância	
PA	6.13
CV	1.98
AVP	1.64
EA	1.36

S4. Autocorrelação espacial entre a riqueza de espécie e distancia geográficas das estações amostrais, sendo os pontos fechados estações autocorrelacionadas e abertos sem autocorrelação.

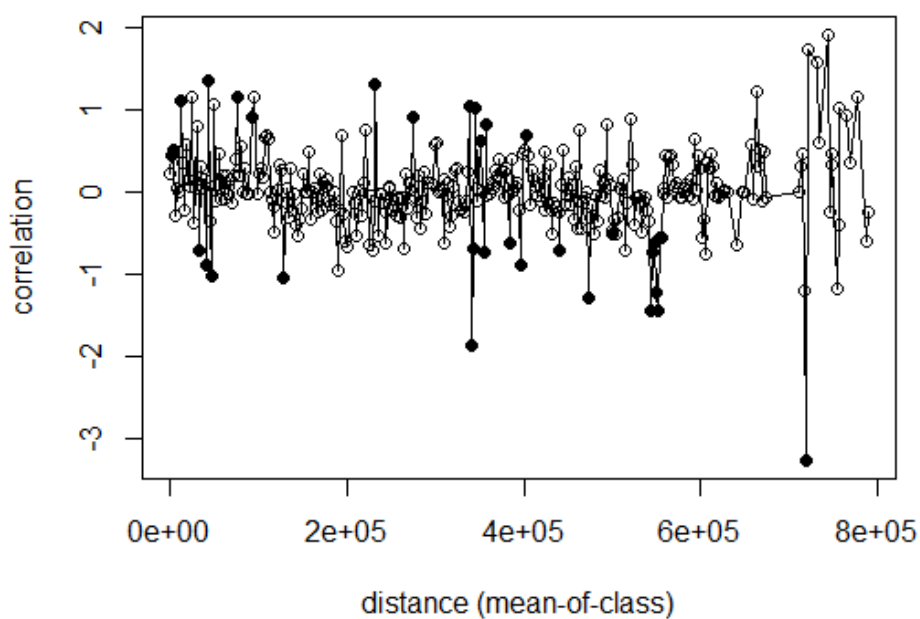
a) Comunidade completa

Correlogram



b) Espécies dependentes de floresta

Correlogram



c) Espécies semi-dependentes de floresta

Correlogram

