



RAFAELA GUIMARÃES SILVA

**SPATIAL STRATEGIES FOR CERRADO BIOME
CONSERVATION: A MULTI-SCALE APPROACH**

LAVRAS-MG

2019

RAFAELA GUIMARÃES SILVA

**SPATIAL STRATEGIES FOR CERRADO BIOME CONSERVATION:
A MULTI-SCALE APPROACH**

Tese apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada, área de concentração em Ecologia e Conservação de Recursos em Paisagens Fragmentadas e Agrossistemas, para a obtenção do título de Doutora.

Prof. Dr. Eduardo van den Berg
Orientador

**LAVRAS-MG
2019**

**Ficha catalográfica elaborada pelo Sistema de Geração de Ficha Catalográfica da Biblioteca
Universitária da UFLA, com dados informados pelo(a) próprio(a) autor(a).**

Silva, Rafaela Guimarães.

Spatial strategies for Cerrado biome conservation : a multi-
scale approach / Rafaela Guimarães Silva. - 2019.

110 p.

Orientador(a): Eduardo van den Berg.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Lavras, 2019.
Bibliografia.

1. Biologia da Conservação. 2. Ecologia da Paisagem. 3.
Serviços Ecossistêmicos. I. van den Berg, Eduardo. II. Título.

RAFAELA GUIMARÃES SILVA

**ESTRATÉGIAS ESPACIAIS PARA CONSERVAÇÃO DO BIOMA CERRADO:
UMA ABORDAGEM MULTI-ESCALA**

**SPATIAL STRATEGIES FOR CERRADO BIOME CONSERVATION:
A MULTI-SCALE APPROACH**

Tese apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada, área de concentração em Ecologia e Conservação de Recursos em Paisagens Fragmentadas e Agrossistemas, para a obtenção do título de Doutora.

APROVADA em 25 de fevereiro de 2019

Dr. Alexandre Camargo Martensen UFSCAR

Dr. Rafael Dudeque Zenni UFLA

Dra. Letícia Maria Vieira UFLA

Dra. Christiany Mattioli Sarmiento UFLA

Prof. Dr. Eduardo van den Berg
Orientador

**LAVRAS-MG
2019**

A minha família, meu porto seguro

Luizão, Lena e Matheus.

Ao meu companheiro de vida, Beto.

*Aos meus amigos e colaboradores
que contribuíram para que a jornada desse trabalho
fosse possível e cumprida.*

Dedico

AGRADECIMENTOS

A trajetória do doutorado foi de desafios, aprendizados, aprimoramento profissional, autoconhecimento e muito gratificante. Fortaleci elos com alguns, criei amizades com outros e redescobri que ajudar as pessoas é essencial para o crescimento pessoal e profissional. Aqui jaz meus agradecimentos a todos que contribuíram direta e/ou indiretamente para que conseguisse chegar até aqui.

Agradeço, primeiramente, a Deus pela dádiva da vida e poder estar aqui cumprindo mais uma etapa e conquista. Agradeço a todos os mestres espirituais antigos e da atualidade que compartilharam seu conhecimento e saber tornando os dias da minha jornada e de muitos mais leve e plena.

Gratidão eterna ao Luizão e Lena, meus pais, eternos portos seguros que sempre me apoiaram em todas as circunstâncias, depositando toda a confiança em mim e em meu potencial. Ao Matheus, irmão, parceiro de vida que pude e posso contar sempre. A Carol, cunhada maravilhosa que alegra os dias.

Agradeço ao Beto, amor da minha vida, que torna os meus dias mais leves e me encoraja a superar todos os desafios da vida e propostos por mim mesmo nesses últimos nove anos, parceiro para toda a vida. A Glorinha e Cimá, meus queridos sogros, com quem sempre posso contar e posso chamar de minha segunda família.

Agradeço ao Douglas, meu primo e melhor amigo, quem confio e sempre pude buscar apoio. Ao Daniel, meu primo e irmão mais velho, que me assessorou de muitas formas inclusive me dando suporte tecnológico para o processamento dos dados da minha tese. A Renatinha e Pedro, cumadre e afilhado, bênçãos em minha vida.

O meu eterno obrigado a Mayara, amiga e companheira, por aguentar esse turbilhão de pessoa e ainda assim continuar sendo essa pessoa maravilhosa comigo. Ao César, amigo que a Ecologia me deu para o resto da vida, parceiro de trabalho que odeio e amo ao mesmo tempo e foi essencial em toda a jornada do doutorado.

Sou eternamente grata por ter feito parte do Laboratório de Ecologia Vegetal e ter companheiros de trabalho e vida como a Carol, Gabi, Mateus, Sara, Flávia, Lucas, Marcela, Tainá, Elismara e Aretha. Ao Ricardo Trotta, amigão e companheiro de trabalho de campo. Ao Eduardo van den Berg, magnífico orientador, pela orientação, saberes compartilhados, por confiar em mim, pelas conversas, inteiro apoio e suporte.

Agradeço a todos os amigos e colegas que a Ecologia me deu, sou grata a todas as pessoas e contribuições que tive e ainda tenho desse Programa de Pós-Graduação maravilhoso. A Carol, Nil e Adriele, pelas boas conversas. A Maria, pessoa maravilhosa e iluminada com quem compartilhei anseios e alegrias.

O meu muitíssimo obrigado aos professores Rafael Zenni e Paulo Pompeu pelo suporte, oportunidades criadas e pelo conhecimento compartilhado. Aos demais professores, agradeço imensamente pela oportunidade concedida de compartilhar saberes e aprender sempre um pouco mais. A Ellen, por ser essa pessoa tão solícita e atenciosa. A Domênica, pela alegria, maravilhosos cafezinhos e organização do prédio da Ecologia.

Gratidão à estrela e pessoa mais brilhante que já conheci, Angelão, amigo e gênio brilhante que me ajudou por muitas vezes nos percalços estatísticos e ainda me ensinou a enxergar que a vida é breve e como passageiros desse trem devemos apreciar cada detalhe e agradecer!

Agradeço aos grandes profissionais Alexandre Martensen, Marcelo Viola, Thadeu Sobral, Miltinho Ribeiro, Júlio Bueno pela ajuda e apoio concedido em algum momento nessa jornada árdua e de muito aprendizado que foi esse doutorado. Vocês foram essenciais para que a tese tomasse forma.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 32004010017P3. Agradeço também ao CNPq pelo suporte ao Laboratório de Ecologia Vegetal do Prof. Eduardo van den Berg e a FAPEMIG pelo financiamento do Projeto de Pandeiros.

Gratidão pela oportunidade e a todos!

*“Você tem que ser o espelho da mudança que está propondo.
Se eu quero mudar o mundo, tenho que começar por mim.”*

Mahatma Gandhi

RESUMO

A tese de doutorado foi dividida em três capítulos, nos quais o objetivo geral foi desenvolver e avaliar estratégias para a conservação do bioma Cerrado em diferentes escalas. No primeiro capítulo, em nível de escala regional, estimaram-se padrões de fragmentação do bioma Cerrado analisando o arranjo espacial e a configuração estrutural da paisagem. Com base nisso, sugerimos que, para a região norte, a estratégia de conservação *land-sparing* deveria ser a melhor opção. Por outro lado, a estratégia de *land-sharing* parece ser a estratégia mais viável para a parte da região centro-oeste e toda a região sul. No segundo capítulo, ainda em nível de escala regional, avaliou-se o risco e o impacto potencial de invasão de espécies graminóides naturalizadas (EGN) e os resultados mostraram que as EGN apresentam risco e impacto potencial de invasão que variam de médio a alto para o bioma e que essas paisagens são vulneráveis pela proximidade de áreas protegidas, que funcionam como filtros contra essas espécies e aos agentes antrópicos (densidade populacional humana e de estradas), que por sua vez podem estar promovendo o aumento da riqueza e focos dessas plantas. Por fim, o terceiro capítulo, descobriu-se que a criação da APA de Pandeiros não contribuiu diretamente para o ganho de serviços ecossistêmicos, mostrando que a trajetória da conversão de áreas agrícolas para cerrado está relacionado ao histórico de abandono de áreas anteriormente cultivadas e exploradas (ex.: produção de carvão vegetal nas décadas de 70 e 80 e agricultura), e por isso, levando a crer que o papel da Unidade de Conservação de uso sustentável foi de mitigar danos potenciais maiores após sua criação, tendo em vista que atividades mais impactantes (produção de carvão vegetal) poderiam ter sido retomadas nesse período. Com esses trabalhos, pode-se compreender como o arranjo espacial e a configuração estrutural da paisagem podem ser usadas como medidas proativas e auxiliar no planejamento territorial, assim como o cenário atual de risco e impacto potencial de invasão pelas EGN mostra a necessidade de priorização de estratégias de manejo e controle em Unidades de Conservação de Proteção Integral e em sua circunvizinhança, afim de evitar dispersão e estabelecimento de espécies agressivas (gramíneas africanas) para seus interiores, riscos de homogeneização e consequente perda da biodiversidade nativa. Além disso, baseado no estudo de caso da APA de Pandeiros foi possível observar que para a melhor gestão dos serviços ecossistêmicos em Unidade de Conservação de Uso Sustentável é importante entender o histórico de uso da terra e como a comunidade local pode ser beneficiada conjuntamente com a conservação dos ecossistemas nessas áreas protegidas fomentando atividades de extrativismo vegetal e ecoturismo, por exemplo. Mostrando que valores agregados a essas atividades são capazes de fortalecer e conservar os serviços ecossistêmicos em áreas naturais (áreas alagadas e de vegetação nativa) em longo prazo, promovendo a situação de “ganho-ganho”, com benefícios ecológicos, econômicos e sociais.

Palavras-chave: Biologia da Conservação. Ecologia da Paisagem. Serviços ecossistêmicos.

ABSTRACT

The thesis was divided into three chapters which the general objective was to develop and evaluate strategies for the conservation of the Cerrado biome at multiple scales. In the first chapter, at the regional scale level, we estimated fragmentation patterns of the Cerrado biome analyzing the spatial arrangement and structural configuration of the landscape. Based on this we suggested that for the northern region, the land-sparing conservation strategy should be the best option. On the other hand land-sharing strategy seems the most viable strategy for midwest part and southern regions. The potential risk and impact of invasion of naturalized graminoid species (NGS) were evaluated in the second chapter. The results showed that NGS presented a potential risk and impact of invasion varying from medium to high. The closer protected areas (strictly PAs) from NGS are, the more vulnerable landscapes to an invasion, even though PAs acting as filters against these invasive species and to the anthropic agents (population density and roads), which in turn may be promoting the increase of the richness and focus of these plants in these areas. Finally, the third chapter, the creation of the APA Pandeiros did not directly contribute to the gain of ecosystem services, because of the trajectory of the conversion of agricultural areas to cerrado was related to the abandonment historic of previously cultivated areas (ex.: charcoal production in the 1970s and 1980s and agriculture). Thus believing that the Sustainable Use Conservation Unit role was to mitigate potential damage after its creation, given as the fact that more impacting activities (production of charcoal) could have been resumed in that period. These works allowed us to understand how the spatial arrangement and the structural configuration of the landscape can be used as proactive measures and support in territorial planning. As well as the current scenario of potential risk and impact of invasion by NGS showed the need for management prioritization and control strategies in Integral Protection Conservation Units and in their surroundings, in order to avoid dispersion and establishment of aggressive species (African grasses) for their interiors, risks of homogenization and consequent native biodiversity loss. Furthermore, based on the Pandeiros APA case study, it was possible to observe that for better management of ecosystem services in a Sustainable Use Conservation Unit it is crucial to understand the land historical use and how the local communities can benefit the ecosystems conservation in these protected areas. For instance, they can foster activities of vegetable extractivism and ecotourism. Showing that values added to these activities are able to strengthen and conserve ecosystem services in natural areas (wetlands and native vegetation) in the long term, promoting the "gain-gain" situation with ecological, economic and social benefits.

Keywords: Conservation Biology. Landscape Ecology. Ecosystem Services.

SUMÁRIO

PRIMEIRA PARTE	12
1 Introdução Geral	13
1.1 Estratégias de gestão de uso do solo	13
1.2 Planejamento da conservação e a gestão de uso do solo	15
1.3 Breve caracterização do objeto de estudo	17
1.4 Contextualização da tese	17
2 Considerações Finais	18
REFERÊNCIAS	20
SEGUNDA PARTE – ARTIGOS	23
ARTIGO 1 - Cerrado’s conservation status: understanding its fragmentation patterns	24
1 Introduction	26
2 Methods	27
2.1 Study region.....	27
2.2 Classification of land cover.....	28
2.3 The configuration of the Cerrado landscape.....	29
3 Results	32
3.1 Fragment size distribution.....	32
3.2 Functional connectivity.....	34
3.3 PAs cover and proximity.....	36
3.4 Habitat Amount.....	39
4 Discussion	40
4.1 Analysis of Cerrado spatial patterns.....	41
5 Conclusions	43
6 Acknowledgments	43
7 References	44
Electronic Supplementary Material	48
ARTIGO 2 - Assessing the potential risk and impact of naturalized species based on invasiveness	52
1 Introduction	53
2 Materials and methods	54
2.1 Study area.....	54
2.2 Biological data.....	54
2.3 Risk analysis.....	55
2.4 Proximity of protected areas.....	56
2.5 Potential impact of NGS invasions on the Cerrado.....	56
2.6 Environmental variables.....	57
2.7 Data analysis.....	57
3 Results	58
4 Discussion	66
5 Acknowledgements	70
6 References	70
Electronic Supplementary Material	75
ARTIGO 3 - Mudanças de uso e cobertura da terra e a oferta de serviços ecossistêmicos em Unidades de Conservação: estudo de caso da APA de Pandeiros, Brasil.	78
1 Introdução	79

2	Material e Métodos	81
2.1	Área de estudo	81
2.2	Mapeamento e caracterização da APA de Pandeiros	81
2.3	Avaliação de mudanças do uso da terra	82
2.4	Serviços ecossistêmicos	82
2.5	Integrando os serviços de regulação a matriz de SE	85
2.6	Estimativa dos valores econômicos dos serviços do ecossistema das áreas de vegetação nativa e áreas alagadas	85
3	Resultados	86
3.1	Mudanças de uso e cobertura da terra	86
3.2	Serviços ecossistêmicos	87
3.3	Valoração econômica de SE.....	94
4	Discussão	94
4.1	Mudanças de uso e cobertura da terra e oferta de SE.....	94
4.2	Histórico e benefícios da sustentabilidade uma UC de uso sustentável.....	96
4.3	Desafios da aplicação desse estudo	97
5	Conclusões	98
6	Agradecimentos	98
7	Referências	98
	Material suplementar eletrônico	102

PRIMEIRA PARTE

1 Introdução Geral

Vivemos em um “mundo cheio”, superpovoado, em que as necessidades humanas e consequentemente o consumo superam a capacidade do capital natural, seja para gerar os serviços ecossistêmicos necessários para o bem-estar humano, seja para custear o uso dos recursos naturais (Daily et al. 2009) A Economia Ecológica, institucionalizada em 1989 pela ISEE – Internacional Society for Ecological Economics (Sociedade Internacional de Economia Ecológica) (DALY, 1996), considera que a economia é limitada pelo capital natural (recursos naturais) e que estes limites ainda são desconhecidos (DALY, 2014). Por este motivo, estimar as perdas dos recursos naturais se torna uma tarefa difícil, mas sabe-se que sua degradação provoca a diminuição de seu estoque bem como compromete sua capacidade de geração de serviços (COSTANZA et al., 2014).

A preocupação mundial vai além e existe um apelo para colocar em prática o que foi firmado no Acordo de Paris e reafirmado nas últimas Convenções de Mudanças Climáticas por vários países, os quais visam à redução de emissões de gases de efeito estufa, de desmatamento, entre outros fatores que contribuem para as mudanças climáticas, a fragmentação, perda de biodiversidade e consequentemente a geração de serviços ecossistêmicos (UNITED NATIONS CONVENTION ON CLIMATE CHANGE, 2015; WARREN et al., 2018).

Nesse sentido, uma das maiores preocupações é conciliar a produção de alimentos e a conservação, tendo em vista que o maior desafio é definir a forma como o solo deve ser manejado a fim de garantir a persistência da biodiversidade em longo prazo (PAUL; KNOKE, 2015; PHALAN, 2018). Nesse debate, estão inseridas as estratégias *land-sharing* e *land-sparing* (FISCHER et al., 2011, 2013; PHALAN, 2018; PHALAN et al., 2011; VON WEHRDEN et al., 2014), cujas aplicações também vêm sendo testadas em estudos na efetividade em estoque de carbono acima do solo em longo prazo (WILLIAMS et al., 2018), manutenção de riqueza de espécies (EGAN; MORTENSEN, 2015), diversidade funcional (CANNON et al., 2019) e filogenética (EDWARDS et al., 2015).

1.1 Estratégias de gestão de uso do solo

Land-sharing é uma estratégia que propõe a integração entre conservação da diversidade e produção de alimentos no mesmo espaço, usando métodos agrícolas que permita a sobrevivência de espécies selvagens (BALMFORD; GREEN; PHALAN, 2012; PHALAN, 2018). Por outro lado, *land-sparing*, estabelece a separação de áreas para uso agrícolas de alto

rendimento e outras para conservação (BALMFORD; GREEN; PHALAN, 2012; GREEN, 2005; PHALAN, 2018).

A estratégia *land-sparing* é reconhecidamente aplicada na criação de reservas naturais (PAUL; KNOKE, 2015), uma vez que grandes fragmentos são capazes de garantir a manutenção da biodiversidade em longo prazo (ANTONGIOVANNI; VENTICINQUE; FONSECA, 2018; RIBEIRO et al., 2009). No entanto, problemas atribuídos a essa estratégia estão relacionados ao próprio conflito de interesses entre conservacionistas e produtores rurais e à quantidade necessária de terra (área) para produzir alimentos com alto rendimento e também para conservação/preservação (FISCHER et al., 2013). Muitos adeptos sugerem que com os avanços das tecnologias de manejo de uso do solo, a tendência é reduzir o desmatamento e conseqüentemente manter e/ou aumentar a disponibilidade de áreas reservadas para a biodiversidade (WILLIAMS et al., 2017, 2018). Embora isso seja possível, a produção de alimento não é fomentada somente pela demanda (limite) necessária para o atendimento da população, mas também pelo mercado de importação e exportação, podendo ainda haver novas conversões de áreas naturais em usos agrícolas mesmo que as existentes já sejam suficientes (STRASSBURG et al., 2014).

Por outro lado, em paisagens altamente fragmentadas, a estratégia *land-sharing* tem sido adotada (PHALAN, 2018) com o objetivo de criar elementos específicos para beneficiar a vida selvagem e serviços ambientais sem diminuir a produção agrícola (EGAN; MORTENSEN, 2015). A aplicação de métodos agroecológicos, por exemplo, contribui para a manutenção de pequenos elementos da paisagem (*landscapes structures*) contribuindo para a conectividade estrutural e funcional da paisagem, conseqüentemente, possibilitando o fluxo gênico de espécies animais e vegetais (TSCHARNTKE et al., 2012).

No entanto, muitas espécies vegetais exóticas podem ser introduzidas e também dispersadas (voluntariamente ou não), contribuindo para que processo de invasão (introdução – naturalização – invasão) possa acontecer nesses ambientes perturbados (*anthrome*) (ELLIS, 2013). As conseqüências do processo de invasão podem ser percebidas em longo prazo que, dependendo das características das espécies exóticas (i.e. forma de vida) juntamente aos fatores ambientais (PYŠEK et al., 2012), podem influenciar a composição e a fragmentação da paisagem (VICENTE et al., 2010). Por isso, o histórico de uso do solo é essencial para a escolha da melhor estratégia de gestão (*land-sharing*, *land-sparing* ou cenários intermediários), uma vez que a conversão de habitats pode ocasionar a perda de habitat de algumas espécies, mas a criação de outros novos nichos ecológicos (muitas vezes restritos) (VON WEHRDEN et al., 2014).

Mesmo que o processo de invasão tenha como uma das consequências a extinção de espécies nativas e consequente homogeneização biótica (ROSENBLAD; SAX, 2017), em condições de altas taxas de invasão e baixas de extinção de espécies, a coexistência entre espécies nativas e exóticas podem promover o aumento da riqueza de espécies vegetais em escala regional e, por isso, não sendo considerado um cenário ruim em termos de biodiversidade para alguns pesquisadores (ELLIS, 2013) - mesmo que o risco de extinção ainda seja eminente (GILBERT; LEVINE, 2013).

Nesse contexto, pode-se citar o trabalho de Fahrig (2017) que debate sobre qual das estratégias (*land-sharing vs. land-sparing*) adotar quando o assunto de fragmentação de habitat *per se* é abordado. Fahrig (2017), em sua revisão, sugere que a estratégia *land-sharing* agrega maior valor ecológico quando comparado ao *land-sparing*, pois há maior riqueza de espécies em pequenos fragmentos que em um fragmento grande, considerando uma mesma quantidade de habitat. Esse resultado também foi constatado em outras duas revisões sobre SLOSS (single large or several small) (QUINN; HARRISON, 1988; SIMBERLOFF; ABELE, 1982).

Todavia, há trabalhos que adotam como medida de biodiversidade, a abundância de populações de espécies, e as respostas disso em relação a uma gama de usos do solo foram de que a estratégia *land-sparing* é menos prejudicial que a *land-sharing* em termos de conservação de biodiversidade (CANNON et al., 2019; GILROY et al., 2014; PHALAN et al., 2011).

Em paisagens fragmentadas, por exemplo, a combinação dessas duas estratégias pode ser capaz de conservar efetivamente a biodiversidade (FISCHER et al., 2013; PAUL; KNOKE, 2015), tendo em vista que grandes fragmentos juntamente com pequenos fragmentos e outros elementos desempenham diferentes e importantes papéis para a conectividade da paisagem (DE CASTRO; VAN DEN BERG, 2013; GALÁN-ACEDO et al., 2019; PHILLIPS et al., 2018; SIQUEIRA et al., 2017).

1.2 Planejamento da conservação e a gestão de uso do solo

Para a definição da melhor estratégia de gestão de uso do solo, o planejamento da conservação é uma medida proativa aliada às futuras tomadas de decisão que permitem a adoção de métodos de melhor custo-benefício para o objetivo traçado e meio ambiente. Nesse sentido, análises espaciais que envolvem a composição e a configuração da paisagem podem influenciar o sucesso de ações de restauração e/ou conservação como um todo (ANTONGIOVANNI; VENTICINQUE; FONSECA, 2018; RIBEIRO et al., 2009;

TAMBOSI et al., 2014). Muitas características da paisagem como a quantidade habitat e arranjo espacial já são eficientes métricas para prever ocorrência de espécies (FAHRIG, 2003). A multifuncionalidade da paisagem, por sua vez, considera que em paisagens heterogêneas, com um alto grau de complexidade espacial, possam ocorrer inúmeras combinações de usos e cobertura da terra, gerando sinergia e *trade-offs*, afetando a capacidade de oferta de vários tipos de serviços ecossistêmicos, essenciais ao bem-estar humano (DE GROOT, 2006; TURNER; DONATO; ROMME, 2013).

Além do uso de análises de paisagem para o planejamento da conservação, potenciais ameaças à biodiversidade podem ser evitadas quando analisados seus potenciais impactos e riscos, como aqueles realizados para espécies potencialmente invasoras (DA ROSA et al., 2017; PEARSON et al., 2016). Muitas espécies invasoras tem a capacidade de afetar interações ecológicas interespecíficas, ocasionando, por exemplo, alterações em rotas e movimentos de dispersão e conseqüentemente prejudicando o fluxo gênico de espécies (PERKINS, 2012). Assim, ao unir aspectos da história de vida à abundância e distribuição espacial de espécies exóticas, por exemplo, podemos obter informações acerca do status atual dessas espécies em determinada região, assim como seu potencial de invasão no espaço (PEARSON et al., 2016).

Assim, *trade-offs* devem ser analisados para a escolha da melhor forma de gerir o uso do solo, que será variável de acordo com a escala adotada e o contexto inserido (SEPPELT; LAUTENBACH; VOLK, 2013).

No Brasil, diversos estudos envolvendo análises espaciais foram realizados a fim de entender como a mudança do uso e cobertura do solo do bioma Cerrado pode afetar a biodiversidade em longo prazo sob diferentes cenários políticos (STRASSBURG et al., 2017) e sob o afrouxamento do Código Florestal Brasileiro (SOARES-FILHO et al., 2014; VIEIRA et al., 2018). Desta forma, essas ações juntamente com o Plano de Ação para Prevenção e Controle do Desmatamento e das Queimadas no Cerrado (PPCerrado) (maiores detalhes em MMA, 2018) são realizadas a fim de orientar tomadores de decisão quanto às medidas cabíveis e/ou conseqüências de como o território está sendo gerido. Todos esses estudos vem sendo conduzidos com a justificativa de que a expansão de atividades agropecuárias vem acontecendo em ritmo acelerado e tem causado a redução e fragmentação dos ecossistemas do bioma Cerrado (STRASSBURG et al., 2017).

1.3 Breve caracterização do objeto de estudo

O bioma Cerrado, objeto de estudo dessa tese, que assim como a Mata Atlântica é considerado um *hotspot* de biodiversidade, estratégico para a conservação, pois abriga grande diversidade de habitats e consequentemente elevado número de espécies endêmicas (STRASSBURG et al., 2017). O Cerrado é o segundo maior bioma da América do Sul ocupando uma área de 2.036.448 km², que corresponde a 22% do território brasileiro (MMA, 2018). Abrange as regiões tropical e subtropical do país, nas quais encontramos diferentes formas de relevo, topografia, fitofisionomias e diversidade de climas. Ali são encontradas fisionomias vegetais que vão desde o campo limpo até o cerradão, formando um gradiente, ao longo do qual ocorre uma substituição gradual de espécies (DODONOV; HARPER; SILVA-MATOS, 2013). Essa grande diversidade de habitats condiciona a sobrevivência de espécies que vem sendo ameaçada com a intensificação das atividades de exploração desde 1970, advento da modernização da agropecuária (MMA, 2015). Atualmente, apenas 3% das áreas protegidas do Cerrado são de proteção integral, sendo um fator preocupante para a conservação deste *hotspot* de biodiversidade (FRANÇOSO et al., 2015).

1.4 Contextualização da tese

Nesse contexto, a tese de doutorado foi construída com base em aspectos importantes para a gestão de uso do solo e que devem ser considerados na escolha da(s) melhor (es) estratégia (s) a ser adotada (s) para o bioma Cerrado, tais como: o arranjo espacial e a configuração estrutural da paisagem; o potencial risco e impacto de invasão por espécies exóticas; o histórico de uso do solo e a oferta de serviços ecossistêmicos (multifuncionalidade da paisagem e análise de *trade-offs*). Cada aspecto está presente em um artigo. Os estudos foram avaliados em escalas regional e local, com o objetivo de analisar diferentes contextos, conforme é mostrado a seguir:

- No primeiro artigo, o principal objetivo foi entender os padrões de fragmentação através do arranjo espacial e da configuração estrutural das paisagens, a fim de contribuir para futuras tomadas de decisão sobre a(s) estratégia(s) mais adequada(s) para o bioma Cerrado. A análise descritiva da paisagem, por meio de métricas de paisagem, permitiu avaliar quais regiões podem ser priorizadas seguindo os pressupostos de cada estratégia aqui abordada que vão desde ações de restauração em paisagens altamente fragmentadas até criação/ampliação de unidades de conservação em paisagens com alto grau de conectividade funcional.

- No segundo artigo, o estudo foi realizado com base na premissa de que áreas destinadas para conservação - as Unidades de Conservação de Proteção Integral (UCs) desempenham importante papel como filtros às invasões de plantas exóticas (FOXCROFT et al., 2011) - estão sujeitas à perda de sua biodiversidade nativa quando em contato com espécies exóticas naturalizadas (apresentam populações autossustentáveis – (ZENNI, 2015)) (FOXCROFT et al., 2017). Assim, os objetivos do trabalho foram avaliar o risco potencial de invasão de EGN no bioma Cerrado por meio da análise de risco; compreender a magnitude do impacto que essas espécies representam para áreas protegidas, analisando a sua proximidade às Unidades de Conservação (UCs) de Proteção Integral, e para o bioma como o todo; entender quais são as principais variáveis que afetam positivamente a riqueza e abundância de EGN no Cerrado, favorecendo sua disseminação e, conseqüentemente, contribuindo indiretamente para invasibilidade. Além disso, esse capítulo contextualiza-se com um dos pressupostos da estratégia *land-sparing*, em que áreas devem ser destinadas exclusivamente para conservação (PHALAN, 2018)
- O terceiro artigo teve como objetivo principal entender como a mudança de uso do solo afeta os serviços ecossistêmicos de uma Unidade de Conservação de Uso Sustentável (Área de Proteção Ambiental de Pandeiros, MG, Brasil) numa trajetória de 20 anos (antes e após a criação da UC). O estudo possibilitou analisar os possíveis diferentes *trade-offs* ocasionados pelas mudanças de uso do solo na oferta de serviços ecossistêmicos, sendo a multifuncionalidade da paisagem um conceito-chave para resolver conflitos de uso de recursos (SEPPELT; LAUTENBACH; VOLK, 2013).

Nossa proposta com esses estudos foi usar estratégias espaciais, em diferentes escalas, para compreender o que pode ser feito para atingir metas propostas para conservação da biodiversidade do bioma Cerrado.

2 Considerações Finais

Todas as estratégias espaciais aqui propostas podem ser usadas como aliadas ao planejamento da conservação do bioma Cerrado a fim de contribuir para as tomadas de decisão quanto à gestão de uso da terra.

Em escala regional, o status de conservação do Cerrado juntamente com a análise de risco e impacto potencial de invasão por espécies naturalizadas mostra quais regiões merecem atenção quanto a medidas de conservação, principalmente as Unidades de Conservação de Proteção Integral. Os dois trabalhos mostram a importância dessas áreas protegidas como

filtros às invasões de plantas exóticas e fundamentais para conservação da biodiversidade. Assim, a estratégia land-sparing mostra-se efetiva para esse fim, uma vez que grandes áreas mantem elevada riqueza de espécies (GILROY et al., 2014; PHALAN, 2018). Além disso, a estratégia land-sparing tem mostrado ser bem-sucedida ao assumir que grandes blocos de fragmentos florestais são essenciais para a manutenção do estoque de carbono acima do solo (WILLIAMS et al., 2018). Isso também ocorreu no terceiro capítulo na APA de Pandeiros, no qual observou-se que numa escala de 10 anos o incremento em vegetação nativa promoveu o aumento de mais de 6% na provisão desse serviço de regulação.

Nesse contexto, mudanças no uso do solo geram trade-offs que podem promover ganho de determinado SE em detrimento de outro(s) (BURKHARD et al., 2013). Desta forma, o uso sustentável dos ecossistemas é a melhor maneira de garantir a provisão de SE em uma Unidade de Conservação de Uso Sustentável e aliar interesses sociais e conservacionistas. A mistura das estratégias land-sharing e land-sparing é uma alternativa a ser explorada nessas áreas, permitindo que técnicas agroecológicas sejam implantadas ao invés de monoculturas em áreas já convertidas e fragmentos de vegetação já existentes sejam mantidos na paisagem.

O cenário intermediário supracitado mostra que somente os grandes fragmentos não garantem a persistência da biodiversidade em longo prazo, sendo necessária a manutenção da conectividade estrutural e funcional da paisagem a fim de garantir o deslocamento e dispersão de espécies animais e vegetais, uma vez que o isolamento é um dos principais fatores que contribuem para a extinção de espécies (METZGER et al., 2009), diminuição de eventos de colonização de habitats (IBÁÑEZ et al., 2014), da riqueza e abundância de espécies (HADDAD et al., 2015), entre outras perdas ecológicas. Por isso, a distância entre UCs de proteção integral e fragmentos de habitat deve ser considerada em sua definição (RIBEIRO et al., 2009).

Aliado aos elementos da paisagem, deve-se considerar fatores intrínsecos à matriz e sua permeabilidade que pode dificultar a dispersão de espécies e conseqüentemente provocar seu isolamento como espécies potencialmente invasoras. Monitorar e controlar a introdução de espécies exóticas são ações preventivas de excelente custo-benefício essenciais para assegurar a biodiversidade nativa e manutenção de processos ecológicos (WITTENBERG; COCK, 2001), sendo, portanto, fundamentais em planos de manejo de Unidades de Conservação de Proteção Integral diante do cenário de invasão biológica e da homogeneização biótica.

Por fim, a melhor medida proativa para o bioma Cerrado seria conservar a quantidade de habitat existente, adotando diferentes estratégias de gestão de uso do solo para as regiões norte, centro-oeste e sul do bioma, aumentando/criando UCs de Proteção Integral, criando e

fortalecendo seus planos de manejo. Além disso, a multifuncionalidade da paisagem fornece diversos atributos a serem considerados na gestão do uso do solo como oferta e demanda de SE que podem ser usados na análise de trade-offs para determinada meta de conservação e escala adotada.

O conjunto dos trabalhos resultantes desta tese indica que a adoção de estratégias espaciais aplicados ao bioma Cerrado voltadas para estabelecer o status de conservação, avaliar o risco e impacto potencial de espécies potencialmente invasoras e ainda estimar a oferta de SE ao longo do tempo representam passos possíveis de serem replicados para outras áreas em diferentes escalas para fins de gestão de uso da terra. Essas estratégias devem considerar características das espécies, das paisagens e seu histórico de uso para serem implementadas. Integrar as estratégias dos dois primeiros capítulos é uma forma eficiente de priorizar áreas para conservação. Além disso, ao adicionar o histórico de uso da terra, a proposta do terceiro capítulo proverá a análise da multifuncionalidade da paisagem (oferta de SE) e seus trade-offs. Assim, o embasamento teórico da Ecologia Espacial juntamente às ferramentas computacionais permitem a definição das melhores estratégias a partir de simulações de diferentes cenários e respostas, reduzindo substancialmente os custos de medidas reativas, aumentando a sua eficácia.

REFERÊNCIAS

- ANTONGIOVANNI, M.; VENTICINQUE, E. M.; FONSECA, C. R. Fragmentation patterns of the Caatinga drylands. **Landscape Ecology**, v. 33, n. 8, p. 1353–1367, 2018.
- BALMFORD, A.; GREEN, R.; PHALAN, B. What conservationists need to know about farming. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 279, n. 1739, p. 2714–2724, 2012.
- CANNON, P. G. et al. Land-sparing agriculture sustains higher levels of avian functional diversity than land sharing. **Global Change Biology**, p. 0–1, 22 fev. 2019.
- COSTANZA, R. et al. Changes in the global value of ecosystem services. **Global Environmental Change**, v. 26, n. 1, p. 152–158, 2014.
- DA ROSA, C. A. et al. Assessing the risk of invasion of species in the pet trade in Brazil. **Perspectives in Ecology and Conservation**, 2017.
- DALY, H. Towards an environmental macroeconomics. In: **From Uneconomic Growth to a Steady-State Economy**. [s.l: s.n.].
- DALY, H. E. Elements of Environmental Macroeconomics. In: **Beyond Growth**. [s.l: s.n.].
- DE CASTRO, G. C.; VAN DEN BERG, E. Structure and conservation value of high-diversity hedgerows in southeastern Brazil. **Biodiversity and Conservation**, v. 22, n. 9, p. 2041–2056, 11 ago. 2013.

- DE GROOT, R. Function-analysis and valuation as a tool to assess land use conflicts in planning for sustainable, multi-functional landscapes. **Landscape and Urban Planning**, v. 75, n. 3–4, p. 175–186, 2006.
- DODONOV, P.; HARPER, K. A.; SILVA-MATOS, D. M. The role of edge contrast and forest structure in edge influence: Vegetation and microclimate at edges in the Brazilian cerrado. **Plant Ecology**, v. 214, n. 11, p. 1345–1359, 2013.
- EDWARDS, D. P. et al. Land-Sparing Agriculture Best Protects Avian Phylogenetic Diversity. **Current Biology**, v. 25, n. 18, p. 2384–2391, set. 2015.
- EGAN, J. F.; MORTENSEN, D. A. A comparison of land-sharing and land-sparing strategies for plant richness conservation in agricultural landscapes. **Ecological Applications**, v. 22, n. 02, p. 459–471, 2015.
- ELLIS, E. C. Sustaining biodiversity and people in the world's anthropogenic biomes. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 5, n. 3–4, p. 368–372, set. 2013.
- FAHRIG, L. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 34, n. 1, p. 487–515, nov. 2003.
- FAHRIG, L. Ecological Responses to Habitat Fragmentation Per Se. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, 2017.
- FISCHER, J. et al. Conservation: Limits of land sparing. **Science**, v. 334, n. 6056, p. 593, 2011.
- FISCHER, J. et al. Land Sparing Versus Land Sharing: Moving Forward. **Conservation Letters**, v. 7, n. 3, p. 149–157, 2013.
- FOXCROFT, L. et al. Protected-area boundaries as filters of plant invasions. **Conservation Biology**, 2011.
- FOXCROFT, L. C. et al. Plant invasion science in protected areas: progress and priorities. **Biological Invasions**, v. 19, n. 5, p. 1353–1378, 2017.
- FRANÇOSO, R. D. et al. Habitat loss and the effectiveness of protected areas in the Cerrado Biodiversity Hotspot Natureza & Conservação Habitat loss and the effectiveness of protected areas in the Cerrado Biodiversity Hotspot. **Natureza e Conservação**, v. 3, n. February 2016, p. 35–40, 2015.
- GALÁN-ACEDO, C. et al. The conservation value of human-modified landscapes for the world's primates. **Nature Communications**, v. 10, n. 1, p. 152, 11 dez. 2019.
- GILBERT, B.; LEVINE, J. M. Plant invasions and extinction debts. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 110, n. 5, p. 1744–1749, 29 jan. 2013.
- GILROY, J. J. et al. EDITOR'S CHOICE: Surrounding habitats mediate the trade-off between land-sharing and land-sparing agriculture in the tropics. **Journal of Applied Ecology**, v. 51, n. 5, p. 1337–1346, out. 2014.
- GREEN, R. E. Farming and the Fate of Wild Nature. **Science**, v. 307, n. 5709, p. 550–555, 28 jan. 2005.
- MMA. **Mapeamento do Uso e Cobertura do Cerrado: Projeto TerraClass Cerrado 2013** Mapeamento do Uso e Cobertura do Cerrado: Projeto TerraClass Cerrado 2013., 2015. Disponível em: <<http://www.dpi.inpe.br/tccerrado/index.php?mais=1>>
- PAUL, C.; KNOKE, T. Between land sharing and land sparing – what role remains for forest management and conservation? **International Forestry Review**, v. 17, n. 2, p. 210–230,

2015.

PEARSON, D. E. et al. Quantifying apparent impact and distinguishing impact from invasiveness in multispecies plant invasions. **Ecological Applications**, v. 26, n. 1, p. 162–173, 2016.

PERKINS, T. A. Evolutionarily Labile Species Interactions and Spatial Spread of Invasive Species. **The American Naturalist**, v. 179, n. 2, p. E37–E54, 2012.

PHALAN, B. et al. Reconciling food production and biodiversity conservation: Land sharing and land sparing compared. **Science**, v. 333, n. 6047, p. 1289–1291, 2011.

PHALAN, B. What have we learned from the land sparing-sharing model? **Sustainability (Switzerland)**, v. 10, n. 1760, p. 1–24, 2018.

PHILLIPS, H. R. P. et al. The effect of fragment area on site-level biodiversity. p. 1220–1231, 2018.

PYŠEK, P. et al. A global assessment of invasive plant impacts on resident species, communities and ecosystems: The interaction of impact measures, invading species' traits and environment. **Global Change Biology**, v. 18, n. 5, p. 1725–1737, 2012.

QUINN, J. F.; HARRISON, S. P. Effects of habitat fragmentation and isolation on species richness: evidence from biogeographic patterns. **Oecologia**, v. 75, n. 1, p. 132–140, 1988.

RIBEIRO, M. C. et al. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141–1153, 2009.

ROSENBLAD, K. C.; SAX, D. F. A new framework for investigating biotic homogenization and exploring future trajectories: oceanic island plant and bird assemblages as a case study. **Ecography**, v. 40, n. 9, p. 1040–1049, 2017.

SEPPELT, R.; LAUTENBACH, S.; VOLK, M. Identifying trade-offs between ecosystem services, land use, and biodiversity: a plea for combining scenario analysis and optimization on different spatial scales. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 5, n. 5, p. 458–463, out. 2013.

SIMBERLOFF, D.; ABELE, L. G. Refuge Design and Island Biogeographic Theory: Effects of Fragmentation. **The American Naturalist**, v. 120, n. 1, p. 41–50, jul. 1982.

SIQUEIRA, F. F. et al. How scattered trees matter for biodiversity conservation in active pastures. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 250, n. January, p. 12–19, 2017.

SOARES-FILHO, B. et al. Cracking Brazil's Forest Code. **Science**, 2014.

STRASSBURG, B. B. N. et al. When enough should be enough: Improving the use of current agricultural lands could meet production demands and spare natural habitats in Brazil. **Global Environmental Change**, v. 28, n. 1, p. 84–97, 2014.

STRASSBURG, B. B. N. et al. Moment of truth for the Cerrado hotspot. **Nature Ecology and Evolution**, v. 1, n. 4, 2017.

TAMBOSI, L. R. et al. A framework to optimize biodiversity restoration efforts based on habitat amount and landscape connectivity. **Restoration Ecology**, v. 22, n. 2, p. 169–177, 2014.

TSCHARNTKE, T. et al. Global food security, biodiversity conservation and the future of agricultural intensification. **Biological Conservation**, v. 151, n. 1, p. 53–59, jul. 2012.

TURNER, M. G.; DONATO, D. C.; ROMME, W. H. Consequences of spatial heterogeneity for ecosystem services in changing forest landscapes: Priorities for future research. **Landscape Ecology**, v. 28, n. 6, p. 1081–1097, 2013.

UNITED NATIONS CONVENTION ON CLIMATE CHANGE. **Paris Agreement 21st Conference of the Parties**. [s.l.: s.n.].

VICENTE, J. et al. What drives invasibility? A multi-model inference test and spatial modelling of alien plant species richness patterns in northern Portugal. **Ecography**, v. 33, n. 6, p. 1081–1092, 2010.

VIEIRA, R. R. S. et al. Compliance to Brazil's Forest Code will not protect biodiversity and ecosystem services. **Diversity and Distributions**, v. 24, n. 4, p. 434–438, 2018.

VON WEHRDEN, H. et al. Realigning the land-sharing/land-sparing debate to match conservation needs: Considering diversity scales and land-use history. **Landscape Ecology**, v. 29, n. 6, p. 941–948, 2014.

WARREN, R. et al. The implications of the United Nations Paris Agreement on climate change for globally significant biodiversity areas. **Climatic Change**, v. 147, n. 3–4, p. 395–409, 14 abr. 2018.

WILLIAMS, D. R. et al. Land-use strategies to balance livestock production, biodiversity conservation and carbon storage in Yucatán, Mexico. **Global Change Biology**, v. 23, n. 12, p. 5260–5272, dez. 2017.

WILLIAMS, D. R. et al. Carbon Storage and Land-Use Strategies in Agricultural Landscapes across Three Continents. **Current Biology**, v. 28, n. 15, p. 2500–2505.e1–e4, 2018.

ZENNI, R. D. The naturalized flora of Brazil: A step towards identifying future invasive non-native species. **Rodriguesia**, v. 66, n. 4, p. 1137–1144, 2015.

SEGUNDA PARTE – ARTIGOS

ARTIGO 1 - Cerrado's conservation status: understanding its fragmentation patterns

Artigo a ser submetido ao periódico *Landscape Ecology*

Cerrado's conservation status: understanding its fragmentation patterns

Rafaela Guimarães Silva¹ (ORCID: 0000-0002-9465-0949), César Augusto Fonseca Borges Reis¹, Eduardo van den Berg¹

1. Federal University of Lavras, Department of Biology, Lavras/MG – Brazil.

Corresponding Author: Rafaela Guimarães Silva;

Institution: Federal University of Lavras, Department of Biology

Address: Campus Universitário, P.O. Box 3037, CEP 37200-000 - Lavras/MG – Brazil.

Email: mgraefaguimaraes@yahoo.com.br.

Abstract

Context: The question of how much land is enough for conservation arouses land sparing-sharing framework debate that can be understood through the land-use history. This, in turn, determines the fragmentation patterns which are explained by the landscape configuration and composition. Integrating these aspects can support decision-making planning for conservation.

Objective: We proposed to understand the fragmentation patterns through the spatial arrangement and structural configuration of landscapes in order to contribute to adequate strategy (ies) for Cerrado biome conservation.

Methods: Using the land use and land cover extract from MapBiomias dataset, we calculated the number and area of remnants (in hectares and percentage) per size class for each physiognomy and for the entire Cerrado biome. By simulating different organism gap-crossing abilities, we estimated the functional connectivity among savanna and forest patches. We considered landscapes with more than 60% of natural habitat as *conservation targets* landscapes and estimated their area. We also estimated the distance from habitat patches to strictly protected areas (PAs). For each State, we calculated the area covered by each physiognomy, area of PAs and area of *conservation targets* landscapes.

Results: We found out 54.9% of Cerrado biome original area still covered by native vegetation. The MATOPIBA region concentrates the largest fragments, habitat clumps, protected areas and most of the *conservation targets* landscapes. Although in the south, southeast and the largest portion of midwest most of patches are small, the large number of patches still promotes a considerably high connectivity for the Cerrado there. For example, for savanna and forest specialists animals able to cross in 300 m the matrix, 75.8% of habitat is still available. However, the vast majority of remaining patches (72.35%) are far away from strictly PAs (> 25km) which could restrict the movement through the matrix of species with lower dispersal ability from the PAs to other patches. Moreover, we found only 3.3% of entire Cerrado area under strict protection. Considering the importance of PAs for achieving conservation goals, considering still that most of the strictly PAs (89) overlapped the *conservation targets* landscapes, the amount of strict protected areas is below the 17% recommended by PPCerrado. As expected, the *conservation targets* landscapes still provide information about potential landscapes for upsizing or creation of new PAs.

Conclusions: We pointed out the land-use management strategy (land-sharing, land-sparing or intermediate scenarios) as well as the best way to alleviate pressure on natural ecosystems based on the spatial arrangement and structural configuration of habitat patches in the Cerrado. Following the land-sparing assumptions,

conserving the existing habitat in Northeastern region and Mato Grosso State is the best proactive strategy for Cerrado to ensure in long-term persistence of biodiversity. On the other hand, land sharing strategy is better for midwestern part and the southeastern region, where the habitat cover is smaller, the habitat patches have smaller areas, there are fewer protected areas, and the wildlife-friendly habitats have an strong integration and interaction with agriculture land. Finally, it is expected that results from this quantitative analysis of the Cerrado fragmentation patterns must be applied as a proactive strategy on decisions about land use and conservation decisions in the Cerrado biome.

Keywords: Landscape structure, Spatial arrangement, Functional Connectivity, land-sharing, land-sparing

1. Introduction

The question of how much land is enough for conservation (Françoso et al. 2015) arouses land sparing-sharing framework debate (Phalan 2018). The land-sparing model consists in increasing yields on cultivated land and protecting native vegetation in the same farm space whereas the land-sharing is to produce both food and wildlife-friendly habitats in the integrated part of landscape by maintaining of sustainability of the farmed land (Phalan et al. 2011; Phalan 2018). In such context, there are two main ways to manage the land use and reduce the impacts of farming on wild species. However, the processes of land-use change vary according to anthropogenic threats (Pardini et al. 2017) resulting in complex responses on patch and landscape level (Fahrig et al. 2019). Thus, in practice, the fragmentation patterns can result in landscapes represented by mixed and intermediate scenarios of land-sharing and land-sparing strategies and, consequently, providing other information about conservation responses already poor-explored (Phalan 2018).

The strategy of land-sparing for conservation has been applied since the first conservation approaches (Paul and Knoke 2015). It assumes that a large fragments are able to ensure the maintaining of biodiversity in long-term (Ribeiro et al. 2009; Antongiovanni et al. 2018). However, land sparing affects directly the amount of land for farming, generating conflicts between sparing lands for conservation or using them for production (Fischer et al. 2013). In other words, providing higher yields by advances in agriculture technologies should be necessary to decrease the deforestation rates and safeguard lands for conservation (Williams et al. 2017, 2018). Yet, even if this is possible, the food production needs usually go beyond the local or country population demand, depending on the exportation and importation markets, resulting many times in new land conversion for agriculture (Strassburg et al. 2014). A current result of all these conflicts is the difficult to increase lands spared for conservation in areas with high potential production like the flat deep Cerrado soils.

On the other hand, the land-sharing model is pointed out as ideal to implement in highly fragmented landscapes (Ramankutty and Rhemtulla 2013). Agricultural landscapes can offer new ecological habitats through the heterogeneity of landscape structures (hedgerows, scattered trees, small fragments and corridors), increasing the landscape connectivity (Armenteras et al. 2019) and, consequently, supporting wildlife.

In spite of diverse responses found by several authors (Gilroy et al. 2014; Egan and Mortensen 2015; Mortensen 2015; Balmford et al. 2018; Armenteras et al. 2019), the most important factor to determine the

choice between land-sharing, land-sparing strategies or even intermediate scenarios (Butsic and Kuemmerle 2015) is the land-use history and its consequences (von Wehrden et al. 2014). Brazil comprises a spatially and temporarily diverse land-use history, resulting in different landscape organization patterns. The history of habitat loss and fragmentation in the Atlantic Forest (since ± 1500 AC) (Schnell et al. 2013; Benchimol et al. 2017), Amazonian Forest (since ± 1960) (Perz et al. 2008; Prist et al. 2012) and Cerrado (since ± 1960) (Mendonça et al. 2015; Rocha et al. 2018) are very different depending on the available technology, relief and land use. Once the configuration and composition of landscape fragmentation is understood it can be used to define the most threatened regions and the best strategies to tackle the problem (e.g. Brazilian Atlantic Forest (Ribeiro et al. 2009) and Caatinga (Antongiovanni et al. 2018)).

The Cerrado fragmentation and loss of habitat have been driven by industrial agriculture expansion and urbanization since 1940 (Klink and Moreira 2002). The deforestation rates are increasing (Strassburg et al. 2017; Vieira et al. 2018) even though there is enough cleared land to keep up with the agribusiness expansion without any further land use conversion (Strassburg et al. 2014, 2017). From the 200 million hectares original extension of the Cerrado only 19.8% remnant undisturbed (Strassburg et al. 2017). This vulnerable hotspot houses over 4,800 plant and vertebrate species and encompasses three leading large watersheds (Vieira et al. 2018).

In spite of Cerrado's vital importance for biodiversity and the provision of ecosystem services, the area covered by protected areas in this biome corresponds to only 8.3% of its territory (Françoso et al. 2015) and most of remnants are within private lands (Vieira et al. 2018). Nowadays, the agribusiness interests have overcome in such way conservation goals that expansion and practical implementation of protected areas in Cerrado have virtually stopped and, sometimes, even downscaled (Carranza et al. 2014; Françoso et al. 2015). This is happening despite the well-established knowledge that protected areas have a fundamental role in the conservation of this biome (Carranza et al. 2014).

Although some efforts exist to understand how the Cerrado landscape is changing over time with land use conversion (Strassburg et al. 2014, 2017) and with loosening the environmental laws (Soares-Filho et al. 2014; Vieira et al. 2018), our knowledge about the landscape structure and how the habitat loss and fragmentation can affect the biodiversity, is still limited. Here, we proposed to understand the fragmentation patterns through the spatial arrangement and structural configuration of landscapes in order to contribute to future decision-making about the most adequate conservation strategies for Cerrado.

2. Methods

2.1. Study region

Our study region is the contiguous area of Cerrado biome (disjunctions excluded) that covers 203,937,818 ha of the Brazilian territory (<http://mapas.mma.gov.br/i3geo/datadownload.htm>), encompassing 12 States, from 3°S to 24°S, and from 41°W to 60°W (Fig. 1). It confronts other biomes as the Pampas in the south, the Atlantic Forest in the east, the Caatinga in the northeast, the Pantanal in the west and the Amazon Forest in the northwest. The Cerrado biome comprises a vegetational mosaic with different physiognomies ranging from grasslands to forest formations (Ribeiro and Walter 2008).

Additionally, the Cerrado is recognized as ecoregion and to refine our understanding about the its spatial structure, we performed some analyses (number of patches and fragment size) by regions. We divided the Cerrado biome in three regions: the *Northeastern region*, comprising the MATOPIBA region and Pará State; the *Midwestern region*, composed by Mato Grosso, Goiás, Distrito Federal, Mato Grosso do Sul and small part of Rondônia; and the *Southeastern region*, encompassing the Minas Gerais, São Paulo, Paraná States.

2.2. Classification of land cover

We based our Cerrado analyses on MapBiomas Collection 3 (the reference year is 2017), produced by the Greenhouse Gas Emissions Estimation System (SEEG) from the Climate Observatory's. This platform, created by a collaborative network of Brazilian NGOs, universities and technology companies, provides annual series of land cover and land use maps of Brazil from 1985 to 2017 (MAPBIOMAS 2017). Those maps are based on the Landsat Data Archive (30m spatial resolution) available in the Google Earth Engine platform and classified using the random forest classifier. The post-classification procedures (implemented in the Google Earth Engine) involved spatial filters to remove classification noise and disallowable LULC class transitions. Temporal filters were used to fill information gap due to the cloud. We classified the landscape covered by native vegetation as habitat and the landscape with anthropogenic uses as non-habitat. We classified the habitat portion in three leading vegetation classes, grouping distinct physiognomies: forest, vegetation dominated by trees with continuous canopy (Riparian Forest, Dry Forest and Cerradão); savanna, vegetation with conspicuous trees but also shrub and a evident herbaceous strata (Cerrado stricto sensu, typical Cerrado, rocky outcrop Cerrado); and grassland, vegetation dominated by a herbaceous stratum (shrubby grassland, typical grassland rocky and outcrop grassland) (Fig. 1). We calculated the cover percentage of habitat classes.

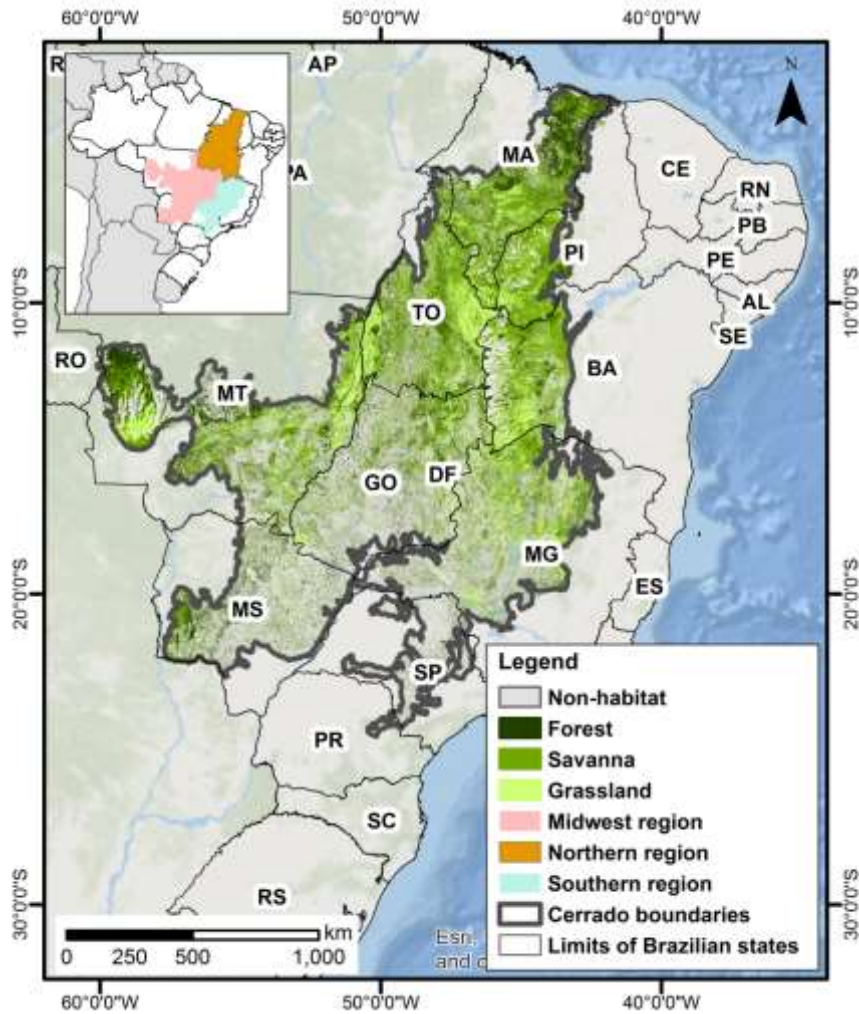


Fig. 1 Cerrado land cover (forest, savanna and grassland) in 12 states distributed into three regions: (1) Northeastern region, Maranhão (MA), Piauí (PI), Tocantins (TO), Bahia (BA); (2) Southeastern region, Minas Gerais (MG), São Paulo (SP), Paraná (PR); (3) Midwest region, Mato Grosso (MT), Goiás (GO), Distrito Federal (DF), Mato Grosso do Sul (MS) and small part of Rondônia (RO).

2.3. The configuration of the Cerrado landscape

We used the LS Metrics package (Niebuhr et al., in prep.) from GRASS 7.2.2 (GRASS Development Team 2017) to compute the habitat cover and configuration metrics for the studied region. Other procedures, including geoprocessing and data processing, were made in QGIS version 2.18 (QGIS Development Team 2017) and R version 3.5.1 (R Core Team 2016). We chose landscape metrics that could be applied to the three vegetation classes (forest, grassland and savanna). The configuration metrics adopted were: number of patches, fragment size, connectivity (functionally connected area and complete functionally connected area, more details see Niebuhr et al., in prep.) and distance from protected areas.

2.3.1. Number of patches and fragment size

The number of patches and fragment size are distributed in 14 classes of size from 1 to 8,876,422 hectares <50, 50–100, 100–250, 250–500, 500–1000, 1000–2500, 2500–5000, 5000–10,000, 10,000–25,000, 25,000–50,000, 50,000–100,000, 100,000–250,000, 250,000–500,000 and > 500,000 ha. We calculated the ratio between area and number of fragments in relation to the total of each variable for the entire Cerrado, its classes and regions, according to the approach used by Ribeiro et al. (2009).

2.3.2. Functional connectivity

We calculated the connectivity metric using the graph theory (Urban and Keitt 2001). This metric clusters the fragments (habitat clumps) according to a gap crossing capacity of species or group of interest (Awade and Metzger 2008; Martensen et al. 2008). The habitat clumps (the sum of area of clumped fragments) can be interpreted as the potential available area for fragmentation-sensitive animals and habitat specialists (forest and/or savanna) (Rocha et al. 2018). These metrics can be applied for some amphibians (Silvano and Segalla 2005), bats (Mendes et al. 2017), birds (Kuhlmann and Ribeiro 2016) and mammals (Lyra-Jorge et al. 2010; Rocha et al. 2018) that are sensitive to habitat fragmentation. We measure connectivity for savanna and forest but not for grassland, because the large majority of known resident animals of grasslands have not been reported as sensitive to the fragmentation (Zimbres et al. 2013).

The *functionally connected area* is the summed area (ha) of habitat clump (ha) subtracted from summed patches size (ha) (Ribeiro et al. 2009). We calculated the metrics for gap-crossing capacities of 100, 200, 300, 400, 500, 1000, 2000, and 2500 m. For each distance, we measured the mean and highest cluster size for Cerrado clumps (Ribeiro et al. 2009). We also calculated the percentage of the largest habitat clump in relation to the total area of the forest and savanna remnants (grassland areas not included).

For forest and/or savanna specialists, there is no study about gap-crossing capacities for Cerrado. By different dispersal movements simulated, some hypothetical species could cross throughout the matrix when the majority of fragments would be connected. In this sense, it was calculated Euclidean distance between all patches (for savanna, forest and both) and their histograms. Through the histograms, we considered the functional distance in which the vast majority of fragments would be connected (higher frequency of a number of fragments) as a reference of the required minimum capacity of specialist species to cross through the matrix and live in the greatest part of habitat clumps. PAs cover and proximity

We compiled the protected areas (PA's) limits dataset for the entire Cerrado using data of twelve Brazilian States Agencies. We classified the ones in strictly PA (or integral protection), sustainable use PA (or multiple-use) and indigenous lands (Fig. 2). We calculated the area of PAs for entire Cerrado and strictly PAs for each Brazilian State.

We calculated the Euclidean distance between habitat patches (from each habitat pixel) and strictly protected areas (157 natural reserves comprising 7,379,628 ha). Then, the Euclidean distance map was overlapped by the remnants map and we considered all distances inside the pixels of habitat patches. Thus, we grouped the distances in the following classes: 0 (i.e., inside a strictly PA), <200, 200–600, 600–1000, 1000–2000, 2000–5000, 5000–7500, 7500–10,000, 10,000–25,000, 25,000–50,000 and >50,000 m from strictly PAs.

Also, we estimated the proportion of habitat (percentage) for each class in relation to total area of native vegetation.

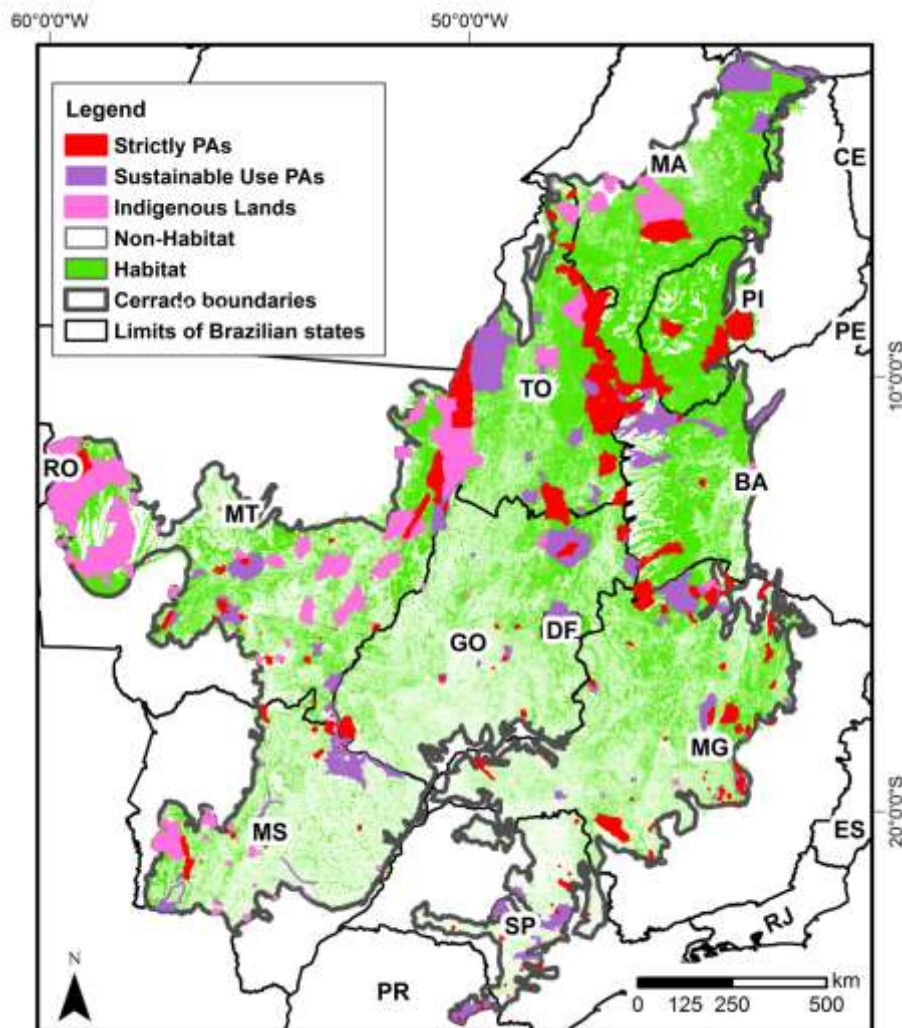


Fig. 2 Protected areas from Cerrado biome.

2.3.3. Habitat amount

Firstly, the entire Cerrado was divided into 21,679 equally sized hexagonal landscapes of 10,000 ha. Thus, we adopted this landscape size based on some studies that identified influences of larger landscapes on species occurrence (Metzger et al. 2009; Barreto et al. 2010).

The habitat amount hypothesis implies that patch size effect and the patch isolation can be explained and driven by the sample area effect (Fahrig 2013). Consequently, it means that the larger area is, the greater number of species are, independently of the number of patches making up the total (Fahrig 2017). We considered habitat amount as the amount of forest, savanna and grassland. The metric was calculated for each pixel as the proportion of habitat (0 to 100%) (Niebuhr et al., in prep.) using a circular window of 10,000m of the radius. Thereafter, the median values of habitat amount was calculated for each sized hexagonal landscape.

In this step, the landscapes with more than 60% of habitat amount are selected, following the percolation threshold (Andr en 1994). The percolation threshold provides a theoretical basis to determine landscapes as top-down persistence targets that are able to support species persistence because they retain large areas in an ecologically functional state (Desmet 2018). It means that a minimum extent of natural habitat with the majority of ecological processes preserved could be prioritized to conservation, for each Brazilian State. From the results, we assumed these landscapes as *conservation target* landscapes

3. Results

Nowadays, the Cerrado vegetation cover 54.9% (111,884,920 ha) of the contiguous part of biome (Fig. 1). Savannas comprise 25.5% (51,949,479 ha), forests, 18.2% of (37,078,826 ha) and grasslands, 11.2% of (22,856,615 ha). The distribution of remnants are unequal across the landscape concentrating the vast majority of them in MATOPIBA region (composed by a portion of Maranhão, Tocantins, Piauí and Bahia States) and Mato Grosso State. In the southeastern region areas converted to planted pastures and crops predominate with most of the remnants reduced to small and isolated patches.

3.1. Fragment size distribution

The Cerrado is currently formed by 10,207,357 fragments (Fig. 2), distributed in 2,929,876 forest patches, 4,511,385 savanna patches and 2,766,097 grassland patches. The largest fragment of the forest is in Mato Grosso state, while the largest savanna patch is in west of Maranhão (MATOPIBA region). The greatest patch of grassland (1,821,961 ha) is at the intersection of Tocantins, Maranhão and Bahia states. The average forest fragment size was 12.65 ha, varying from 1 to 2,095,122.6 ha. The average savanna fragment size was 11.51 ha, ranging from 0.1 to 8,876,422 ha. Small fragments (< 50 ha) of both types of vegetation, forest and savanna, correspond to over 98% of the patches, summing up 22% of the area. On the other hand, the two largest fragments of forest (>500,000 ha) have around 3 million ha, corresponding approximately to 10% of forest remnants (Fig. 3, ESM 1). For savanna, the four largest fragments have more than 12 million ha, corresponding to 25% of the remaining vegetation. As forest and savanna, part of grassland patches is smaller (< 50 ha), summing up 5,894,925 ha (25,79%) (see table 1SM on supplementary material for more details).

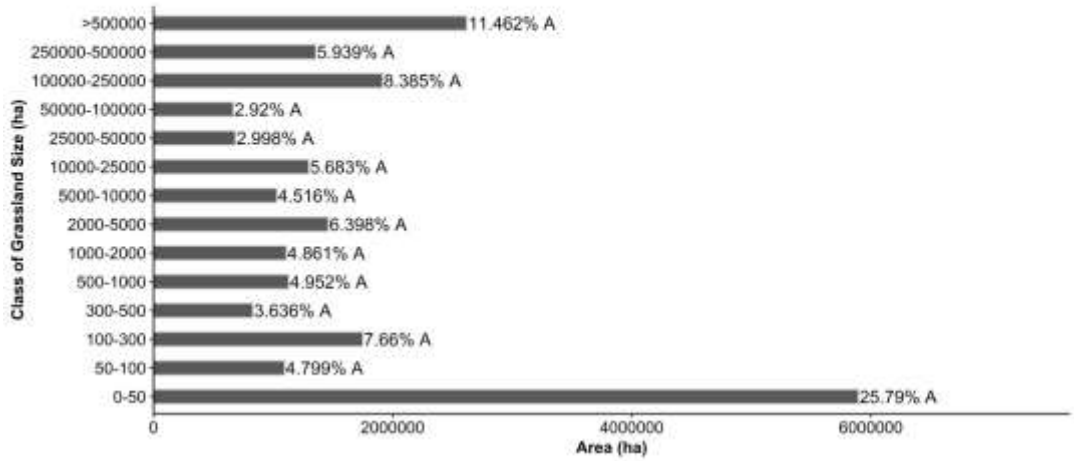
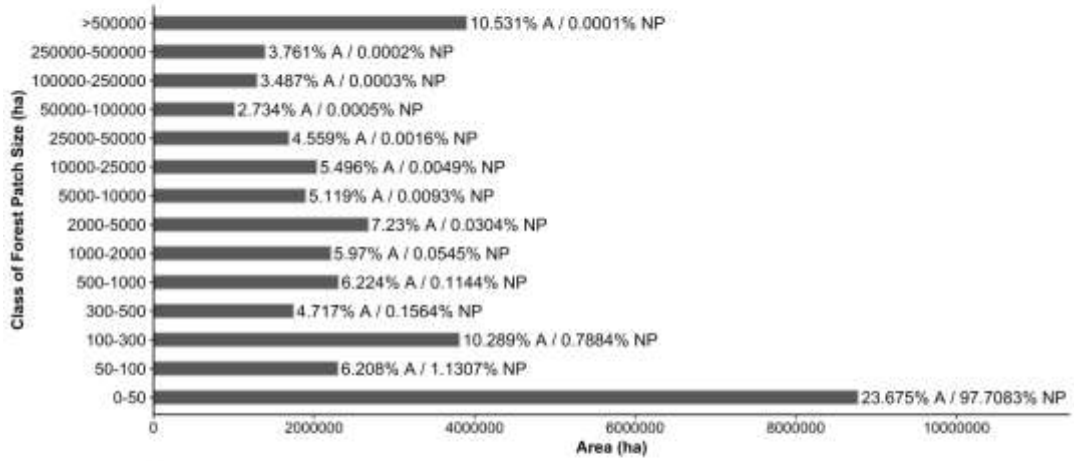
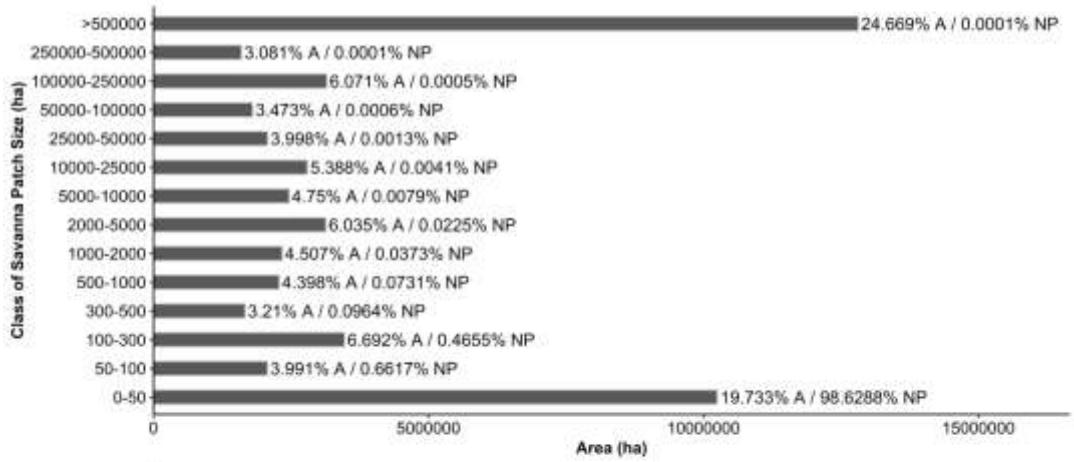
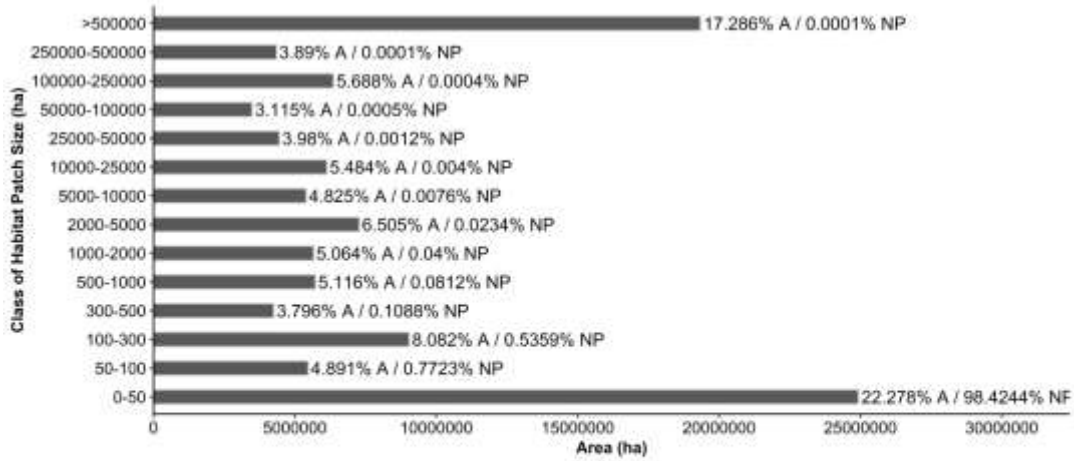


Fig. 3 Distribution of the entire Cerrado and its remaining forests, savannas and grasslands in different fragments size classes. The bars correspond to the total area of each class. The “%A” represents the percentage of total area and, “%NP” the percentage of number of patches.

The distribution of habitat patches was differentiated between the midwest, northeast and southeast regions of the Cerrado (fig. 4). The southeast has a high number of small patches (23.6%), composed by 2,447,767 fragments with an average size of 6.81 ha whereas the northeast concentrated the greatest area of Cerrado (14.2%). In the Midwest, the fragments smaller than 300 ha corresponded to 15% of original vegetation and 42% of the number of patches.

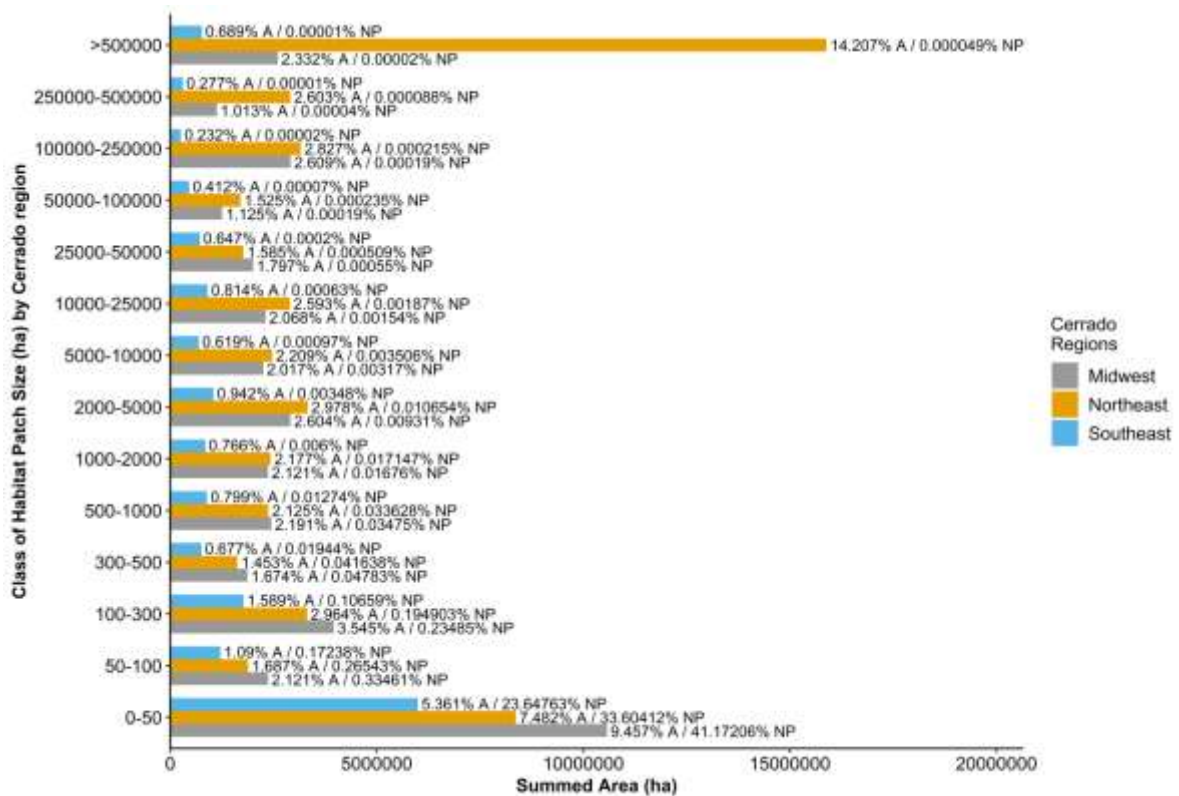


Fig. 4 Distribution of Cerrado regions (midwest, northeast and southeast) and their habitat patches (remaining forests, savannas and grasslands) in different fragments size classes. The bars correspond to the total area of each class. The “%A” represents the percentage of total area and, “%NP” the percentage of number of patches.

When we analyzed the Cerrado regions separately, we observed that the southeast has around 40% of its area composed by fragments smaller than 100 ha (ESM 2). While in the northeast, we find more than 40% of its area is composed by fragments larger than 100,000 hectares (ESM 3). In the midwestern region, there are fragments larger than 500,000 ha (29.3% of its total area) and other ones smaller than 50 ha (15.4% of its total area), distributed in Góias, Mato Grosso do Sul and part of Mato Grosso State (ESM 4).

3.2. Functional connectivity

The largest is the distance the species is able to cross the matrix, the largest is the averaged functionally connected area (Fig. 5). With the increase of the animal capability for crossing the matrix, the size of clumps

increase and the, consequently, the number of clumps decreases (Fig. 4). With the variation of animal capability for crossing the matrix, the number and size of habitat clumps varied exponentially. For example, at 100 m, 331,303 clumps with an average area of 269 ha, corresponding to 86.9% of habitat, would be functionally connected. For 300 m of crossing capability, 68,915 habitat clumps with an average area of 1292 ha, corresponding to 92.7% of forest and savanna fragments. For 500 m of crossing capability, 22,596 clumps with an average area of 3940 ha, corresponding to 93.9% of habitat. For 1,000 m of crossing capability, 2697 clumps with an average area of 33,010 ha, corresponding to 99.4% of biome. Beyond the 1,000m of crossing capability (i.e., 1,500m), all fragments are functionally connected, corresponding to almost 100% of habitat (ESM 5).

Considering some species with lower movement ability (100m), they have access to the largest functionally connected areas that are concentrated in MATOPIBA region, in Piauí southwest, Bahia west and Maranhão east, totalizing clusters size of 6,911,228 ha and 6,828,282 ha, corresponding to 6.73% of the Cerrado. In Mato Grosso State, some species can live on the largest functionally connected area with 3,286,956 ha. For 100m limitation, the three largest habitat clumps summing up 8.34% of the Cerrado.

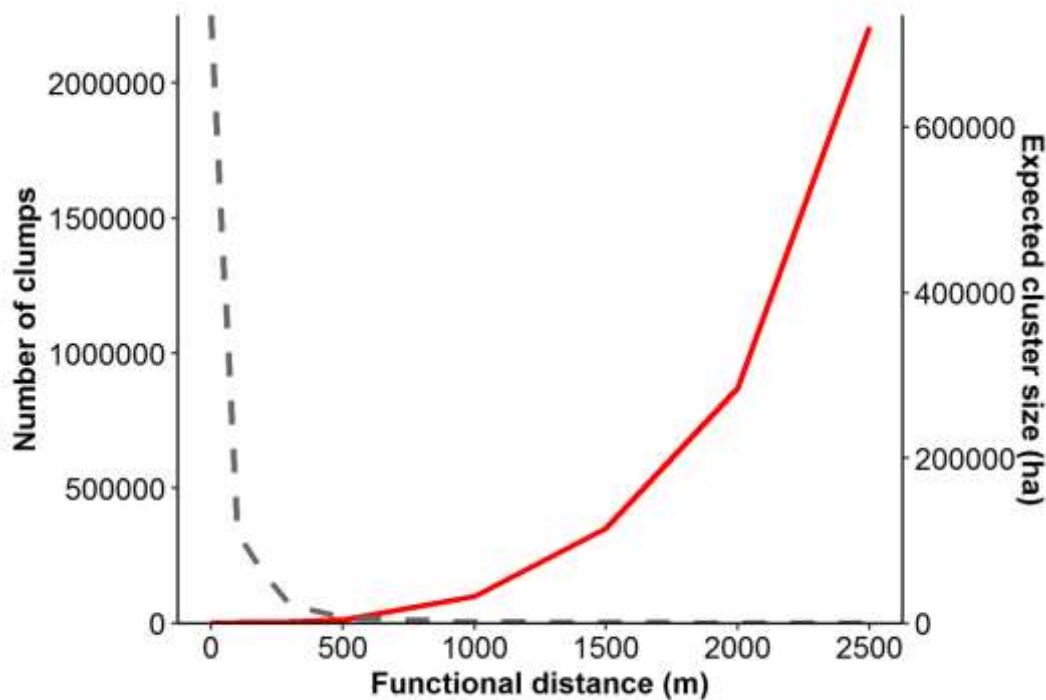


Fig. 5 Effect of the functional distance of species related to the number of clumps (habitat clusters – dotted line) and expected cluster size (average clump area – red line). Here, the functional connectivity could be applied for animals that use both savannas and forest fragments to movement.

Considering specialists species of forest habitat that are able to cross up to 1000m through the matrix, the vast majority of habitat clumps are connected (85.4% of forest clumps – 9,742 clumps) with mean cluster size of 3806 ha (fig.6, ESM 6) . For savanna specialists species, at least 500 m of crossing capability, they can distinguish 64,712 savanna clumps with an average area of 803 ha, corresponding to 92.1% of habitat (ESM 7).

Specialists species with high inter-patch movement capacities, as abovementioned, have access to a larger number of fragments of savanna or forest (see table 3SM on supplementary material for more details).

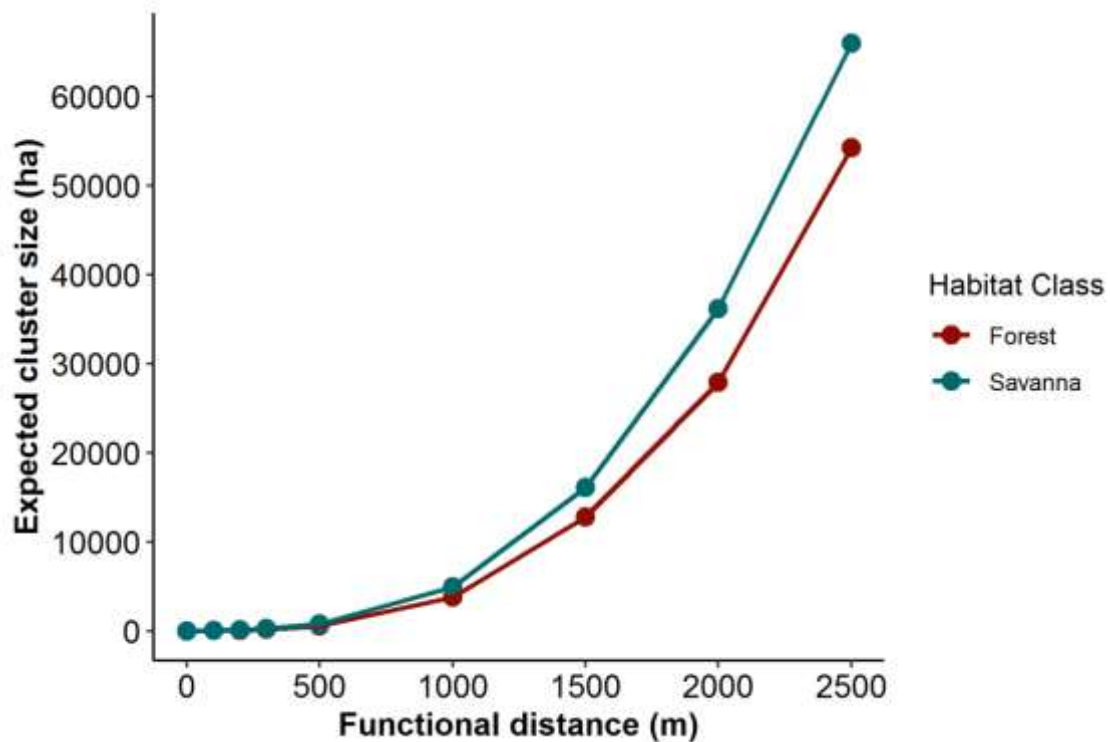


Fig. 6 The functional connectivity of each habitat class of Cerrado composed by forest and savanna fragments. The functional distance represents the variation of animal gap-crossing capacities and their average cluster size (ha) for savanna and forest specialists.

3.3. PAs cover and proximity

The PAs within the Brazilian Cerrado comprise two categories: sustainable use (206 PAs – 8,730,740.91 ha of habitat) and integral protection (157 PAs – 6,667,162 ha of habitat), corresponding to 9.85% of Cerrado. Besides those, indigenous lands (102 units – 8,417,488.58 ha of habitat) also are important for biodiversity conservation. The PAs and indigenous lands correspond to 14.58% of Cerrado. Considering that some PAs of sustainable use overlap with those of integral protection or indigenous lands, we have a total of 23,843,624 ha of habitat protected by PAs and indigenous lands, corresponding to 11.7% of the Cerrado biome (4% sustainable use, 3.3% integral protection and 4.4% of indigenous lands).

The grassland covers 42.6% of Integral Protection PA followed by savanna (34.4%) and forest formations (22.9%). On the other hand, the savanna formation is the predominant class in the sustainable use PAs (44.8%) and indigenous lands (34.5%).

A contiguous block of strictly PAs located in the Tocantins, Piauí, Bahia and Maranhão constitutes the largest protected area in the biome, with 2,171,861 ha covered by grassland (60.6%), savanna (27.4%), and

forest (12%). These are constituted by two federal (Nascentes do Rio Paranaíba National Park and Serra Geral do Tocantins Ecological Station) and five state nature reserves (Jalapão State Park complex).

Most of the largest natural reserves concentrate in MATOPIBA region (Cerrado northeast), while the smallest ones are in the south portion of biome (Fig. 2).

The greatest part of strictly PAs is concentrated in the Tocantins and Piauí States, located in the Brazilian Northeast (57.76%) (table 1). While the Minas Gerais State is responsible for the largest area of strictly PAs in Southeast region and Mato Grosso for Midwest region.

Table 1 Relation of number and area covered by strictly PAs, *conservation targets* landscapes and vegetation classes for each Brazilian State.

Brazilian region	State name	Abbreviature	Strictly PAs Area (ha)	Strictly PAs number	Total Number of landscapes	Total Number conservation targets landscapes	Percentage of conservation targets landscapes	Forest cover (%)	Savanna cover (%)	Grassland cover (%)	Non-habitat cover (%)
Midwest	Mato Grosso	MT	680,508.86	34	3941	1952	49.53	22.56	24.65	11.13	64.22
Midwest	Mato Grosso do Sul	MS	147,476.03	20	2355	217	9.21	18.99	9.62	2.22	69.17
Midwest	Goiás	GO	441,185.69	15	3567	722	20.24	17.01	15.92	6.89	60.18
Midwest	Distrito Federal	DF	30,779.56	2	78	22	28.21	12.56	20.15	20.07	47.22
Northeast	Piauí	PI	957,955.21	5	1125	971	86.31	15.10	56.30	18.77	9.83
Northeast	Maranhão	MA	502,854.89	6	2348	1663	70.83	29.24	35.32	13.19	22.25
Northeast	Bahia	BA	490,245.39	11	1686	1090	64.65	6.60	45.59	13.67	34.14
Northeast	Tocantins	TO	3,305,232.66	20	2767	1868	67.51	19.10	34.85	22.24	23.81
North	Rondônia	RO	0.00	0	19	17	89.47	8.62	21.27	0.88	69.23
North	Pará	PA	648.59	1	33	22	66.67	28.31	31.16	7.68	32.85
Southeast	São Paulo	SP	23,124.21	16	1049	6	0.57	11.92	0.88	0.95	86.25
Southeast	Minas Gerais	MG	798,115.78	52	3725	1133	30.42	14.06	21.31	10.97	53.66
South	Paraná	PR	1,501.18	2	61	4	6.56	23.96	0.00	2.12	73.92

The vast majority of Cerrado vegetation (72.35%) is farther than 25 km from natural reserves whereas only 14% of the Cerrado remnants is located within 10 km from these PAs (Fig. 7).

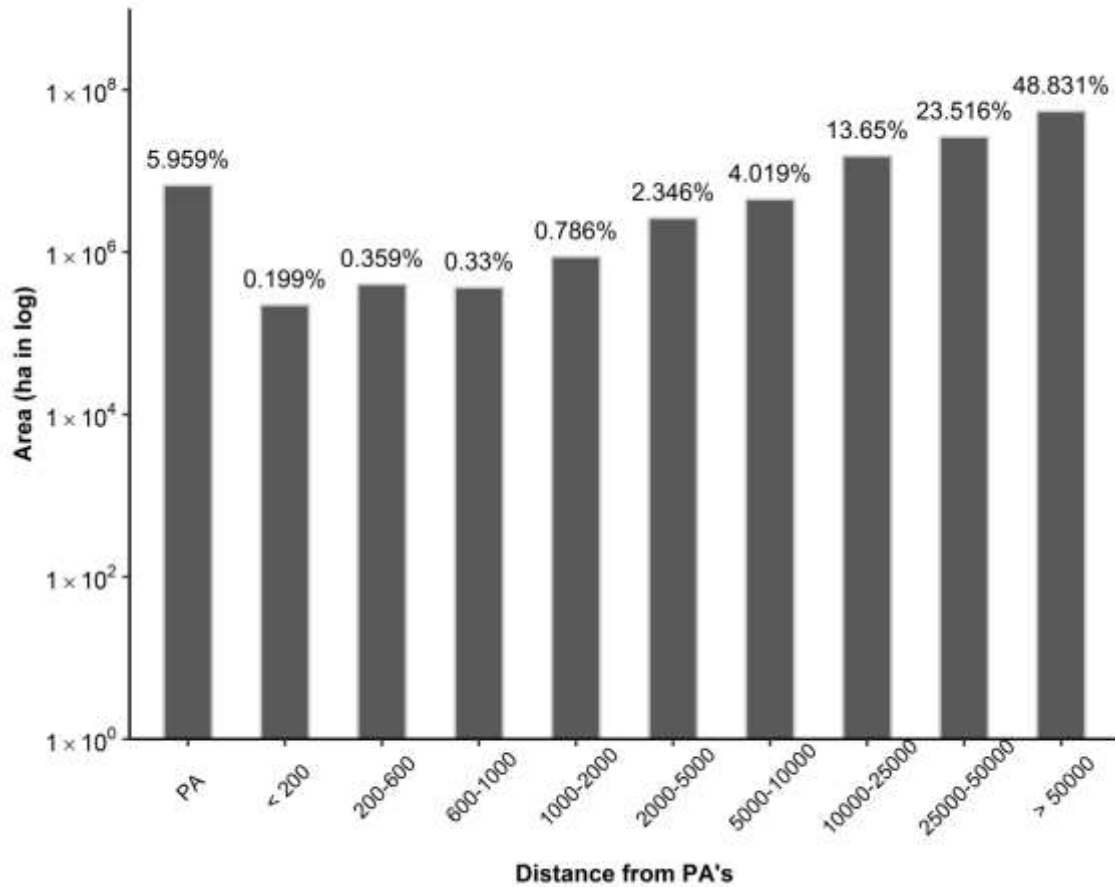


Fig. 7 Remaining fragments of Cerrado (area and percentage) within strictly protected areas (PA) and the proportion of habitat per class of distance from PAs (m).

3.4. Habitat Amount

The greatest amount of Cerrado habitat is located in The MATOPIBA region, Mato Grosso and small portion of Pará states and *conservation targets* landscapes (Fig. 8, table 1). Most of the strictly PAs (89 from 157) overlapped the *conservation targets* landscapes.

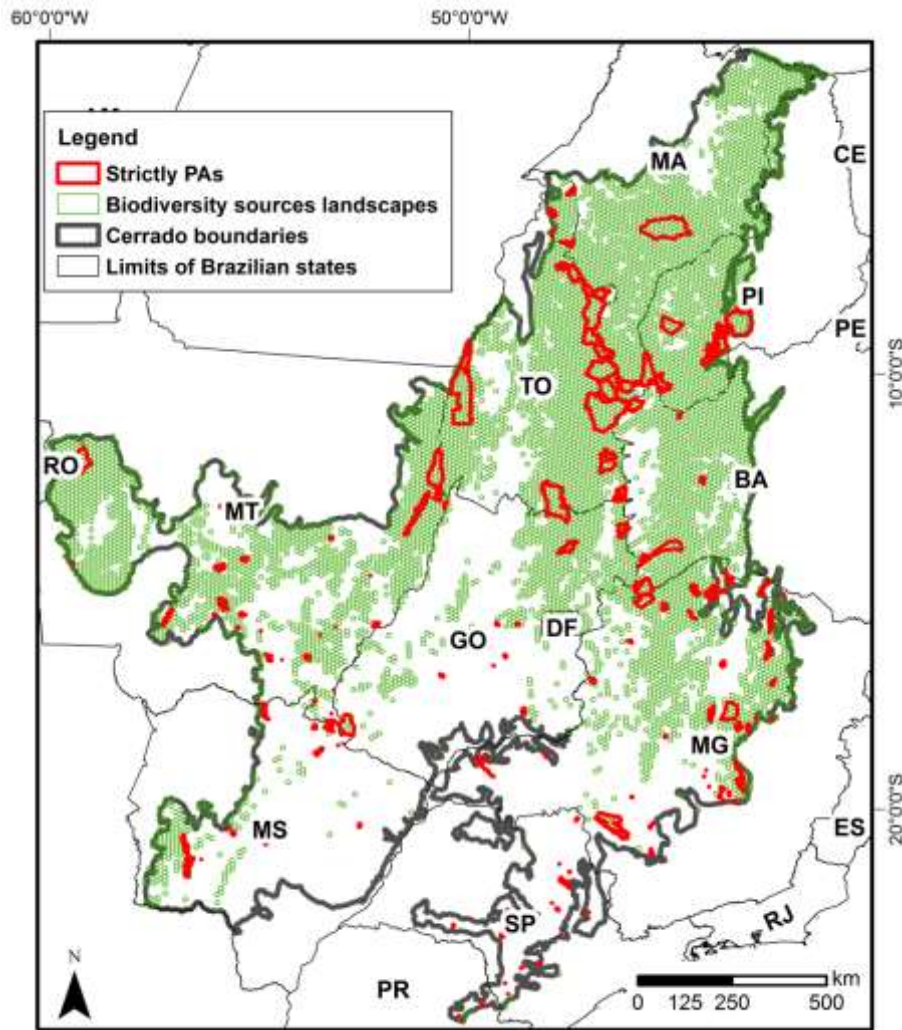


Fig. 8 *Conservation targets* landscapes with more than 60% of habitat amount distributed in Cerrado biome. The vast majority of strictly protected areas (PAs) are overlapped with these landscapes (89 from 157).

4. Discussion

We showed that slightly more than 50% of Cerrado native cover still exists. The largest fragments are mainly concentrated in MATOPIBA region, where the largest strictly PAs are also located. Even the south, southeast and the largest portion of Midwest still have a high number of the small patches resulting in an elevated degree of connectivity. It allows savanna and forest specialist animals able to cross 300 m of no-habitat matrix to live and persist in 75.8% of the original vegetation of the biome.

Although the strictly PAs overlap the *conservation targets* landscapes, they represent only 3.3% of the entire Cerrado. This is really worrisome, considering the importance of PAs to achieve conservation goals (Françoso et al. 2015), PPCerrado endorses that until 2020 at least 17% of a biome must be within protected areas (MMA 2018). Moreover, the vast majority of remaining patches (72.35%) are far away from strictly PAs (> 25km) which could prevent effective dispersal of organisms to these remnants from the PAs. On this context, upsizing and creation of new PAs are crucial and must focus on *conservation targets* landscapes and on the reduction of dispersal distance to habitat patches dispersed in private land.

Finally, we found that the grasslands are disproportional represented in the universe of protected areas in the Cerrado biome; therefore, conservation strategies must be directed to the protection of savannas and forests, the dominant physiognomies but also the ones that are being faster converted to farming areas.

4.1. Analysis of Cerrado spatial patterns

Large remnants are able to maintain viable populations sustainable over long periods (Phillips et al. 2018; Rocha et al. 2018). For Cerrado, most of the largest fragments are located into MATOPIBA region, where we also observed the vast majority of *biodiversity sources* landscapes. For savanna, part (3.34% - 295,825 ha) of the largest fragment (8,876,422 ha) is inside the Mirador State Park (501,201 ha) safeguarding savannic native species. On the other hand, the most considerable portion (66.8% - 1,201,629 ha) of grassland (1,801,961 ha) is protected by the Serra Geral do Tocantins Ecological Station, Jalapão State Park and Nascentes do Rio Parnaíba National Park, where are also several water springs (Senna et al. 2015). In contrast, the largest forest fragment (2,095,122 ha) is in the Midwest region, partially protected (8.69% - 182,017 ha) by Iquê Ecological Station (Mato Grosso – 201,070 ha) and plays an important role in the protection of an ecotone area (Amazon – Cerrado).

Although more than 98% of patches are smaller than 50 ha, the largest fragments (> 10,000 ha) are responsible for almost 40% of the total habitat area. Large fragments like those are responsible for 25% of total area of Atlantic Forest (Ribeiro et al. 2009) and 78% for the Caatinga (Antongiovanni et al. 2018). The protection of large fragments is a keystone strategy for conventional land-sparing conservation (Phalan et al. 2011). Large fragments have greater species richness (Green 2005). This clear spatial pattern of land-sparing in the Cerrado northeastern region was also found by Pompeu et al. (2018), where there are evidences of agriculture and livestock intensification, especially in MATOPIBA region (Lapola et al. 2014; Dias et al. 2016; Pompeu et al. 2018).

In the other hand, the part of midwestern and southeastern regions are dominated by landscapes with less than 60% of habitat and small fragments. This situation is a result of anthropogenic occupation that has been intensifying since the 20th-century beginning (Klink and Moreira 2002). In this region, there are few protected areas and large continuous habitat patches are almost absent. Intense farming occupation predominates turning land-sparing strategy hard to be accomplished successfully and efficiently, while land-sharing becomes the most suitable strategy, integrating farming land and wildlife-friendly habitats (Pompeu et al. 2018). Small fragments, corridors and scattered trees are wildlife-friendly habitats that facilitate the dispersal between forest remnants (Tscharntke et al. 2012) and woody-savanna fragments. For instance, considering a lower dispersal ability of 100m, species can live and disperse in a landscape constituted by 331,033 habitat clumps of forest and savanna. These wildlife-friendly habitats can also be implemented through restoration actions, starting with accomplishing the minimal legal requirements of the current Brazilian Forest Code (Soares-Filho et al. 2014). Nevertheless, doing this is not a simple task, considering the complex a mosaic landscape of savannas, forests and grasslands and anthropogenic areas with different biotic and abiotic features (Cava et al. 2017; Pilon et al. 2018). Cost-effective methods are still poor-developed due to the lack of studies approaching restoration of the Cerrado (Cava et al. 2017). Most of the time, the natural regeneration (not assisted) have been chosen without knowledge about the land-use historic which must be considered for restoration methods (Vieira et al. 2018).

Regardless of the method selected, it is recommended that restoration goals include aspects of the part of the ecosystem structure, diversity and services previously (Cava et al. 2017; Pellizzaro et al. 2017; Pilon et al. 2018). For example, there are some recommended restoration techniques as the reestablishment of fire regimes, if necessary (Pilon et al. 2018), and the native plants introduction by direct seeding (Pellizzaro et al. 2017) that have been applied in Brazilian savannas successfully.

Linking the smaller fragments to larger ones, especially in the cases where strictly PAs exist, (Ribeiro et al. 2009) can ensure the long-term maintenance of biodiversity. (Carvalho et al. 2009). Our data revealed that, although the amount of habitat varies strongly in the Cerrado area, still there are many and close habitat patches allowing access for the wildlife to large clusters of habitat. For example, an animal species able to cross a 300 m gap between habitat patches would have access to habitat cluster with an average area of 1,292.8 ha and could occupy, considering only this parameter, 92.7 % of forest and savanna remnants.

Nevertheless, the suitability of Cerrado for soybeans (88.4%) and sugarcane (68.7%) turned this region the area of faster agribusiness expansion in the last decades (Strassburg et al. 2017). A “business-as-usual” scenario, with agriculture expansion following the actual rates, shows projections of 31 – 34% loss of Cerrado vegetation until 2050 (Strassburg et al. 2017). One possible alternative proposed by Strassburg et al. (2017) is the ‘Greener Cerrado’ scenario, which combines agricultural expansion and conservation interests reducing the conversion of natural areas to pastures and crops and increasing the yields of areas already converted (similar to land-sparing goals). However, some current studies found that agriculture continues expanding in area even with the increase of yield (Lapola et al. 2014; Dias et al. 2016), refuting the ‘Greener Cerrado’ alternative.

In this sense, a recurring and current challenge in Brazil is to reconcile agriculture and conservation. To do this, at least partially, the mechanisms proposed by Phalan et al. (2016) can be used: land-use zoning; economic instruments (payments, land taxes, and subsidies); spatially strategic deployment of technology, infrastructure, or agronomic knowledge; standards and certification. For instance, protected areas creation has been recommended by the 10th Convention on Biological Diversity as conservation target (17% of the terrestrial area in protected areas is ideal to conservation) for all nations to achieve until 2020 (CDB 2012). In addition, The PPCerrado (Plan for Prevention and Control of Deforestation in the Cerrado) targets have been involved to maintain the lower deforestation rates and to increase the PAs area to 17% until 2020 (MMA 2018). Our study showed that Brazilian Cerrado has 11.7% considering all categories of delimited protected areas, which is close to the target considering only this biome level. Our results diverge strongly from other papers (Soares-Filho et al. 2014; Françaço et al. 2015; Oliveira et al. 2017; Strassburg et al. 2017; Vieira et al. 2018) and are unique because we included protected areas in all levels of political administration (municipalities, states and federal levels), and also we include indigenous lands. From PAs protection levels, strictly PAs and indigenous lands are recognized as really effective in conservation and deforestation avoidance, while multiple-use areas have questionable effects (Carranza et al. 2014; Françaço et al. 2015). Nevertheless, when multiple-use PAs surrounding strictly protected areas (Carranza et al. 2014), their effects are inarguable. In this condition, we found 25 strictly PAs buffered by sustainable use PAs.

In a such context, we recommend the conservation of current habitat cover as a good proactive strategy for Cerrado, being of better cost-benefit (Vieira et al. 2018). Proactive conservation management aims are still

the best solution for entire biome which high costs of restoration recently were estimated in US\$ 1,000–5,000 ha⁻¹ (Bernasconi et al. 2016; Vieira et al. 2018), whereas the reactive strategies demand higher investments and social costs (Antongiovanni et al. 2018). Therefore, land use, as well as quantitative analysis of the spatial patterns, can be considered efficient tools to clarify aspects about the vulnerability of interest region and to be applied to decision-making for stakeholders (governments, financial agents, NGOs and individuals).

5. Conclusions

In this study, we estimated fragmentation patterns of the Cerrado biome analyzing the spatial arrangement and structural configuration of the landscape. Based on this we suggested that for the northeastern region and Mato Grosso State, the land-sparing conservation strategy should be the best option. On the other hand land-sharing strategy seem the most viable strategy for midwestern part and southeastern regions.

We demonstrated that there is more than a half of Cerrado still covered by savannas, forests and grasslands with a high degree of connectivity. The current situation is favorable for animals capable of crossing 300 m gaps between habitat patches in savannas and forests wherein 92.7% of these areas are functionally connected. These habitat clumps can provide resources, refuge and survival conditions for wildlife (Awade and Metzger 2008). Lower functional distance like 100 m (lower dispersal ability) are mostly found in the largest clumps of the MATOPIBA region and Mato Grosso State, indicating the importance of this region for conservation of anthropogenic matrix averse fauna. Following the lands-sparing assumption, these areas as well as other here exposed deserve attention from stakeholders either to define priority areas for conservation (Ribeiro et al. 2009; Antongiovanni et al. 2018) or to contribute to decision-making related to climate change and ecosystem services provision (Turner et al. 2013; Duarte et al. 2018). Thus, conserving the existing habitat amount is the best proactive strategy for Cerrado in MATOPIBA and Mato Grosso State. In contrast, in midwestern part and southeastern regions, there are fewer protected areas and more suitable areas for integration between agriculture land and wildlife-friendly habitats which can be implemented through restoration actions.

Furthermore, pressures from agriculture expansion, especially from soybean and sugarcane, have been established a current and future challenge to reconcile agriculture and conservation aiming ecological and economical sustainably. This premise strengthens with studies proving that are not necessary to convert natural areas into crop and pastures in Brazil for production yield increase, specially in MATOPIBA (Strassburg et al. 2014, 2017). In this case, considering the ambitions for grain production growth, conflicts between landowners and local communities can demand reactive actions and strategies, even though proactive ones are still the best cost-benefit path to follow sustainable development. Therefore, it is expected that results from this quantitative analysis of the fragmentation patterns of Cerrado should be applied as a proactive strategy with the purpose of clarifying aspects about the vulnerability of the entire biome and also could be applied to decision-making.

6. Acknowledgments

This study was financed in part by the Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Finance Code 32004010017P3. The Plant Ecology Lab thanks to CNPq for suport.

7. References

- Andr n H (1994) Effects of Habitat Fragmentation on Birds and Mammals in Landscapes with Different Proportions of Suitable Habitat: A Review. *Oikos* 71:355. doi: 10.2307/3545823
- Antongiovanni M, Venticinque EM, Fonseca CR (2018) Fragmentation patterns of the Caatinga drylands. *Landsc Ecol* 33:1353–1367. doi: 10.1007/s10980-018-0672-6
- Armenteras D, Murcia U, González TM, et al (2019) Scenarios of land use and land cover change for NW Amazonia: Impact on forest intactness. *Glob Ecol Conserv* 17:. doi: S2351989418304876
- Awade M, Metzger JP (2008) Using gap-crossing capacity to evaluate functional connectivity of two Atlantic rainforest birds and their response to fragmentation. *Austral Ecol*. doi: 10.1111/j.1442-9993.2008.01857.x
- Balmford A, Green RE, Phalan B, et al (2018) Carbon Storage and Land-Use Strategies in Agricultural Landscapes across Three Continents. *Curr Biol* 28:2500–2505.e4. doi: 10.1016/j.cub.2018.05.087
- Barreto L, Ribeiro MC, Veldkamp A, et al (2010) Exploring effective conservation networks based on multi-scale planning unit analysis. A case study of the Balsas sub-basin, Maranhão State, Brazil. *Ecol Indic* 10:1055–1063. doi: 10.1016/j.ecolind.2010.03.001
- Benchimol M, Mariano-Neto E, Faria D, et al (2017) Translating plant community responses to habitat loss into conservation practices: Forest cover matters. *Biol Conserv* 209:499–507. doi: 10.1016/j.biocon.2017.03.024
- Bernasconi P, Blumentrath S, Barton DN, et al (2016) Constraining forest certificate’s market to improve cost-effectiveness of biodiversity conservation in São Paulo State, Brazil. *PLoS One* 11:1–18. doi: 10.1371/journal.pone.0164850
- Butsic V, Kuemmerle T (2015) Using optimization methods to align food production and biodiversity conservation beyond land sharing and land sparing. *Ecol Appl* 25:589–595. doi: 10.1890/14-1927.1
- Carranza T, Balmford A, Kapos V, Manica A (2014) Protected area effectiveness in reducing conversion in a rapidly vanishing ecosystem: The Brazilian Cerrado. *Conserv Lett* 7:216–223. doi: 10.1111/conl.12049
- Carvalho FM V, De Marco P, Ferreira LG (2009) The Cerrado into-pieces: Habitat fragmentation as a function of landscape use in the savannas of central Brazil. *Biol Conserv* 142:1392–1403. doi: 10.1016/j.biocon.2009.01.031
- Cava MGB, Pilon NAL, Ribeiro MC, Durigan G (2017) Abandoned pastures cannot spontaneously recover the attributes of old-growth savannas. *J Appl Ecol* 55:1164–1172. doi: 10.1111/1365-2664.13046
- CDB C on BD (2012) Aichi Biodiversity Target -Target 11 - Technical Rationale extended. <https://www.cbd.int/sp/targets/rationale/target-11/default.shtml>. Accessed 16 Jan 2019
- Desmet PG (2018) Using landscape fragmentation thresholds to determine ecological process targets in systematic conservation plans. *Biol Conserv* 221:257–260. doi: 10.1016/j.biocon.2018.03.025
- Dias LCP, Pimenta FM, Santos AB, et al (2016) Patterns of land use, extensification, and intensification of Brazilian agriculture. *Glob Chang Biol* 22:2887–2903. doi: 10.1111/gcb.13314
- Duarte GT, Santos PM, Cornelissen TG, et al (2018) The effects of landscape patterns on ecosystem services: meta-analyses of landscape services. *Landsc Ecol* 33:1247–1257. doi: 10.1007/s10980-018-0673-5
- Egan JF, Mortensen DA (2015) A comparison of land-sharing and land- sparing strategies for plant richness conservation in agricultural landscapes. *Ecol Appl* 22:459–471. doi: 10.2307/41416775
- Fahrig L (2013) Rethinking patch size and isolation effects: The habitat amount hypothesis. *J Biogeogr*. doi: 10.1111/jbi.12130

- Fahrig L (2017) Ecological Responses to Habitat Fragmentation Per Se. *Annu Rev Ecol Evol Syst*. doi: 10.1146/annurev-ecolsys-110316-022612
- Fahrig L, Fahrig L, Arroyo-rodríguez V, et al (2019) Is habitat fragmentation bad for biodiversity? Is habitat fragmentation bad for biodiversity? *Biol Conserv* 230:179–186. doi: 10.1016/j.biocon.2018.12.026
- Fischer J, Abson DJ, Butsic V, et al (2013) Land Sparing Versus Land Sharing: Moving Forward. *Conserv Lett* 7:149–157. doi: 10.1111/conl.12084
- Françoso RD, Brandão R, Nogueira CC, et al (2015) Habitat loss and the effectiveness of protected areas in the Cerrado Biodiversity Hotspot *Natureza & Conservação* Habitat loss and the effectiveness of protected areas in the Cerrado Biodiversity Hotspot. *Nat e Conserv* 3:35–40. doi: 10.1016/j.ncon.2015.04.001
- Gilroy JJ, Edwards FA, Medina Uribe CA, et al (2014) EDITOR'S CHOICE: Surrounding habitats mediate the trade-off between land-sharing and land-sparing agriculture in the tropics. *J Appl Ecol* 51:1337–1346. doi: 10.1111/1365-2664.12284
- GRASS Development Team (2017) Geographic Resources Analysis Support System (GRASS) Software, Version 7.2.
- Green RE (2005) Farming and the Fate of Wild Nature. *Science* (80-) 307:550–555. doi: 10.1126/science.1106049
- Klink CA, Moreira AG (2002) 5. Past and Current Human Occupation, and Land Use. In: Oliveira P, Marquis R (eds) *The Cerrados of Brazil*. Columbia University Press, New York Chichester, West Sussex, pp 69–88
- Kuhlmann M, Ribeiro JF (2016) Fruits and frugivores of the Brazilian Cerrado: ecological and phylogenetic considerations. *Acta Bot Brasilica* 30:495–507. doi: 10.1590/0102-33062016abb0192
- Lapola DM, Martinelli LA, Peres CA, et al (2014) Pervasive transition of the Brazilian land-use system. *Nat Clim Chang* 4:27–35. doi: 10.1038/nclimate2056
- Lyra-Jorge MC, Ribeiro MC, Ciocheti G, et al (2010) Influence of multi-scale landscape structure on the occurrence of carnivorous mammals in a human-modified savanna, Brazil. *Eur J Wildl Res* 56:359–368. doi: 10.1007/s10344-009-0324-x
- MAPBIOMAS (2017) Algorithm Theoretical Base Document & Results. MapBiomias Gen “Handbook.” doi: 10.1016/j.ceca.2006.04.010
- 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. doi: 10.1016/j.biocon.2008.06.008
- Mendes P, With KA, Signorelli L, De Marco P (2017) The relative importance of local versus landscape variables on site occupancy in bats of the Brazilian Cerrado. *Landsc Ecol* 32:745–762. doi: 10.1007/s10980-016-0483-6
- Mendonça AH, Russo C, Melo ACG, Durigan G (2015) Edge effects in savanna fragments: a case study in the cerrado. *Plant Ecol Divers* 8:493–503. doi: 10.1080/17550874.2015.1014068
- Metzger JP, Martensen AC, Dixo M, et al (2009) Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. *Biol Conserv*. doi: 10.1016/j.biocon.2009.01.033
- MMA (2018) Balanço de execução 2018 PPCDAm e PPCerrado 2016–2020. Brasília, DF
- Mortensen DA (2015) A comparison of land-sharing and land-sparing strategies for plant richness conservation in agricultural landscapes A comparison of land-sharing and land-sparing strategies for plant richness conservation in agricultural landscapes. 22:459–471. doi: 10.2307/41416775
- Niebuhr BBS, Martello F, Ribeiro JW, et al Landscape Metrics (LSMetrics): a spatially explicit tool for calculating connectivity and other ecologically-scaled landscape metrics. Prep
- Oliveira U, Soares-Filho BS, Paglia AP, et al (2017) Biodiversity conservation gaps in the Brazilian protected

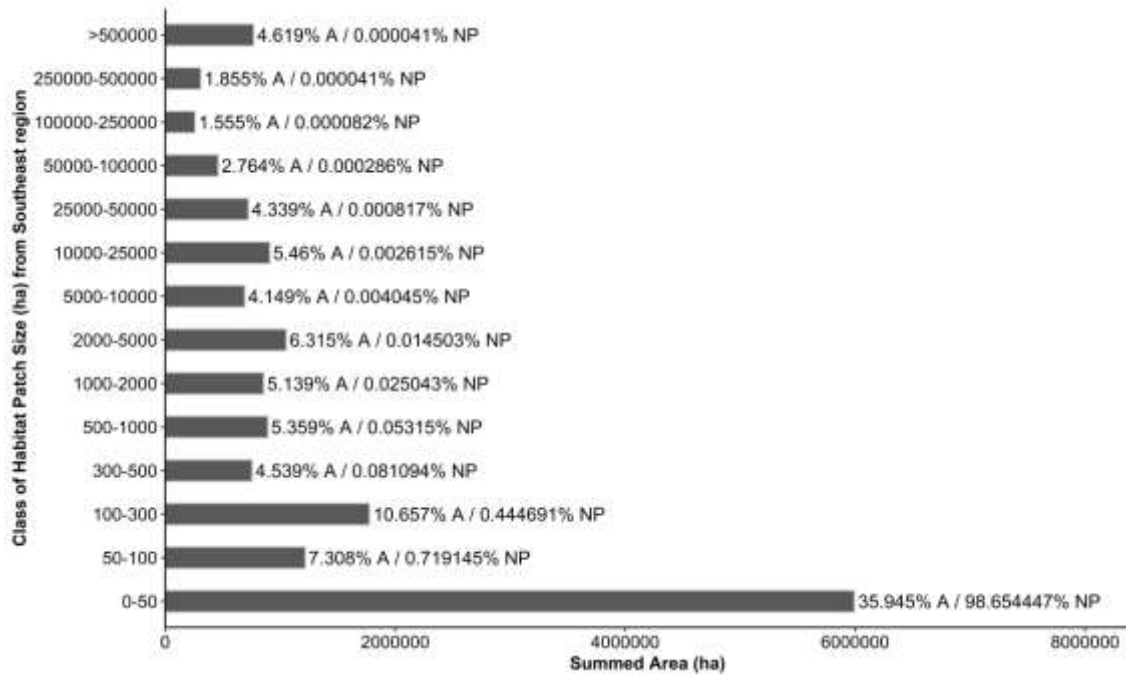
- areas. *Sci Rep* 7:1–9. doi: 10.1038/s41598-017-08707-2
- Pardini R, Nichols E, Puttkerl T (2017) *Biodiversity Response to Habitat Loss and Fragmentation*. Elsevier Inc., pp 283–288
- Paul C, Knoke T (2015) Between land sharing and land sparing – what role remains for forest management and conservation? *Int For Rev* 17:210–230. doi: 10.1505/146554815815500624
- Pellizzaro KF, Cordeiro AOO, Alves M, et al (2017) “Cerrado” restoration by direct seeding: field establishment and initial growth of 75 trees, shrubs and grass species. *Rev Bras Bot* 40:681–693. doi: 10.1007/s40415-017-0371-6
- Perz SG, Caldas M, Walker R, et al (2008) Road Networks and Forest Fragmentation in the Amazon: Explanations for Local Differences with Implications for Conservation and Development. *J Lat Am Geogr* 7:85–104. doi: 10.1353/lag.0.0004
- Phalan B (2018) What have we learned from the land sparing-sharing model? *Sustain* 10:1–24. doi: 10.3390/su10061760
- Phalan B, Green RE, Dicks L V, et al (2016) How can higher-yield farming help to spare nature? *Science* (80-) 351:450–451. doi: 10.1126/science.aad0055
- Phalan B, Onial M, Balmford A, Green RE (2011) Reconciling food production and biodiversity conservation: Land sharing and land sparing compared. *Science* (80-) 333:1289–1291. doi: 10.1126/science.1208742
- Phillips HRP, Halley JM, Urbina-cardona JN, Purvis A (2018) The effect of fragment area on site-level biodiversity. 1220–1231. doi: 10.1111/ecog.02956
- Pilon NAL, Buisson E, Durigan G (2018) Restoring Brazilian savanna ground layer vegetation by topsoil and hay transfer. *Restor Ecol* 26:73–81. doi: 10.1111/rec.12534
- Pompeu J, Soler L, Ometto J (2018) Modelling Land Sharing and Land Sparing Relationship with Rural Population in the Cerrado. *Land* 7:1–19. doi: 10.3390/land7030088
- Prist PR, Michalski F, Metzger JP (2012) How deforestation pattern in the Amazon influences vertebrate richness and community composition. *Landsc Ecol* 27:799–812. doi: 10.1007/s10980-012-9729-0
- QGIS Development Team (2017) *QGIS Geographic Information System*.
- R Core Team (2016) *R: A language and environment for statistical computing* [Computer software manual]
- Ramankutty N, Rhemtulla J (2013) Land sparing or land sharing: context dependent. *Front Ecol Environ* 11:178–178. doi: 10.1890/13.WB.009
- Ribeiro JF, Walter BMT (2008) As principais fitofisionomias do bioma Cerrado. *Cerrado Ecol. e flora* 152–212
- Ribeiro MC, Metzger JP, Martensen AC, et al (2009) The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biol Conserv* 142:1141–1153. doi: 10.1016/j.biocon.2009.02.021
- Rocha EC, Brito D, Silva PM e, et al (2018) Effects of habitat fragmentation on the persistence of medium and large mammal species in the Brazilian Savanna of Goiás State. *Biota Neotrop* 18:. doi: 10.1590/1676-0611-bn-2017-0483
- Schnell JK, Harris GM, Pimm SL, Russell GJ (2013) Quantitative Analysis of Forest Fragmentation in the Atlantic Forest Reveals More Threatened Bird Species than the Current Red List. *PLoS One* 8:e65357. doi: 10.1371/journal.pone.0065357
- Senna MLGS, Dutra VC, Aquino AR (2015) Methodologies for Management of Sustainable Tourism : A Case Study in Jalapão / Tocantins / Brazil. *Int Sch Sci Res Inov* 9:2268–2272
- Silvano D, Segalla M (2005) Conservation of Brazilian Amphibians. *Conserv Biol* 19:653–658. doi: https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00681.x

- Soares-Filho B, Rajão R, Macedo M, et al (2014) Cracking Brazil ' s Forest Code. *Science* (80-) 344:363–364. doi: 10.1126/science.124663
- Strassburg BBN, Brooks T, Feltran-Barbieri R, et al (2017) Moment of truth for the Cerrado hotspot. *Nat Ecol Evol* 1:. doi: 10.1038/s41559-017-0099
- 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 Chang* 28:84–97. doi: 10.1016/j.gloenvcha.2014.06.001
- Tscharntke T, Clough Y, Wanger TC, et al (2012) Global food security, biodiversity conservation and the future of agricultural intensification. *Biol Conserv* 151:53–59. doi: 10.1016/j.biocon.2012.01.068
- Turner MG, Donato DC, Romme WH (2013) Consequences of spatial heterogeneity for ecosystem services in changing forest landscapes: Priorities for future research. *Landsc Ecol* 28:1081–1097. doi: 10.1007/s10980-012-9741-4
- Urban D, Keitt T (2001) Landscape connectivity: A graph-theoretic perspective. *Ecology*. doi: 10.1890/0012-9658(2001)082[1205:LCAGTP]2.0.CO;2
- 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. doi: 10.1111/ddi.12700
- von Wehrden H, Abson DJ, Beckmann M, et al (2014) Realigning the land-sharing/land-sparing debate to match conservation needs: Considering diversity scales and land-use history. *Landsc Ecol* 29:941–948. doi: 10.1007/s10980-014-0038-7
- Williams DR, Alvarado F, Green RE, et al (2017) Land-use strategies to balance livestock production, biodiversity conservation and carbon storage in Yucatán, Mexico. *Glob Chang Biol* 23:5260–5272. doi: 10.1111/gcb.13791
- Williams DR, Phalan B, Feniuk C, et al (2018) Carbon Storage and Land-Use Strategies in Agricultural Landscapes across Three Continents. *Curr Biol* 28:2500–2505.e1–e4. doi: 10.1016/j.cub.2018.05.087
- Zimbres B, Furtado MM, Jácomo ATA, et al (2013) The impact of habitat fragmentation on the ecology of xenarthrans (Mammalia) in the Brazilian Cerrado. *Landsc Ecol* 28:259–269. doi: 10.1007/s10980-012-9832-2

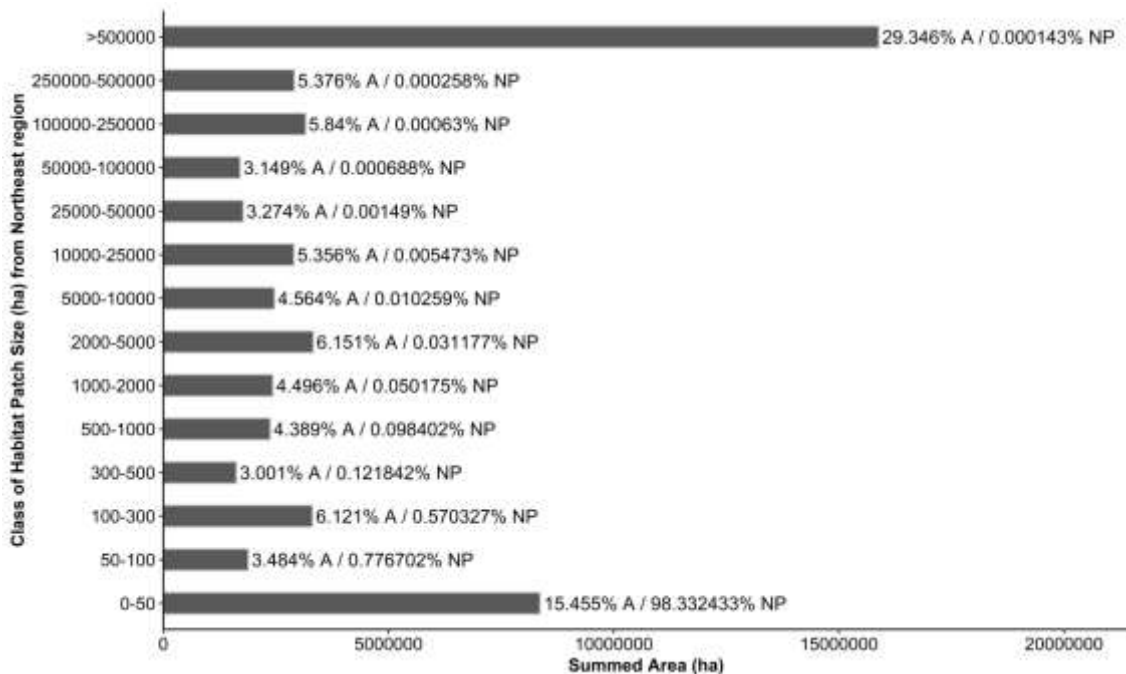
2.1 Electronic Supplementary Material

ESM _1. Number of patches and their total area (ha) for each size class (ha). Percentage values in relation to summed area and number of patches. The estimative was made for each habitat class and for entire Cerrado.

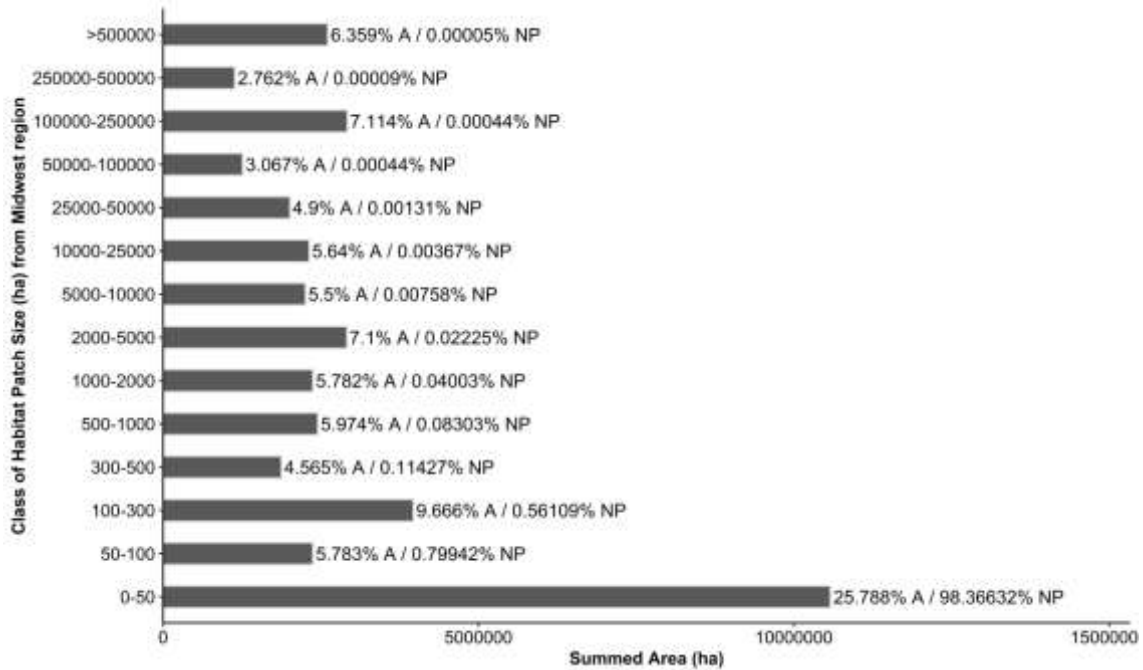
Fragment size class (ha)	Cerrado				Forest				Savanna				Grassland			
	Summed Area (ha)	Summed Area (%)	Number of patches	Number of patches (%)	Summed Area (ha)	Summed Area (%)	Number of patches	Number of patches (%)	Summed Area (ha)	Summed Area (%)	Number of patches	Number of patches (%)	Summed Area (ha)	Summed Area (%)	Number of patches	Number of patches (%)
0 - 50	24925875	22.28	10046530	98.4244	8778652	23.68	2862733	97.7083	10252297	19.74	4449525	98.6288	5894925.8	25.79	2734272	98.8495
50 - 100	5472496	4.89	78830	0.7723	2301960	6.21	33129	1.1307	2073581	3.99	29852	0.6617	1096954.7	4.80	15849	0.573
100 - 300	9042622	8.08	54704	0.5359	3815132	10.29	23098	0.7884	3476669	6.69	21002	0.4655	1750821	7.66	10604	0.3834
300 - 500	4247744	3.80	11106	0.1088	1748906	4.72	4583	0.1564	1667739	3.21	4349	0.0964	831099	3.64	2174	0.0786
500 - 1000	5724683	5.12	8292	0.0812	2307776	6.22	3353	0.1144	2284985	4.40	3299	0.0731	1131922.7	4.95	1640	0.0593
1,000 – 2,000	5666474	5.06	4078	0.04	2213795	5.97	1596	0.0545	2341535	4.51	1685	0.0373	1111144.3	4.86	797	0.0288
2,000 – 5,000	7278417	6.51	2387	0.0234	2680721	7.23	891	0.0304	3135352	6.04	1017	0.0225	1462344	6.40	479	0.0173
5,000 – 10,000	5398179	4.83	777	0.0076	1898210	5.12	273	0.0093	2467737	4.75	357	0.0079	1032233	4.52	147	0.0053
10,000 – 25,000	6135768	5.48	412	0.004	2037706	5.50	143	0.0049	2799090	5.39	183	0.0041	1298971.7	5.68	86	0.0031
25,000 – 50,000	4452758	3.98	126	0.0012	1690471	4.56	48	0.0016	2076989	4.00	58	0.0013	685298.5	3.00	20	0.0007
50,000 – 100,000	3485447	3.12	50	0.0005	1013759	2.73	14	0.0005	1804181	3.47	27	0.0006	667507.4	2.92	9	0.0003
100,000 – 250,000	6363770	5.69	43	0.0004	1293029	3.49	8	0.0003	3154073	6.07	22	0.0005	1916668.7	8.39	13	0.0005
250,000 – 500,000	4352367	3.89	14	0.0001	1394464	3.76	5	0.0002	1600339	3.08	5	0.0001	1357564	5.94	4	0.0001
> 500,000	19340517	17.29	8	0.0001	3904798	10.53	2	0.0001	12815870	24.67	4	0.0001	2619848.7	11.46	2	0.0001
Total	111887117	100	10207357	100	37079379	100	2929876	100	51950437.0	100	4511385	100	22857303.5	100	2766096	100



ESM_2. Distribution of the Cerrado southeastern and its remaining habitat (forests, savannas and grasslands) in different fragments size classes. The bars correspond to the total area of each class. The “%A” represents the percentage of total area and, “%NP” the percentage of number of patches.



ESM_3. Distribution of the Cerrado northeastern and its remaining habitat (forests, savannas and grasslands) in different fragments size classes. The bars correspond to the total area of each class. The “%A” represents the percentage of total area and, “%NP” the percentage of number of patches.



ESM_4. Distribution of the Cerrado midwestern and its remaining habitat (forests, savannas and grasslands) in different fragments size classes. The bars correspond to the total area of each class. The “%A” represents the percentage of total area and, “%NP” the percentage of number of patches.

ESM_5. According to each gap-crossing capacity, there is number of clusters, mean cluster size (ha), and largest cluster (ha). A cluster and clump are similar, corresponding to a set of patches that are functionally connected. The values in parentheses are the percentage of the largest cluster in relation to the total area of the savanna and forest habitats.

Gap-crossing capacity (m)	Number of clusters	Mean cluster size (ha)	Largest cluster (ha)
0	2,249,605	39.58	44,801,887 (50.3%)
100	331,033	268.94	77,365,125 (86.9%)
200	181,156	491.45	80,813,461 (90.7%)
300	68,915	1291.86	82,531,278 (92.7%)
500	22,596	3,940.00	83,634,044 (93.9%)
1,000	2,697	33,010.12	88,507,788 (99.4%)
1,500	761	116,988.57	88,989,862 (99.95%)
2,000	307	289,994.48	89,016,649 (99.98%)
2,500	121	735,771.11	89,026,854 (99.99%)

ESM_6. According to each gap-crossing capacity, there is number of clusters, mean cluster size (ha), and largest cluster (ha). A cluster and clump are similar, corresponding to a set of fragments that are functionally connected. The values in parentheses are the percentage of the largest cluster in relation to the total area of the forest habitat.

Gap-crossing capacity (m)	Number of clusters	Mean cluster size (ha)	Largest cluster (ha)
0	2,929,876	12.66	2,095,123(5.65%)
100	713,012	52.00	4,261,416 (11.5%)
200	433,053	85.62	13,703,752 (37%)
300	183,140	202.46	25,660,913 (69.2%)
500	65,273	568.06	31,674,798 (85.4%)
1,000	9,742	3806.08	33,952,426 (91.6%)
1,500	2,901	12781.39	34,419,691 (92.8%)
2,000	1,329	27899.79	36,937,268 (99.6%)
2,500	684	54208.81	37,060,393 (100%)

ESM_7. According to each gap-crossing capacity, there is number of clusters, mean cluster size (ha), and largest cluster (ha). A cluster and clump are similar, corresponding to a set of fragments that are functionally connected. The values in parentheses are the percentage of the largest cluster in relation to the total area of the savanna habitat.

Gap-crossing capacity (m)	Number of clusters	Mean cluster size (ha)	Largest cluster (ha)
0	4,511,385	11.51	8,876,422 (17.1%)
100	657,695	78.99	34,009,199 (65.4%)
200	386,204	134.51	43,799,449 (84.3%)
300	167,688	309.80	46,465,169 (89.4%)
500	64,712	802.78	47,868,198 (92.1%)
1,000	10,530	4933.47	49,8637,08 (95.9%)
1,500	3,225	16108.36	51,875,514 (99.8%)
2,000	1,436	36176.52	51,909,321 (99.92%)
2,500	788	65925.73	51,932,722(99.96%)

ARTIGO 2 - Assessing the potential risk and impact of naturalized species based on invasiveness

Artigo a ser submetido ao periódico *Biodiversity and Conservation*

Assessing the potential risk and impact of naturalized species based on invasiveness

Rafaela Guimarães Silva¹ (ORCID: 0000-0002-9465-0949), Rafael Dudeque Zenni¹, Vinicius Possato Rosse¹, Laís Souza Bastos¹, Eduardo van den Berg¹

2. Federal University of Lavras, Department of Biology, Lavras/MG – Brazil.
Corresponding Author: Rafaela Guimarães Silva;
Institution: Federal University of Lavras, Department of Biology
Address: Campus Universitário, P.O. Box 3037, CEP 37200-000 - Lavras/MG – Brazil.
Email: mgrafaeguimaraes@yahoo.com.br

Abstract

Although anthropogenic disturbances play an important role in invasibility, the traits of exotic species act as mediators of invasion and determine invasiveness. The impact of exotic species can be evaluated through an association with the invasiveness of these species, whose magnitude and potential severity can aid in decision making regarding the best conservation, restoration, management and control actions. In this sense, our objectives were to (i) evaluate the potential invasion risk of naturalized graminoid species in the Cerrado biome with risk analysis; (ii) understand the magnitude of the impact of these species on protected areas by analysing the relationship between invasiveness, invasion potential and proximity to Strictly Protected Areas, as well as to the biome as a whole; and (iii) identify the main variables that show relative importance for the richness and abundance of these species in the Cerrado, contributing their dissemination. Our results showed that naturalized graminoid species present risks and potential impacts of invasion varying from medium to high for the Cerrado biome. Additionally, these landscapes are vulnerable due to the proximity of protected areas, which act as filters against these species and against anthropogenic agents (human population and road density) that may promote increased richness and populations of these plants. We recommend developing and prioritizing management and control strategies in Strictly Protected Areas and in their surrounding areas to avoid the dispersal and establishment of aggressive species (African grasses) to their interiors, homogenization risks and consequent loss of native biodiversity.

Keywords: graminoids, Cerrado, exotic plant species, protected areas

1. Introduction

Exotic species introductions via the direct or indirect effects of human action cause drastic changes in nature that may result in the extinction of native species (Almeida-Neto et al. 2010) and in changes in the functioning of natural ecosystems (i.e., change in the natural fire regime of the Cerrado) (Zenni 2014; Gorgone-Barbosa et al. 2015). Anthropogenic disturbances facilitate the introduction and dispersal of exotic species propagules and influence landscape composition, fire regimes and landscape fragmentation (Vicente et al. 2010). For example, studies have shown that the main anthropogenic factors affecting the richness and/or abundance of invasive species (increases) in savanna environments are (i) proximity to centres of human habitation (Spear et al. 2013; Zenni 2015), (ii) proximity to roads (Hoffmann et al. 2004; Christen and Matlack 2006; Durigan et al. 2007), (iii) fires of anthropogenic origin (Rossiter et al. 2003; van Wilgen 2009; Pivello et al. 2010), and (iv) human uses (Adhikari et al. 2015; Bellard et al. 2016). All of these factors are concerning when occurring in or

near Protected Areas because they are considered constant threats to the biological integrity of PAs (McDonald et al. 2009; Foxcroft et al. 2011; 2017a; Spear et al. 2013).

Although anthropogenic disturbances play an important role in invasibility, the life forms, strategies and regional origin of invasive species act to mediate invasion and condition the invasiveness of each species (Vicente et al. 2010). The plant life forms most commonly benefited by anthropogenic factors are graminoids and herbs, which present, for example, rapid growth and development rates (Stricker et al. 2015). In general, invasion success is associated with the traits of exotic species (i.e., life forms) and can provide a means to predict their impact (Pyšek et al. 2012; Blackburn et al. 2014). Few studies address the connection between invasiveness and impact, but some have associated these two variables with a similar set of traits/characteristics (Pyšek et al. 2012). Additionally, when species traits/characteristics are obtained based on species invasiveness and, consequently, applied to the species' invasion impact, they can be used in management measures (Pyšek et al. 2012). Thus, by linking aspects of the life history to the abundance and spatial distribution of exotic species, for example, we can obtain information on the current status of these species in a given region and on their invasion potential (Pearson et al. 2016).

Identifying the level/stage of an exotic species in the invasion continuum (introduction–naturalization–invasion), together with an understanding of the magnitude and potential severity of its impact, can help in decision making regarding the best conservation, restoration, management and control actions (Wittenberg and Cock 2001; Zenni 2015). In this sense, the objectives of this study were to (i) evaluate the potential invasion risk of naturalized graminoid species (NGS) in the Cerrado biome with risk analysis; (ii) understand the magnitude of the impact of these species on protected areas by analysing their proximity to Strictly Protected Areas (Unidades de Conservação de Proteção Integral) and to the Cerrado biome as a whole; (iii) to identify the main variables that positively show relative importance for the richness and abundance of NGS in the Cerrado, favouring their dissemination and, consequently, indirectly contributing to invasibility; and (iv) suggest possible solutions for and highlight knowledge gaps on the current scenario of invasion risk and impact in the Cerrado.

2. Materials and methods

2.1. Study area

The area of interest of this study is the Cerrado biome in central Brazil. The Cerrado biome covers 2,036,448 km², between latitudes 2° to 25° S and longitudes 40° to 60° W (Figure 1). This heterogeneous landscape encompasses forest, savanna and grassland formations (Ribeiro and Walter 2008). The present study evaluated the continuous area of the Cerrado biome visible on the Map of Brazilian Biomes, published by the Brazilian Institute of Geography and Statistics (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE, 2004), available at < http://downloads.ibge.gov.br/downloads_geociencias.htm>, and disregarded existing disjunctions. This map was designed for Albers projection with the SIRGAS 2000 datum to ensure accurate and precise calculation of large regions, such as the region under study. The Cerrado area was subdivided into grids of 1° cells (~111.2 km × 111.2 km) (Tripathi et al. 2017), with each cell considered a sampling unit (Fig. 1).

2.2. Biological data

Our study involves naturalized exotic graminoid species, which present self-sustaining population histories in Brazil (Zenni 2015). Thus, becoming invasive when they are able to disperse considerable distances

from the point of introduction in a short time period and reaching high population densities (Zenni 2015). However, not all naturalized species populations follow this pattern, as only a small portion become invasive (Zenni 2015). Among the 223 naturalized exotic species catalogued for the Cerrado biome and presented by Zenni (2015), we selected only the graminoids, belonging to the families Juncaceae, Poaceae and Cyperaceae, for a total of 150 species. Of these families, we evaluated 38 species reported in the literature (Kissmann and Groth 1997; Lorenzi 2000) as plants with invasive potential and that possibly cause economic loss.

We collected occurrence records of the study species throughout Brazil from the SpeciesLink database (Herbário Alexandre Leal Costa (ALCB), Herbário da Universidade Federal de Sergipe (ASE), Herbário da Universidade Federal de Minas Gerais (BHCB), Herbário do Jardim Botânico da Fundação Zoo-Botânica de Belo Horizonte (BHQB), Brazilian Laboratory of Agrost 2017), which compiles data from all Brazilian herbariums. Only occurrence data containing geographic coordinates were considered. Duplicate records were excluded. Next, only the coordinates that occurred within the limits of the Cerrado were selected.

The Federal District presented the highest number of occurrence records, and for this reason, the analyses were conducted with and without the data from this federation unit to avoid overestimations.

2.3. Risk analysis

The risk analysis was carried out based on a protocol adapted for Brazil by the Horus Institute for Conservation and Environmental Development (Instituto Hórus para Conservação e Desenvolvimento Ambiental). Risk analysis is applied as an aid in decision making for exotic species introductions in Brazil and in other countries. For species already introduced, this evaluation supports the definition of management priorities, with the eradication and control of smaller populations being the most viable (Ziller et al. 2019).

The protocol, available in Portuguese (ESM 1), contains 45 questions covering the following aspects: (i) biogeographic history, which includes questions on cultivation/domestication (3 questions), climate (3), and occurrence and invasion records (6); (ii) undesirable species characteristics, considering undesirable attributes (7), habits and potential competition for resources in natural environments (6); (iii) biological and ecological characteristics, considering reproductive mechanisms (8), propagule dispersal mechanisms (8) and persistence attributes (4) (Instituto Hórus 2008). This risk analysis becomes valid when more than 70% of the questions are answered (Zenni and Ziller 2011)

The protocol was answered based on information provided by books by Kissmann and Groth (1997) and Lorenzi (2000), scientific articles and websites (ESM 2). Most of the questions have 'yes' or 'no' answers, and uncertainties should be omitted and therefore not computed. The final score can range from -17 to +49, with added points for invasion potential-related attributes and points subtracted for attributes that reduce invasion potential. Thus, species that accumulate more points, and consequently more risk attributes, are considered potentially invasive (Instituto Hórus 2008). Scoring allowed us to classify the species into the following risk categories (Table 1):

Table 1 Risk analysis scoring and respective potential invasion risks.

Score	Potential risk
-17 – 0	Very low

1 – 8	Low
9 – 20	Medium
21 – 30	High
31 – 49	Very high

Source: Instituto Hórus (2008)

2.4. Proximity of protected areas

Assuming that protected areas act as barriers to exotic plant invasions (Foxcroft et al. 2011), the distances between the occurrence points of NGS and the borders of Strictly Protected Areas (PAs) were calculated. The descriptive statistical analysis of the distances to PAs was performed based on the mean, median and mode. The confidence intervals were estimated by the non-parametric bootstrap method with 10,000 replications and a 95% confidence level (boot function, boot package). We established distances that determine the influence of propagule pressure- and invasive plant dispersal-related environmental factors on protected areas, such as roads and urban centres (Christen and Matlack 2006; McDonald et al. 2009; Spear et al. 2013). For roads, distances of 10 km (see Foxcroft et al. 2011) from the PAs borders were defined, and we determined how many PAs and NGS are influenced by the road network. In the same way for urban centres, we generated a distance of 50 km (see McDonald et al. 2009) from the PAs edges and quantified the PAs and NGS that were present in this radius. Therefore, the closer the PAs are to these environmental sites, the more they are threatened by the introduction–establishment–invasion of these graminoid species (Foxcroft et al. 2017a). For the purpose of graphical representation and to show the proximity of the PAs to the sites with the highest number of occurrence records, we calculated the density of naturalized graminoid plants. We estimated this density by the Kernel function, weighting each record by its respective risk analysis score, which corresponds to the magnitude of the invasion potential.

2.5. Potential impact of NGS invasions on the Cerrado

In this evaluation, the potential impacts of invasion were measured using the occurrence records obtained from SpeciesLink (see Biological Data) (approach similar to that of Kumschick and Nentwig 2010) and the final risk analysis score. Thus, this evaluation involves climatic and environmental preferences, history of introductions and invasion processes, undesirable characteristics, growth forms and reproduction, dispersal and persistence attributes. This approach does not estimate the species cover or biomass at a given site and therefore does not estimate the invasion density but rather estimates the species invasiveness (Marsh et al. 2000; Elgersma and Ehrenfeld 2011; Eviner et al. 2012; Panetta and Gooden 2017).

The number of occurrence records for each species was estimated per UTM grid cell (1°) and multiplied by the risk analysis score, resulting in potential impact of invasion values for each species in each cell. Therefore, the impacts that species have on a given site are summed and considered the maximum potential impact (Kumschick and Nentwig 2010) that species would have if they occurred throughout the Cerrado biome.

Classifying the potential impacts of invasion followed the hierarchy adopted by the risk analysis (very low to very high), and for the UTM grid cells that presented more than 30% of the records of naturalized plants with high or very high potential risks, the highest risk score prevailed. Cells that had only one occurrence record

were also classified according to the risk analysis score, and as the range size (total area occupied per unit - in m²) of the study species is unknown, this was considered an important impact variable (see Parker et al. 1999).

2.6. Environmental variables

To test which factors contribute to the susceptibility to invasion of Cerrado landscapes (Vicente et al. 2010; Spear et al. 2013), the environmental attributes were related to the response variables, such as richness and abundance of graminoid species. The chosen environmental attributes were agriculture (annual and perennial) and pasture cover, road density (Christen and Matlack 2006; Vicente et al. 2014) and human population density (Zenni 2015). Pastures and agricultural areas are the most widespread anthropogenic activities in the Cerrado biome, which yield disturbed environments with favourable conditions for potentially invasive graminoid species. In turn, the presence of infrastructure, such as urban centres and roads, offers preferential routes for the spread of exotic species in a landscape or region (Vicente et al. 2014).

The Cerrado vegetation cover was analysed based on the land use and land cover mapping from the TerraClass Cerrado Project conducted in 2013 and involved six Brazilian public institutions (details at <http://www.dpi.inpe.br/tccerrado/index.php>) (MMA 2015). The classification criteria for natural cover follow Ribeiro and Walter (2008). In this classification, we used forest formations (riparian forest, gallery forest, dry forest and forested savanna (*cerradão*)), savanna formations (dense savanna woodland (*cerrado denso*), cerrado woodland (*cerrado típico*), open cerrado (*cerrado ralo*), palm forest (*palmeiral*) and palm swamps (*veredas*)) and grassland formations (high-altitude grassland (*campo rupestre*), shrubby grassland (*campo sujo*) and open grassland (*campo limpo*)). The savanna and grassland formations were grouped into the Non-Forest Class and the forest formations into the Forest Class. The classes corresponding to anthropogenic land use were silviculture, agriculture (annual and perennial), urban area, mining, occupation mosaics, planted pasture and exposed soil. Under the Water Body designation, we included rivers, lakes and other watercourses on a 1:250,000 scale. According to the Brazilian Ministry of the Environment (MMA 2015), the agreement rate between the mapping and validation of the TerraClass mapping was 80.2%, demonstrating the high reliability of the land use and land cover map of the Cerrado. From this map, the classes used as cover variables were: agriculture and pasture. In addition to cover variables, we used road density (km/km²) (Open Street Map) and the number of inhabitants/km² (2010 census revised by IBGE, see ftp://geoftp.ibge.gov.br/organizacao_do_territorio/malhas_territoriais/malhas_municipais/municipio_2010//>) to assess the anthropogenic impact.

2.7. Data analysis

NGS richness – Using generalized linear models (GLMs), we evaluated which factors contributed most to NGS richness in the Cerrado (Spear et al. 2013). Environmental variables were applied as predictors and NGS richness as the response variable. Because the variables did not have a Spearman correlation greater than 60% (Spear et al. 2013) and Generalized Variance Inflation Factor (VIF) < 5 (Vicente et al. 2014), indicating non multicollinearity, all variables were included in the overall model.

Due to overdispersion, the GLMs were fitted to a negative binomial distribution (Bolker 2007). Those that presented lower AIC_c and ΔAIC_c values less than 2 were chosen as the best models (Burnham and Anderson, 2002). To select models, including the null model (stochastic effects) (Burnham and Anderson 2002;

Vicente et al. 2010), we applied the dredge function of the MuMIn package (Barton 2018) in R Core Team 3.5.1 (<http://cran.r-project.org>). For each model, we also calculated an Akaike weight (w_i) (Burnham and Anderson 2002). Then, we selected the inference models by adopting the 95% confidence criterion, adding all those that fit this criterion until reaching a w_i equal to 0.95. If the selected models were not clearly parsimonious ($w_i < 0.9$), a model average was calculated by applying the model.avg function of the R MuMIn package (Barton 2018). This model function models the mean and determines the relative importance of each predictor variable based on the best models and previously mentioned criteria (Burnham and Anderson 2002). The averaged coefficients of the explanatory variables on NGS richness were evaluated based on the confidence interval and partial standard error as well as the sum of Akaike weights ($\sum w_i$), which shows the relative importance of each predictor variable (Burnham and Anderson 2002).

NGS abundance – To understand how the environmental attributes influence the abundance of invasive species (Jeschke et al. 2014), we used the manyglm function in the mvabund package (Wang et al. 2012). The manyglm function, which replaces analyses such as PERMANOVA, ANOSIM, CCA and RDA, can be applied as an integral part of multivariate analysis, a simple sum of univariate statistics across species (Wang et al. 2012). That is, the abundance of each species is related to a common set of predictor variables that together create a multivariate analysis across the taxa. The p.uni argument allows for univariate species-by-species analysis, where p values are adjusted using a resampling procedure (for further details see Wang et al. 2012), so that community-level and taxon-specific inferences can be made. We ran the same global model applied for species richness for the abundance response variable using the manyglm function applying the maximum likelihood test, with PIT-trap resampling with 999 iterations. The results at the community and taxon level were calculated at a significance level of 95% ($p < 0.05$). P values less than 0.05 determine which taxa contributed the most to the differences between the environmental attributes. Data processing was performed in the R Core Team packages and QGIS software.

3. Results

3.1. Abundance and richness of NGS

We found 1,754 occurrence records of exotic plants within the Cerrado, distributed among 38 species, and the highest values of both parameters were found in the Federal District. There were 537 occurrence records of exotic graminoid species in this region. The ten species that contributed the most to the total occurrences were *Hyparrhenia rufa* (231 occurrences), *Urochloa brizantha* (210), *Melinis minutiflora* (174), *Melinis repens* (146), *Urochloa decumbens* (130), *Digitaria insularis* (126), *Eleusine indica* (111), *Andropogon gayanus* (68), *Digitaria ciliaris* (48) and *Digitaria horizontalis* (48). Except for the species *D. ciliaris* and *D. horizontalis*, which are characterized as weeds and do not have economic importance, all the others are used as fodder, as ornamental plants or for human consumption (Table 2).

Richness varied markedly across the Cerrado, with the maximum number, 28 species, found in a cell in the Federal District (Fig. 1). The maximum number of species dropped to 18 per cell when the Federal District was removed from the analysis. Thus, the richest region has 18 species and 135 occurrence records and is located in the state of Mato Grosso do Sul, a region close to the Brazilian Pantanal.

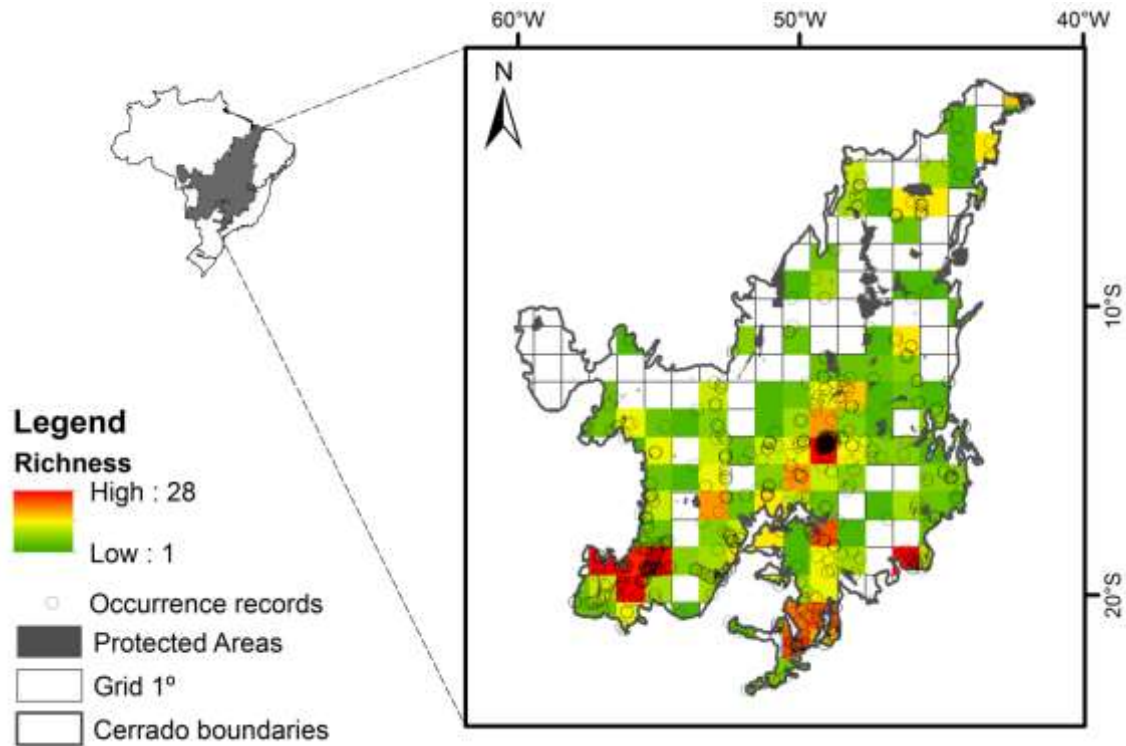


Fig. 1 Map of the Cerrado biome showing the Protected Areas (Integral Protection category), occurrence records of naturalized graminoid species (NGS) and species richness. The 1° grid cells represented by the reddish tones show high NGS richness.

3.2. Risk analysis

Regarding the risk analysis, data were insufficient to define the invasion potential of eight of the 38 species surveyed (in bold, Table 2), as more than 70% of the protocol questions could not be answered. Thus, the number of occurrence records was reduced from 1,754 to 1,567.

The evaluated species presented values between seven and 10 points for biogeographic history and between 10 and 13 points for undesirable characteristics. Biological and ecological characteristics varied between 11 and 17 points, representing more than 30% of the final risk score for each species (Table 2). Many NGS were similar with regard to the following risk analysis questions: natural occurrence or establishment in tropical and subtropical climates in Brazil (22 spp.); records of impact on gardens, improved lots and degraded areas (25), presence in cultivated areas (23) and presence in natural environments (29); palatable and/or non-toxic to animals (27); tolerant to sandy, acidic or low-fertility soils (25); producers of viable and prolific seeds (22); and dispersed by the wind (26) and involuntarily by people, animals, machines, etc. (28). At least 22 of the 30 species fit these categories, corresponding to 73% of those classified as having a potential invasion risk.

To evaluate the contribution of each species to the risk analysis, six species were classified as having a very high invasion risk: *U. decumbens*, *Lolium perenne*, *Sorghum halepense*, *Cyperus esculentus*, *Digitaria sanguinalis*, and *H. rufa*. Similar to other plants of the genus *Digitaria*, *D. sanguinalis* is also recognized as a weed, but all other species are used for cultivation and/or production. Two of the six species mentioned (*U.*

decumbens and *H. rufa*) also presented the highest number of occurrence records in the entire Cerrado. Another 11 species presented a high invasion risk and five a moderate risk (Table 2).

Table 2 List of species and number of questions answered regarding the aspects of risk analysis (biogeographic history, undesirable characteristics and biological and ecological characteristics), total score and final risk classification, economic use and number of occurrence records in the Cerrado biome. The species were ordered alphabetically, and bold indicates that no more than 70% of the risk analysis questions were answered.

Species	Biogeographic features	Unwanted characteristics	Biological and ecological traits	Answered questions	Score	Score classification	Use	Ocurrence records
<i>Andropogon gayanus</i> Kunth	10	13	17	40	13	medium	forage plant	68
<i>Cenchrus ciliaris</i> L.	9	12	11	32	25	high	forage plant	37
<i>Coix lacryma-jobi</i> L.	8	13	11	32	25	high	ornamental e animal nutrition	38
<i>Cynodon nlemfuensis</i> Vanderyst	8	12	13	33	27	high	forage plant	12
<i>Cyperus alternifolius</i> L.	9	12	11	32	26	high	ornamental	7
<i>Cyperus esculentus</i> L.	9	12	14	35	33	very high	human and animal nutrition	25
<i>Dactyloctenium aegyptium</i> (L.) Willd.	8	12	14	34	28	high	forage plant e human nutrition	27
<i>Digitaria bicornis</i> (Lam.) Roem. & Schult.	9	12	5	26	14	medium	weed plant	35
<i>Digitaria ciliaris</i> (Retz.) Koeler	9	13	13	35	24	high	weed plant	48
<i>Digitaria fuscescens</i> (J.Presl) Henrard	8	5	12	25	28	high	forage plant	25
<i>Digitaria horizontalis</i> Willd.	9	6	4	19	12	medium	weed plant	48
<i>Digitaria insularis</i> (L.) Fedde	8	12	13	33	20	medium	forage plant (young plants)	126
<i>Digitaria sanguinalis</i> (L.) Scop.	8	11	16	35	32	very high	weed plant	5
<i>Echinochloa colonum</i> (L.) Link	8	11	16	35	28	high	forage plant e animal nutrition	3

<i>Echinochloa crusgalli</i> / <i>Echinochloa crus-galli</i> (L.) P.Beauv.	7	12	16	35	24	high	forage plant e animal nutrition	12
<i>Echinochloa cruspavonis</i> / <i>Echinochloa crus-pavonis</i> (Kunth) Schult.	7	12	16	35	22	medium	forage plant e animal nutrition	15
<i>Eleusine indica</i> (L.) Gaertn.	7	11	14	32	18	medium	erosion control	111
<i>Eragrostis cilianensis</i> (All.) Vignolo ex Janch.	6	8	8	22	16	medium	weed plant	4
<i>Eragrostis ciliaris</i> (L.) R.Br.	8	10	6	24	15	medium	forage plant	35
<i>Eragrostis pilosa</i> (L.) P.Beauv.	6	10	6	22	16	medium	forage plant	34
<i>Hyparrhenia rufa</i> (Nees) Stapf	8	11	17	36	32	very high	forage plant (young plants)	231
<i>Ischaemum rugosum</i> Salisb.	9	11	17	37	27	high	animal nutrition	5
<i>Lolium perene</i> L.	7	10	15	32	34	very high	erosion control, forage and ornamental plant,	1
<i>Lolium temulentum</i> L.	7	10	17	34	23	high	forage plant (young plants)	2
<i>Melinis minutiflora</i> P.Beauv.	9	11	17	37	30	high	forage plant e erosion control	174
<i>Melinis repens</i> (Willd.) Zizka	7	11	17	35	26	high	forage and ornamental plant	146
<i>Panicum repens</i> L.	7	12	13	32	18	medium	ornamental and forage plant (young plants)	11
<i>Pennisetum purpureum</i> Schumach.	9	13	17	39	26	high	forage plant	26
<i>Poa annua</i> L.	9	13	15	37	30	high	animal nutrition	2
<i>Sorghum halepense</i> (L.)	8	12	16	36	34	very high	forage plant	17

Pers.

<i>Urochloa adspersa</i> (Trin.) R.D.Webster	5	8	8	21	23	high	forage plant	3
<i>Urochloa brizantha</i> (Hochst. ex A. Rich.) R.D.Webster	8	12	14	34	27	high	forage plant	210
<i>Urochloa decumbens</i> (Stapf) R.D.Webster	8	13	17	38	36	very high	forage plant e erosion control	130
<i>Urochloa humidicola</i> (Rendle) Morrone & Zuloaga	8	12	13	33	26	high	animal nutrition	43
<i>Urochloa mutica</i> (Forssk.) T.Q.Nguyen	8	10	14	32	28	high	forage plant	1
<i>Urochloa plantaginea</i> (Link) R.D.Webster	7	13	12	32	23	high	forage plant e animal nutrition	9
<i>Urochloa platyphylla</i> (Munro ex C.Wright) R.D.Webster	9	11	14	34	26	high	forage plant	25
<i>Urochloa reptans</i> (L.) Stapf	7	6	10	23	23	high	animal nutrition	3

3.3. Potential impacts of invasion

The impact assessment revealed that 53% of the analysed cells in the Cerrado (125 of the 238 cells) had moderate (4%), high (38%) or very high (11%) potentials for invasion by naturalized plants (Fig. 2). The impact assessment follows the risk analysis, since the NGS that occur in these landscapes also present a moderate to very high invasion risk. In addition, 29% of the cells in the Cerrado biome have PAs located in areas with potential impacts of invasion.

Of the 116 cells (of 238) containing PAs, 60% had NGS records and were mostly classified as having a high (43%), very high (15%) and moderate (2%) potential impacts of invasion.

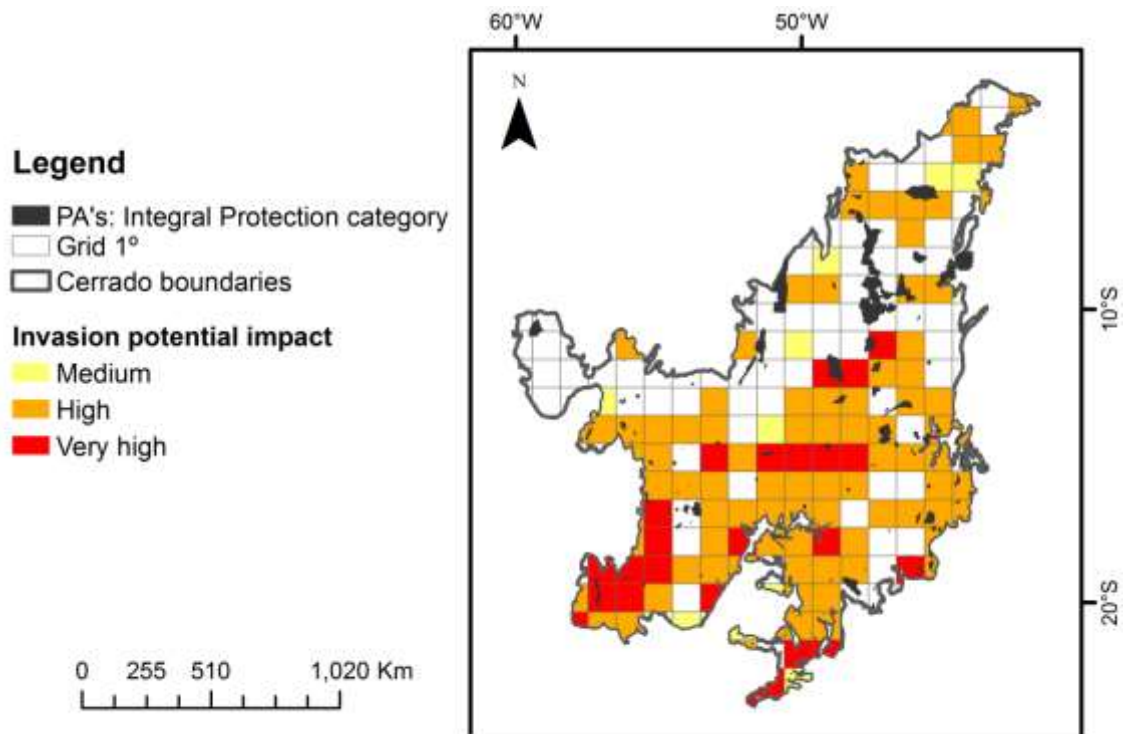


Fig. 2 Spatial representation of the potential impacts of NGS invasion in the Cerrado. The red grid squares represent the potential impacts of very high invasion, followed by the orange squares representing the high potential and the yellow squares indicating the moderate potential.

3.4. Proximity of protected areas

We recorded the occurrence of 36 graminoid plants within seven PAs (Araguaia National Park, Descoberto River Basin National Park, Altamiro de Moura Pacheco State Park, Bodoquena National Park, Brasília National Park, Cavernas do Peruaçu National Park and Serra da Piedade), six of which have a management plan (excluding Serra da Piedade). Brasília National Park had the highest number of records (26), represented by species that presented a high to very high invasion risk: *D. ciliaris*, *H. rufa*, *M. minutiflora*, *M. repens*, *U. brizantha* and *U. decumbens*. Most of the NGS specimens were concentrated at a distance of 4.2 km from the PAs (346 records), and the mean and median distances were 39.33 km (CI = 36.32-42.95 km) and 14.2 km (CI = 14.14-16.51 km), respectively. The density of NGS records and the proximity of the PAs to these invasion hotspots are shown in figure 3.

When the radii of influence of urban centres (50 km) and roads (10 km) were considered, 149 (95%) and 156 (99%) of the 157 PAs, respectively, are directly or indirectly influenced by these sites.. Within the 50-km radius from urban centres, we found 1,476 of the 1,567 (94%) NGS records evaluated in the risk analysis, whereas 692 (44%) NGS records were found within 10 km of roads.

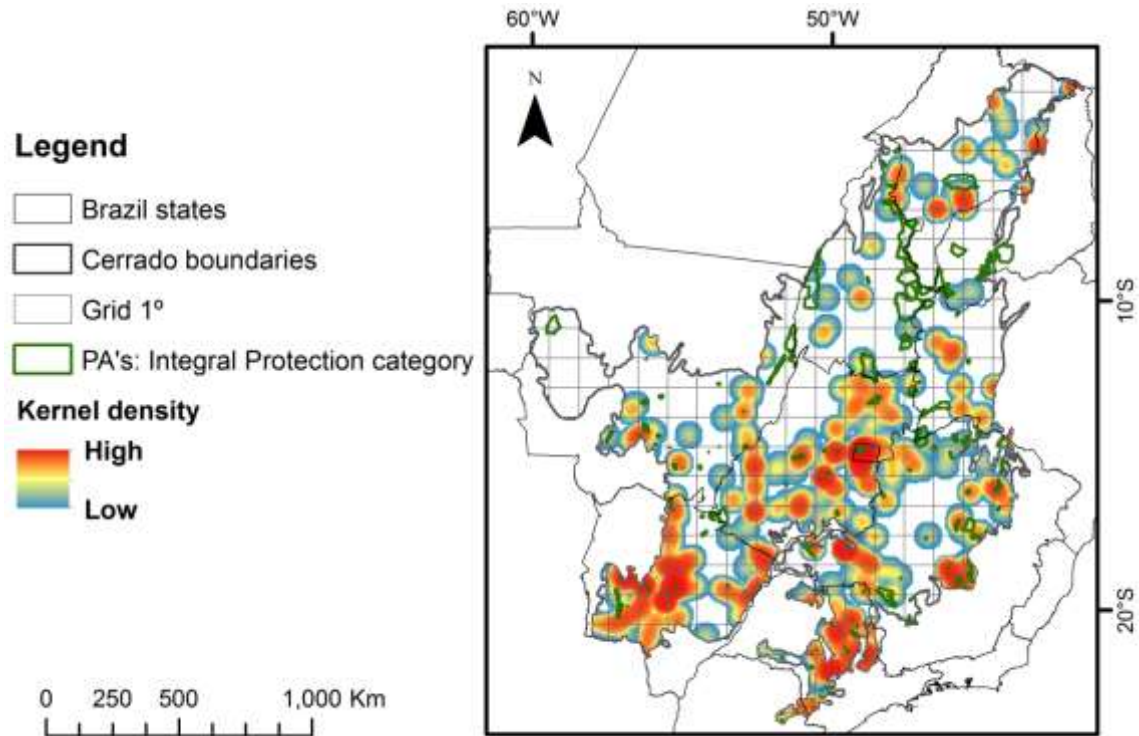


Fig. 3 Map of the Cerrado biome representing the Kernel density and the proximity of the Strictly Protected Areas to the sites with the highest density of naturalized graminoid species.

3.5. Environmental variables

The multi-model selection resulted in six models applied for inference on the environmental attributes in relation to NGS richness ($w_i = 1$). The model with the highest Akaike weight ($w_i = 0.303$), composed of the human population density and road density predictor variables, was considered the best model. These variables showed the relative importance for NGS richness in the Cerrado, mainly human population density ($\Sigma w_i = 1.0$) and road density ($\Sigma w_i = 0.81$). The explanation of the variables of agricultural cover ($\Sigma w_i = 0.51$) and pasture cover ($\Sigma w_i = 0.24$) based on their mean coefficients was uncertain with respect to the response variable (Figure 4). Therefore, these variables are considered to have no importance on NGS richness and, thus, were not included in the best model.

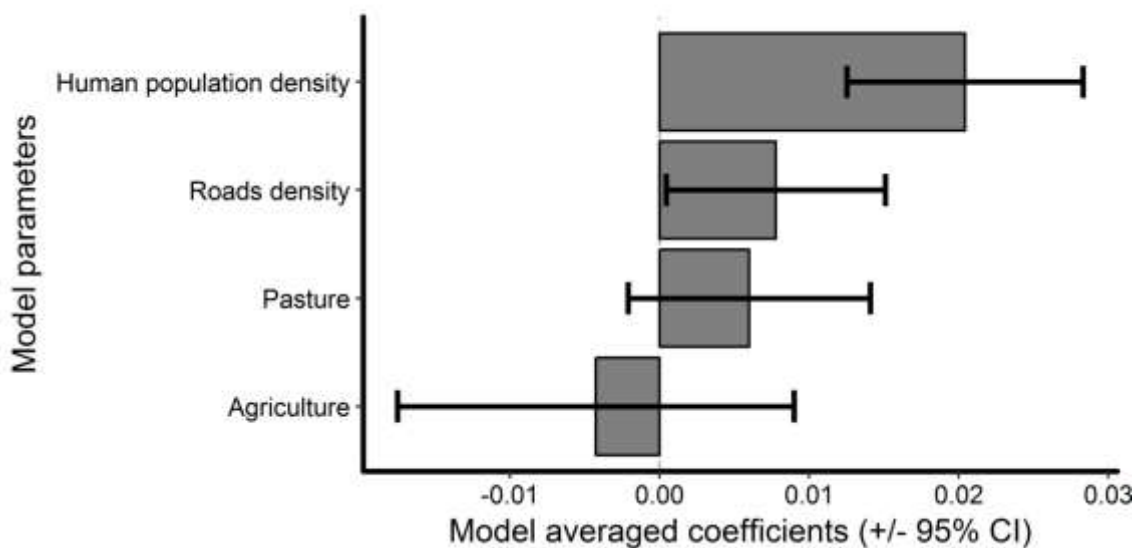


Fig. 4 Average model showing the predictor variables human population density and road density, which best explained NGS richness in the Cerrado. The bars correspond to the parameter coefficients of the average model, composed of the estimated values added to their respective standard errors.

The effect of human population density was a strong indicator/predictor of the richness and abundance of graminoids (explained deviation = 136.24, $p = 0.001$). The univariate analysis of the manyglm function showed that the species that contributed to this significance were *U. brizantha* (explained deviation = 15.334, $p = 0.005$), *U. decumbens* (explained deviation = 13.229, $p = 0.007$) and *D. insularis* (explained deviation = 17.634, $p = 0.001$) ($p < 0.05$). These species are among the seven that presented the highest number of occurrence records in the Cerrado biome and together represent 27% of the total occurrences recorded in the entire Cerrado.

4. Discussion

Our study revealed that half (53%) of the Cerrado biome landscapes are vulnerable to invasion by NGS and that one-third (29%) of the Cerrado encompasses Strictly Protected Areas, considering sources of preservation for Brazilian biodiversity. The finding that 60% of PAs present some degree of NGS invasion points to the severity of the problem. All analysed NGS present a moderate to very high potential risk for invading natural or human-modified areas of the Cerrado biome, as indicated by their biogeographical history and biological and ecological characteristics, including species-specific undesirable traits. Most of these species (73% of the NGS analysed) are cultivated and actively dispersed by humans, with an invasion risk clearly associated with human occupation, whether in the form of urban centres or road construction.

4.1. Understanding the potential risks of NGS invasion

NGS, represented mostly by the Poaceae family, occur throughout the Cerrado (Pivello et al. 1999b; Gorgone-Barbosa et al. 2015). This family has the highest naturalized species richness (Zenni 2015) and non-native invasive species richness in Brazil (23 species) (Zenni and Ziller 2011). The five species of Poaceae considered most abundant in the Cerrado were introduced intentionally as forage (*H. rufa*, *U. brizantha* and *U. decumbens*) or accidentally (*M. minutiflora* and *M. repens*) (Zenni 2014), and their high number of records may be associated with tolerance of anthropogenic disturbances (Zenni 2015), with ecosystem and climatic conditions similar to their continent of origin (Zenni 2014) and, of course, with cultivation-related anthropogenic dispersal. The genus *Digitaria* is represented in this study by three species with abundant occurrence records (*D. insularis*, *D. ciliaris* and *D. horizontalis*), which are characterized as different crop weeds in Brazil and form a so-called ‘dense mattress’ in the soil (Kissmann and Groth 1997). These species, similarly to others surveyed in this study, are accidentally introduced through contamination of planted grass seeds or attached to agricultural machinery and thus are dispersed together with intentionally planted crops, thanks to their numerous propagules and resistance to grazing and trampling (Holm et al. 1977).

We found that many questions in the risk analysis were similarly answered for most NGS and were associated with ecological and biological characteristics common to the Poaceae family (Zenni 2015). These characteristics include anemochory, rapid growth, high production of viable seeds, dispersal ability and tolerance to disturbed environments and environmental variation, contributing to the increase and success of invasiveness (Holm et al. 1977; Kissmann and Groth 1997; Lorenzi 2000; Zenni and Ziller 2011; Zenni 2014, 2015).

The species with a very high potential invasion risk also present allelopathic potential (*C. esculentus*, *D. sanguinalis*, *L. perenne*, *S. halepense* and *U. decumbens*) (Kissmann and Groth 1997) against some crops and resistance to trampling, grazing and fire (e.g., *H. rufa* and *U. decumbens*) (Pivello et al. 1999a). The natural fire regime of the Cerrado has been altered by human action and the presence of African grasses (Durigan et al. 2007; Pivello 2011). Rapid regrowth, buds protected in developed underground organs (i.e., xylopodia and rhizomes) and resistant seeds are characteristics that facilitate the propagation and dispersal of African grasses after fire (Gorgone-Barbosa et al. 2015). In addition, high production of fine biomass (living and dead) is fuel for fire in dry seasons, increasing the intensity and frequency of fires in natural areas, including in protected areas (Pivello et al. 1999a, 2010; Rossi et al. 2014; Sampaio and Schmidt 2014; Barbosa et al. 2016; Foxcroft et al. 2017a).

Potential scenario of Cerrado invasion by NGS

The landscapes that presented high and very high potential impacts of invasion are composed of records of species that had added potential risks, reflecting the current situation of vulnerability to invasion by NGS in the Cerrado biome. The vulnerability of these Cerrado landscapes to biological invasions by NGS is clear, as attested in this study. This scenario may be even worse if other species and taxonomic groups not included in this study are considered. Given this consideration, the scenario of biodiversity loss due to invasions seems particularly serious for this biome (Pivello et al. 1999b). Biological invasion is considered the second largest cause of diversity loss worldwide, preceded only by habitat loss (Rouget et al. 2016). This position is due to biotic homogenization promoted by the dominance of exotic species and the extinction or local reduction of species sensitive to invaders

(Rosenblad and Sax 2017). As a result, among other consequences, ecosystem services are reduced (van Wilgen et al. 2008), which may be aggravated by climatic changes (Dai et al. 2018). Biodiversity loss itself, linked to invasion processes, can result in even more extensive invasive processes, since biodiversity is generally important in ensuring resistance to biological invasions and in maintaining ecosystem resilience, namely, preserving ecosystem functions and services (van Wilgen et al. 2008).

Although habitat type and propagule pressure are determinants of invasibility, the latter is mediated by plant strategies, life forms and origin (invasiveness) (Vicente et al. 2010). Examples of landscapes with high potential invasion impacts that reflect NGS invasiveness are the most NGS-abundant and rich landscapes located in the Federal District and Mato Grosso do Sul. These landscapes also have protected areas in their interiors, elucidating two possible factors arising from the high number of NGS records and NGS richness found in these regions. The first factor possibly results from the local collection efforts of researchers interested in conserving PAs either by monitoring or controlling exotic species populations (Martins et al. 2017). The second possible factor refers to the expansion of agriculture and livestock into natural areas, consequently facilitating exotic species invasions (Strassburg et al. 2014).

The first factor may be associated with the Federal District, where the high number of occurrence records and species richness was mainly due to the efforts of researchers who have been conducting studies in the vicinity of Brasília National Park, Águas Emendadas Ecological Station, Água Limpa Farm (University of Brasília), Contagem Biological Reserve and IBGE Biological Reserve (Hoffmann et al. 2004; Almeida-Neto et al. 2010; Martins et al. 2011, 2017; Rossi et al. 2014). The studies conducted to date are of paramount importance in understanding the invasion dynamics of these aggressive grasses that threaten the biodiversity of protected areas and how these species should be managed (Martins et al. 2017).

The second factor refers to the state of Mato Grosso do Sul, which has the highest NGS abundance and richness after the Federal District and is composed of the Cerrado and Pantanal biomes, where potentially invasive species occur, mainly specimens of the family Poaceae (Zenni 2015). One of the main causes is the expansion of grassland areas into native areas, which has been led by the states of Mato Grosso do Sul, Mato Grosso and Goiás since 1995, whose flat terrain is favoured for establishing agriculture and livestock (Strassburg et al. 2014). The expansion of agro-pastoral activities is also a threat to the diversity of native species present in protected areas (i.e., Bodoquena National Park), whose structure and community is altered by cattle and buffalo (*Bubalus bubalis* Linnaeus, 1758) (Alho et al. 2011). These introduced animals display different grazing strategies that are capable of altering the productivity and survival of herbaceous species, as they select preferred items that include exotic grasses. In addition, these animals compact the soil and serve as invasive seed dispersers (Alho et al. 2011). The presence of invasive plants in the area surrounding Bodoquena National Park threatens native biodiversity, despite the creation of a management plan in 2013 (Oliveira 2014).

Management plans for PAs are essential for decision makers to develop effective strategies for managing invasive and potentially invasive species (Lewis et al. 2017). Management actions in and around protected areas depend on the definition of conservation priorities (McDonald et al. 2009; Spear et al. 2013; Foxcroft et al. 2017a),

and we therefore suggest developing control strategies for NGS in the areas located in landscapes with high and very high potential invasion impacts.

The distances from PAs to most occurrence records are very short, extending less than 50 km, and are thus considered to be of concern. Our data indicate that this distance is related to the proximity to urban centres (McDonald et al. 2009; Bellard et al. 2016), roads (Hoffmann et al. 2004; Christen and Matlack 2006); (Christen and Matlack 2006) and areas of agricultural expansion and intensification (Alho et al. 2011; Sampaio and Schmidt 2014; Martins et al. 2017). The threat to protected areas is complemented by the high number of NGS records present within the 10-km radius of roads and the 50-km radius of urban centres (McDonald et al. 2009; Bellard et al. 2016), since the coverage area of NGS populations is unknown and consequently also neglects the size and extent of their regional impact, which is inherent to each species (Thiele et al. 2010). Data on the extent and range occupied by exotic species and their per capita effect may contribute to the robustness of the results of this study, as proposed by Parker et al. (1999) and Thiele et al. (2010).

By integrating this potential invasion scenario, we have shown that proximity and presence of roads and urban centres to protected areas function as invasion routes by facilitating the connection between contaminated and uncontaminated environments, without barriers to dispersal or to invasive plant establishment, acting as sources and corridors for dispersing exotic species, respectively (Christen and Matlack 2006; Foxcroft et al. 2011; Spear et al. 2013). In our study, we also observed that these variables contribute to NGS richness, since many of these species are intentionally transported due to their economic importance (Bellard et al. 2016) and consequent use as fodder (Christen and Matlack 2006; Spear et al. 2013; Zenni 2014). Likewise, NGS abundance was also driven by human population density, and the most abundant species contributed to this effect, showing that disturbance levels and propagule pressures of these species contribute to the invasion process (González-Moreno et al. 2014).

Assessments of potential and actual impacts can help decision makers review management strategies by identifying the regions of origin, vectors and paths that are more likely to lead to invasions and for which more resources should be allocated for prevention, early detection, eradication and/or control in protected areas (Wittenberg and Cock 2001; Zenni and Ziller 2011; Spear et al. 2013; Zenni 2015; Pearson et al. 2016; Dick et al. 2017). Prevention and early detection are the best management actions, presenting better cost-benefit ratios (Wittenberg and Cock 2001; Foxcroft et al. 2017a).

There are efforts to monitor, control and manage invasive grasses in savannas. For example, actions have been conducted in national parks in South Africa since 1998, which are part of a large programme called the Alien and Invasive Species Regulations of the National Environmental Management: Biodiversity Act (NEM:BA) (Foxcroft et al. 2017b). This effort includes Kruger National Park (KNP), where a management system was developed based on the 'Threshold of Potential Concern' concept (TPC), which consists of stages for monitoring and managing invasive alien species that are triggered depending on the limits of and negative impacts caused by these species and systems (which are variable) on native biodiversity (Foxcroft 2009). Invasion prevention and early detection actions are incipient in Brazil (Barbosa et al. 2016), and there remain knowledge gaps that evidence the great distance between planning and implementing environmental policies (Ganem et al. 2013) to control NGS populations.

The potential risk scenario as well as the potential impacts of invasion of NGS presented in this study may be underestimated, considering that this non-homogeneous sampling of the Cerrado biome included areas with higher collection intensity than others, and, thus, the problem of invasion may be greater than that evidenced. We showed that disturbance levels and human presence and activity are environmental factors that, when interacting with the biological and ecological characteristics of exotic species, define the invasion magnitude and potential (González-Moreno et al. 2014) in different Cerrado landscapes. In particular, human occupation, represented by population density and proximity to roads, was the most important factor. Therefore, defining the invasion potential of NGS, identifying the landscapes most vulnerable to the impacts of these species and understanding which variables may promote increased NGS richness and populations in the Cerrado biome indicate that the economic uses attributed to NGS (very high potential invasion risk) and the introduction processes should be reassessed and monitored, given the long-term damage to biodiversity that may be caused by these species. We recommend developing and prioritizing management and control strategies for PAs and their surrounding areas, to avoid the dispersal and establishment of aggressive species (African grasses) to their interiors, risk of homogenization and consequent loss of native biodiversity. The Cerrado has suffered from a reduction in natural areas, and therefore the creation, management and maintenance of protected areas is the most efficient method of preserving native fauna and flora in the face of biological invasion and biotic homogenization.

5. Acknowledgements

We would like to thank our colleagues at the Laboratory of Conservation Biology and Bioinvasion, Department of Biology, who contributed to the construction of the naturalized Cerrado species database and to the risk analysis. Additionally, we acknowledge the National Council for Scientific and Technological Development (Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq) and the Minas Gerais Research Support Foundation (Fundação de Amparo à Pesquisa de Minas Gerais – FAPEMIG) for supporting the Laboratory of Plant Ecology and the last author.

This study was conducted with the support of FAPEMIG and the Brazilian Federal Agency for Support and Evaluation of Graduate Education (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES), Finance Code 32004010017P3.

6. References

- Adhikari D, Tiwary R, Barik SK (2015) Modelling hotspots for invasive alien plants in India. *PLoS One* 10:7–18. doi: 10.1371/journal.pone.0134665
- Alho CJR, Mamede S, Bitencourt K, Benites M (2011) Introduced species in the Pantanal: implications for conservation. *Brazilian J Biol* 71:321–325. doi: 10.1590/S1519-69842011000200011
- Almeida-Neto M, Prado PI, Kubota U, et al (2010) Invasive grasses and native Asteraceae in the Brazilian Cerrado. *Plant Ecol* 209:109–122. doi: 10.1007/s11258-010-9727-8
- Barbosa EG, Pivello VR, Rissi MN, et al (2016) A importância da consideração de espécies invasoras no manejo integrado do fogo. *Biodiversidade Bras* 6:27–40
- Barton K (2018) Mu-MIn: Multi-model inference. R Package Version 1.42.1. 74

- Beisner BE, Hovius J, Hayward A, et al (2006) Environmental productivity and biodiversity effects on invertebrate community invasibility. *Biol Invasions* 8:655–664. doi: 10.1007/s10530-005-2061-8
- Bellard C, Leroy B, Thuiller W, et al (2016) Major drivers of invasion risks throughout the world. *Ecosphere* 7:1–14. doi: 10.1002/ecs2.1241
- Benjamin Bolker, Bolker BM (2007) *Ecological Models and Data in R*. Ecology 408. doi: 10.1002/joc.1276
- Blackburn TM, Essl F, Evans T, et al (2014) A Unified Classification of Alien Species Based on the Magnitude of their Environmental Impacts. *PLoS Biol* 12:. doi: 10.1371/journal.pbio.1001850
- Burnham KP, Anderson DR (2002) *Model Selection and Multimodel Inference: A Practical Information-Theoretic Approach* (2nd ed)
- Christen D, Matlack G (2006) The role of roadsides in plant invasions: A demographic approach. *Conserv Biol* 20:385–391. doi: 10.1111/j.1523-1739.2006.00315.x
- Dai G, Yang J, Lu S, et al (2018) The potential impact of invasive woody oil plants on protected areas in China under future climate conditions. *Sci Rep* 8:1–8. doi: 10.1038/s41598-018-19477-w
- Dick JTA, Laverty C, Lennon JJ, et al (2017) Invader Relative Impact Potential: a new metric to understand and predict the ecological impacts of existing, emerging and future invasive alien species. *J Appl Ecol* 54:1259–1267. doi: 10.1111/1365-2664.12849
- Durigan G, Siqueira MF de, Franco GADC (2007) Threats to the Cerrado remnants of the state of São Paulo, Brazil. *Sci Agric* 64:355–363. doi: 10.1590/S0103-90162007000400006
- Elgersma KJ, Ehrenfeld JG (2011) Linear and non-linear impacts of a non-native plant invasion on soil microbial community structure and function. *Biol Invasions* 13:757–768. doi: 10.1007/s10530-010-9866-9
- Eviner VT, Garbach K, Baty JH, Hoskinson SA (2012) Measuring the Effects of Invasive Plants on Ecosystem Services: Challenges and Prospects. *Invasive Plant Sci Manag* 5:125–136. doi: 10.1614/IPSM-D-11-00095.1
- Foxcroft L, Jarosik V, Pyšek P, et al (2011) Protected-area boundaries as filters of plant invasions. *Conserv Biol*. doi: 10.1111/j.1523-1739.2010.01617.x
- Foxcroft LC (2009) Developing thresholds of potential concern for invasive alien species: Hypotheses and concepts. *Koedoe* 51:. doi: 10.4102/koedoe.v51i1.157
- Foxcroft LC, Pyšek P, Richardson DM, et al (2017a) Plant invasion science in protected areas: progress and priorities. *Biol Invasions* 19:1353–1378. doi: 10.1007/s10530-016-1367-z
- Foxcroft LC, van Wilgen NJ, Baard JA, Cole NS (2017b) Biological invasions in South African National Parks. *Bothalia* 47:1–12. doi: 10.4102/abc.v47i2.2158
- Ganem RS, Drummond JA, Franco JL de A (2013) Conservation policies and control of habitat fragmentation in the Brazilian Cerrado biome. *Ambient Soc* 16:99–118. doi: 10.1590/S1414-753X2013000300007
- González-Moreno P, Diez JM, Ibáñez I, et al (2014) Plant invasions are context-dependent: Multiscale effects of climate, human activity and habitat. *Divers Distrib* 20:720–731. doi: 10.1111/ddi.12206
- Gorgone-Barbosa E, Pivello VR, Bautista S, et al (2015) How can an invasive grass affect fire behavior in a tropical savanna? A community and individual plant level approach. *Biol Invasions* 17:423–431. doi: 10.1007/s10530-014-0740-z
- Grueber CE, Nakagawa S, Laws RJ, Jamieson IG (2011) Multimodel inference in ecology and evolution: Challenges and solutions. *J Evol Biol* 24:699–711. doi: 10.1111/j.1420-9101.2010.02210.x
- Herbário Alexandre Leal Costa (ALCB), Herbário da Universidade Federal de Sergipe (ASE), Herbário da Universidade Federal de Minas Gerais (BHCB), Herbário do Jardim Botânico da Fundação Zoo-Botânica de Belo Horizonte (BHZB), Brazilian Laboratory of Agrost HC da UF do ESV (VIES) (2017) SpeciesLink. <http://www.splink.org.br>. Accessed 8 Sep 2017
- Hoffmann WA, Lucatelli VMPC, Silva FJ, et al (2004) Impact of the invasive alien grass *Melinis minutiflora* at the savanna-forest ecotone in the Brazilian Cerrado. *Divers Distrib* 10:99–103. doi: 10.1111/j.1366-

9516.2004.00063.x

- Holm L, Plucknett D, Pancho J, Herberger J (1977) The world's worst weeds. Distribution and biology
- Instituto Hórus (2008) Protocolo para análise de risco de invasão por plantas exóticas (adaptado de Pheloung et al., 1999)
- Jeschke JM, Bacher S, Blackburn TM, et al (2014) Defining the impact of non-native species. *Conserv Biol* 28:1188–1194. doi: 10.1111/cobi.12299
- Kissmann KG, Groth D (1997) Plantas infestantes e nocivas. BASF
- Kumschick S, Nentwig W (2010) Some alien birds have as severe an impact as the most effectual alien mammals in Europe. *Biol Conserv* 143:2757–2762. doi: 10.1016/j.biocon.2010.07.023
- Lewis JS, Farnsworth ML, Burdett CL, et al (2017) Biotic and abiotic factors predicting the global distribution and population density of an invasive large mammal. *Sci Rep* 7:1–12. doi: 10.1038/srep44152
- Lorenzi H (2000) Plantas daninhas do Brasil: terrestres, aquáticas, parasitas e tóxicas. Plantarum
- Marsh AS, Arnone JA, Bormann BT, Gordon JC (2000) The role of *Equisetum* in nutrient cycling in an Alaskan shrub wetland. *J Ecol* 88:999–1011. doi: 10.1046/j.1365-2745.2000.00520.x
- Martins CR, Hay JDV, Scaléa M, Malaquias JV (2017) Management techniques for the control of *Melinis minutiflora* P. Beauv. (molasses grass): ten years of research on an invasive grass species in the Brazilian Cerrado. *Acta Bot Brasilica* 31:546–554. doi: 10.1590/0102-33062016abb0433
- Martins CR, Hay JDV, Walter BMT, et al (2011) Impacto da invasão e do manejo do capim-gordura (*Melinis minutiflora*) sobre a riqueza e biomassa da flora nativa do Cerrado sentido restrito. *Rev Bras Botânica* 34:73–90. doi: 10.1590/S0100-84042011000100008
- Mcdonald RI, Forman RTT, Kareiva P, et al (2009) Urban effects, distance, and protected areas in an urbanizing world. *Landsc Urban Plan* 93:63–75. doi: 10.1016/j.landurbplan.2009.06.002
- MMA (2015) Mapeamento do Uso e Cobertura do Cerrado: Projeto TerraClass Cerrado 2013. Mapeamento do Uso e Cober. do Cerrado Proj. TerraClass Cerrado 2013. 67
- Oliveira JGD (Instituto de PJB do R de J (2014) Potencial da gramínea exótica braquiária, *Urochloa decumbens* (Stapf) R. D. Webster (Poaceae), como barreira à regeneração natural no Parque Nacional da Serra da Bodoquena. Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro
- Panetta F, Gooden B (2017) Managing for biodiversity: impact and action thresholds for invasive plants in natural ecosystems. *NeoBiota* 34:53–66. doi: 10.3897/neobiota.34.11821
- Parker, I.M., Simberloff, D., Lonsdale, W.M., Goodell, K., Wonham, M., Kareiva, P.M., Williamson, M.H., Von Holle, B., Moyle, P.B., Byers, J.E., Goldwasser L (1999) Impact: toward a framework for understanding the ecological effects of invaders. *Biol Invasions* 1:3–19. doi: 10.1023/A:1010034312781
- Pearson DE, Ortega YK, Eren Ö, Hierro JL (2016) Quantifying apparent impact and distinguishing impact from invasiveness in multispecies plant invasions. *Ecol Appl* 26:162–173. doi: 10.1890/14-2345.1/supinfo
- Pivello V, Carvalho V, Lopes P (1999a) Abundance and distribution of native and alien grasses in a “Cerrado”(Brazilian Savanna) biological reserve. *Biotropica* 31:71–82. doi: 10.1111/j.1744-7429.1999.tb00117.x
- Pivello VR (2011) The use of fire in the cerrado and Amazonian rainforests of Brazil: Past and present. *Fire Ecol* 7:24–39. doi: 10.4996/fireecology.0701024
- Pivello VR, Oliveras I, Miranda HS, et al (2010) Effect of fires on soil nutrient availability in an open savanna in Central Brazil. *Plant Soil* 337:111–123. doi: 10.1007/s11104-010-0508-x
- Pivello VR, Shida CN, Meirelles ST (1999b) Alien grasses in Brazilian savannas: A threat to the biodiversity. *Biodivers Conserv* 8:1281–1294. doi: 10.1023/A:1008933305857
- Pyšek P, Jarošík V, Hulme PE, et al (2012) A global assessment of invasive plant impacts on resident species, communities and ecosystems: The interaction of impact measures, invading species' traits and environment.

- Glob Chang Biol 18:1725–1737. doi: 10.1111/j.1365-2486.2011.02636.x
- Ribeiro JF, Walter BMT (2008) As principais fitofisionomias do bioma Cerrado. *Cerrado Ecol. e flora* 152–212
- Rosenblad KC, Sax DF (2017) A new framework for investigating biotic homogenization and exploring future trajectories: oceanic island plant and bird assemblages as a case study. *Ecography (Cop)* 40:1040–1049. doi: 10.1111/ecog.02652
- Rossi RD, Martins CR, Viana PL, et al (2014) Impact of invasion by molasses grass (*Melinis minutiflora*P. Beauv.) on native species and on fires in areas of campo-cerrado in Brazil. *Acta Bot Brasilica* 28:631–637. doi: 10.1590/0102-33062014abb3390
- Rossiter NA, Setterfield SA, Douglas MM, Hutley LB (2003) Testing the grass-fire cycle: Alien grass invasion in the tropical savannas of northern Australia. *Divers Distrib* 9:169–176. doi: 10.1046/j.1472-4642.2003.00020.x
- Rouget M, Robertson MP, Wilson JRU, et al (2016) Invasion debt - quantifying future biological invasions. *Divers Distrib* 22:445–456. doi: 10.1111/ddi.12408
- Sampaio AB, Schmidt IB (2014) Espécies exóticas invasoras em unidades de conservação federais do Brasil. *Biodiversidade Bras* 32–49
- Spear D, Foxcroft LC, Bezuidenhout H, McGeoch MA (2013) Human population density explains alien species richness in protected areas. *Biol Conserv* 159:137–147. doi: 10.1016/j.biocon.2012.11.022
- 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 Chang* 28:84–97. doi: 10.1016/j.gloenvcha.2014.06.001
- Stricker KB, Hagan D, Flory SL (2015) Improving methods to evaluate the impacts of plant invasions: lessons from 40 years of research. *AoB Plants* 7:plv028-plv028. doi: 10.1093/aobpla/plv028
- Thiele J, Kollmann J, Markussen B, Otte A (2010) Impact Assessment Revisited: Improving the Theoretical Basis for Management of Invasive Alien Species. *Biol Invasions* 12:2025–2035. doi: 10.1007/s10530-009-9605-2.The
- Tripathi P, Dev Behera M, Roy PS (2017) Optimized grid representation of plant species richness in India-Utility of an existing national database in integrated ecological analysis. *PLoS One* 12:1–13. doi: 10.1371/journal.pone.0173774
- Van Wilgen BW (2009) The evolution of fire management practices in savanna protected areas in South Africa. *S Afr J Sci* 105:343–349. doi: 10.4102/sajs.v105i9/10.107
- van Wilgen BW, Reyers B, Le Maitre DC, et al (2008) A biome-scale assessment of the impact of invasive alien plants on ecosystem services in South Africa. *J Environ Manage* 89:336–349. doi: 10.1016/j.jenvman.2007.06.015
- Vicente J, Alves P, Randin C, et al (2010) What drives invasibility? A multi-model inference test and spatial modelling of alien plant species richness patterns in northern Portugal. *Ecography (Cop)* 33:1081–1092. doi: 10.1111/j.1600-0587.2010.6380.x
- Vicente JR, Pereira HM, Randin CF, et al (2014) Environment and dispersal paths override life strategies and residence time in determining regional patterns of invasion by alien plants. *Perspect Plant Ecol Evol Syst* 16:1–10. doi: 10.1016/j.ppees.2013.10.003
- Wang Y, Naumann U, Wright ST, Warton DI (2012) Mvabund- an R package for model-based analysis of multivariate abundance data. *Methods Ecol Evol* 3:471–474. doi: 10.1111/j.2041-210X.2012.00190.x
- Wittenberg R, Cock MJW (2001) Invasive alien species: a toolkit of best prevention and management practices
- Zenni RD (2014) Analysis of introduction history of invasive plants in Brazil reveals patterns of association between biogeographical origin and reason for introduction. *Austral Ecol* 39:401–407. doi: 10.1111/aec.12097
- Zenni RD (2015) The naturalized flora of Brazil: A step towards identifying future invasive non-native species. *Rodriguesia* 66:1137–1144. doi: 10.1590/2175-7860201566413

Zenni RD, Ziller SR (2011) An overview of invasive plants in Brazil. *Rev Bras Botânica* 34:431–446. doi: 10.1590/S0100-84042011000300016

Ziller SR, de Sá Dechoum M, Dudeque Zenni R (2019) Predicting invasion risk of 16 species of eucalypts using a risk assessment protocol developed for Brazil. *Austral Ecol* 44:28–35. doi: 10.1111/aec.12649

2.2 Electronic Supplementary Material

ESM_1. Risk Analysis protocol for plants in portuguese

Histórico biogeográfico			
A	Cultivo / Domesticação	1.01	O táxon apresenta fortes indícios de domesticação?
		1.02	Há registros de que o táxon esteja se propagando espontaneamente nos locais onde está domesticado?
		1.03	Táxons da espécie estão registrados como plantas daninhas ou pragas?
	Clima	2.01	O táxon ocorre naturalmente ou há registro de que esteja estabelecido em alguma região de clima Equatorial?
		2.02	O táxon ocorre naturalmente ou há registro de que esteja estabelecido em alguma região de clima Tropical (Zona Equatorial, Nordeste Oriental ou Brasil Central)?
		2.03	O táxon ocorre naturalmente ou há registro de que esteja estabelecido em alguma região de clima Temperado ou Subtropical?
	Registros de ocorrência e invasão	3.01	O táxon apresenta histórico de introduções repetidas fora da sua área de distribuição natural?
		3.02	Há registro de que o táxon esteja estabelecido fora da sua área de ocorrência natural historicamente conhecida?
		3.03	Há registro de impactos causados pelo táxon em jardins, benfeitorias ou áreas degradadas?
3.04		Há registro de impactos causados pelo táxon em áreas com atividade agrícola, pecuária, silvicultural ou horticultural?	
3.05		Há registro de que a espécie seja invasora de ambientes naturais em algum lugar do mundo?	
3.06		Outras espécies do mesmo gênero são consideradas invasoras em outras regiões ou estão estabelecidas no Brasil?	
Características indesejadas			
B	Atributos indesejados	4.01	O táxon apresenta espinhos, acúleos ou outra saliência capaz de causar ferimentos ou impedir a passagem de pessoas ou animais?
		4.02	Há evidências de que o táxon produza alterações químicas no solo? (tais como alelopatia, mudança de pH, fixação de nitrogênio, entre outros)
		4.03	É um táxon parasita?
		4.04	É um táxon impalatável para animais de pasto nativos ou introduzidos?
		4.05	É um táxon tóxico para seres humanos ou para animais nativos ou domesticados economicamente importantes?
		4.06	Há registro de que o táxon seja hospedeiro ou vetor de pragas ou patógenos conhecidos que afetem espécies nativas ou de valor?
		4.07	O táxon causa alergias em seres humanos?
Hábito e potencial competição por recursos em ambientes	5.01	Há evidências de que o táxon produz alterações físicas em interações ecológicas? (tais como aumento do risco de ocorrência de incêndios, altera processos erosivos naturais, afeta o sistema hidrológico do solo)	
	5.02	É um táxon tolerante à sombra em alguma fase do ciclo de vida?	

naturais	5.03	O táxon tolera solos arenosos, ácidos ou de baixa fertilidade?	
	5.04	O táxon é uma liana ou tem outra forma de crescimento capaz de suprimir outras plantas?	
	5.05	O táxon forma touceiras densas? (principalmente lenhosas perenes)	
	5.06	O táxon é uma árvore, arbusto lenhoso perene, erva, grama ou geófita? (caso o táxon não pertença a nenhum destes grupos, o campo resposta deve permanecer em branco) responder: " <u>árvore</u> " ou " <u>arbusto</u> " ou " <u>erva</u> " ou " <u>grama</u> " ou " <u>geófita</u> " ou " <u>não</u> "	
Características biológicas e ecológicas			
C	Mecanismos reprodutivos	6.01	Há evidências da presença de fatores bióticos na área de distribuição natural da espécie que reduz sua capacidade reprodutiva?
		6.02	O táxon produz sementes viáveis?
		6.03	Há evidências de que o táxon seja capaz de realizar hibridização interespecífica?
		6.04	Há no país alguma espécie endêmica congênere?
		6.05	O táxon é capaz de realizar autopolinização ou apomixia?
		6.06	O táxon necessita de polinizadores especializados?
		6.07	O táxon se reproduz por fragmentos vegetativos diferentes dos apomíticos ou geofíticos?
		6.08	Qual a duração do período juvenil? [a] até 1 ano; [b] 1-4 anos; [c] mais de 4 anos
Mecanismos de dispersão de propágulos	7.01	Produce propágulos com probabilidade de dispersão involuntária por pessoas, máquinas etc.?	
	7.02	Produce propágulos dispersados intencionalmente ou cultivados por pessoas?	
	7.03	Produce propágulos com probabilidade de dispersão como contaminantes de produtos?	
	7.04	Produce propágulos adaptados para dispersão pelo vento (anemocoria)?	
	7.05	Produce propágulos adaptados para dispersão por água (hidrocoria)?	
	7.06	Produce propágulos dispersados por pássaros (ornitocoria) ou morcegos (quiropterocoria)?	
	7.07	Produce propágulos dispersados por animais (externamente)?	
	7.08	Produce propágulos dispersados por animais que se alimentam dos frutos e as sementes sobrevivem à passagem pelo sistema digestório?	
Atributos de persistência	8.01	O táxon é um produtor de sementes prolífero?	
	8.02	Há evidências de que as sementes do táxon permanecem viáveis no solo por mais de 1 ano?	
	8.03	É possível e fácil encontrar uma forma de controle eficaz com custos razoáveis?	
	8.04	Algum predador natural efetivo do táxon está presente no país?	

ESM_2. All references used to answer the Analysis Risk protocol for species assessed

Barkley TM, Holm L, Pancho J V., et al (1980) A Geographical Atlas of World Weeds. Brittonia. doi: 10.2307/2806777

- CABI CABI. <http://www.cabi.org>. Accessed 20 Jul 2012
- Cook B, Pengelly B, Brown S, et al (2005) Tropical Forages: an interactive selection tool. [CD-ROM], CSIRO, DPI&F(Qld), CIAT and ILRI, Brisbane, Australia. In: CSIRO, DPI&F(Qld), CIAT ILRI. <http://www.tropicalforages.info/>
- Crispim SMA, Branco OD (2002) Aspectos Gerais das Braquiárias e suas Características na Sub- Região da Nhecolândia, Pantanal, MS. Embrapa Pantanal 25
- Filho NAR (2012) Alergia ao pólen de gramíneas: “back to the future.” *Rev bras alerg imunopatol* 35:82–84
- Hoffmann WA, Lucatelli VMPC, Silva FJ, et al (2004) Impact of the invasive alien grass *Melinis minutiflora* at the savanna-forest ecotone in the Brazilian Cerrado. *Divers Distrib*. doi: 10.1111/j.1366-9516.2004.00063.x
- Holm L, Doll J, Holm E, et al (1977a) World Weeds – Natural Histories and Distribution. In: *The World’s Worst Weeds: Distribution and biology*.
- Holm L, Plucknett D, Pancho J, Herberger J (1977b) *The world’s worst weeds. Distribution and biology*
- Lorenzi H (2000) Plantas daninhas do Brasil: terrestres, aquáticas, parasitas e tóxicas. Plantarum
- Service UF Pacific Island Ecosystems at Risk (PIER). www.hear.org/pier/
- Stampe ED, Daehler CC (2003) Mycorrhizal species identity affects plant community structure and invasion: A microcosm study. *Oikos*. doi: 10.1034/j.1600-0706.2003.12006.x
- Stokes CA, MacDonald GE, Adams CR, et al (2011) Seed Biology and Ecology of Natalgrass (*Melinis repens*). *Weed Sci*. doi: 10.1614/WS-D-11-00028.1
- USDA-NRCS (2018) O banco de dados de PLANTAS. In: Natl. Plant Data Center. <http://plants.usda.gov/>. Accessed 11 Feb 2017
- UTAD Douro, Jardim Botânico da Universidade de Trás-os-Montes e Alto D’Ouro. <https://jb.utad.pt/pesquisa>. Accessed 1 Feb 2018
- Williams DG, Baruch Z (2000) African grass invasion in the Americas: Ecosystem consequences and the role of ecophysiology. In: *Biological Invasions*

**ARTIGO 3 - Mudanças de uso e cobertura da terra e a oferta de serviços
ecossistêmicos em Unidades de Conservação: estudo de caso da APA de Pandeiros,
Brasil.**

Artigo a ser traduzido e submetido ao periódico *Environmental Earth Sciences*

Mudanças de uso e cobertura da terra e a oferta de serviços ecossistêmicos em Unidades de Conservação: estudo de caso da APA de Pandeiros, Brazil.

Rafaela Guimarães Silva¹ (ORCID: 0000-0002-9465-0949), Dênis Maciel Caputo¹, Maria das Dôres Magalhães Veloso², Eduardo van den Berg¹

¹ Universidade Federal de Lavras, Departamento de Biologia, Lavras/MG – Brasil

² Universidade Estadual de Montes Claros, Departamento de Biologia Geral, Montes Claros/MG – Brasil

Resumo

Tendo em vista que as Unidades de Conservação protegem a biodiversidade e serviços ecossistêmicos e que para a manutenção de ambas as coisas é fundamental a sustentabilidade dessas áreas, objetivou-se avaliar as mudanças do uso e cobertura da terra e seu impacto nos serviços ecossistêmicos em áreas protegidas de uso sustentável, considerando a Área de Proteção Ambiental de Pandeiros como estudo de caso. A análise das mudanças de uso e cobertura da terra possibilitou avaliar a oferta de serviços ecossistêmicos (regulação, culturais, provisão e suporte) e identificar quais usos contribuíram para o ganho monetário da Unidade Conservação na cronosequência que contempla sua criação. Os resultados mostraram, principalmente, a uma trajetória da conversão de áreas agrícolas para cerrado de 1987 até 1997, um cenário que está relacionado ao histórico de abandono de áreas anteriormente cultivadas (ex.: produção de carvão vegetal nas décadas de 70 e 80 e agricultura) e conseqüente promoção de ganho de serviços ecossistêmicos (suporte, regulação e culturais). Enquanto que no período entre 1997 e 2007, após a criação da unidade de conservação, a conversão de áreas naturais para outros usos antrópicos mostra que houve um pequeno decréscimo de áreas naturais, embora com magnitude muito menor se comparada à situação original em 1987. Mais de 40% da área de estudo era ocupada por oferta de SE de capacidade relevante média a muito alta nos anos de 1987, 1997 e 2007. A magnitude da perda de SE em 2007 é menor quando comparada a 1987, no qual houve decréscimo desses últimos serviços que está intrinsecamente relacionado à diminuição do Cerrado e Mata Ciliar. Nesse sentido, o papel da unidade de conservação, foi de uma possível mitigação de danos potenciais maiores nesse último período de avaliação, tendo em vista que atividades mais impactantes (produção de carvão vegetal) poderiam ter sido retomadas nesse período. No entanto, o aumento das áreas com agricultura e o aumento da ocupação humana em áreas ripárias (veredas e mata ciliar) após a criação da APA aponta para o papel limitado que esse tipo de unidade de conservação tem na contenção de atividades pouco sustentáveis. Por fim, o fortalecimento e a conservação dos serviços ecossistêmicos em áreas naturais (áreas alagadas e de vegetação nativa) levam a uma situação de “ganho-ganho”, com benefícios ecológicos, econômicos e sociais para a unidade de conservação.

Palavras-chave: Uso Sustentável, áreas protegidas, *trade-offs*, multifuncionalidade da paisagem.

1. Introdução

Estratégias vem sendo desenvolvidas a partir das publicações da Avaliação Ecossistêmica do Milênio (MEA-Millennium Ecosystem Assessment 2003) visando a avaliação e valoração dos serviços ecossistêmicos como ferramentas capazes de combater a degradação ambiental e a desigualdade social, sendo recomendadas para construir o planejamento e o manejo da paisagem (de Groot et al. 2010a). É fundamental ter em mente que essa abordagem pode diminuir conflitos entre as partes sociais, melhorar a sustentabilidade da paisagem e facilitar a elaboração de políticas públicas (De Groot 2006; Burkhard et al. 2013). A abordagem de Serviços Ecossistêmicos (SE) pode ser uma estratégia eficaz para áreas protegidas de uso sustentável principalmente por elas estarem localizadas em territórios ocupados com atividades humanas, onde há, frequentemente, conflitos entre conservação e desenvolvimento. O uso dessa abordagem depende do entendimento de como a estrutura, processos e funções ecológicas são influenciadas pela biodiversidade (Fu et al. 2013), que por sua vez

determinam o estoque de capital natural e/ou ativos e afetam o fluxo de bens e serviços para os humanos e seu bem-estar (Wallace 2007).

O desenvolvimento da Classificação Internacional Comum de Serviços Ecosistêmicos (Common International Classification of Ecosystem Services - CICES) por vários pesquisadores e tomadores de decisão (European Union 2013; Haines-Young and Potschin 2013) tem como objetivo unificar as tipologias existentes de SE possibilitando a compreensão e comparação entre estudos em diferentes ecossistemas (Czucz et al. 2018). Segundo (Haines-Young and Potschin 2013), todas as contribuições diretas dos ecossistemas para o bem-estar humano conectadas às suas fontes geradoras (estruturas, processos e funções) podem ser considerados serviços ecosistêmicos finais. Já aos produtos criados ou derivados a partir desses serviços finais podem ser chamados de bens e benefícios. No presente estudo, têm-se como referência duas unidades de planejamento: bacia hidrográfica e área protegida que servem como bons observatórios de como prover/ofertar os diferentes SE, onde ocorre as interações entre elementos naturais e sociais (beneficiários).

A oferta de SE depende dos fatores bióticos, abióticos e culturais. Tais fatores podem sofrer mudanças no espaço e no tempo, seja pela conversão ou expansão de usos da terra ou pelo próprio clima (Fu et al. 2013). Já que esses fatores se distribuem no espaço, eles podem ser mapeados de forma a fornecer informações das mudanças ali ocorridas em um determinado prazo de tempo e ainda agregar informações complexas sobre a integridade ecológica da paisagem (Chave et al. 2014). A integridade ecológica pode ser comprometida por alterações na paisagem e, por conseguinte, afetar a disponibilidade de SE dificultando ainda o reconhecimento da origem dos bens e serviços (Burkhard et al. 2012). Por esse motivo, quantificar e mapear os SE têm sido requisitos necessários para tomadas de decisão em organizações ambientais (Burkhard et al. 2014).

O uso de técnicas robustas e de fácil aplicação para SE monetários e não-monetários bem como métodos para a definição dos serviços e seus beneficiários são recomendados de forma a garantir a replicação, credibilidade e a contextualização dos SE (Daily et al. 2009). Os valores dos SE traduzem os potenciais mecanismos de mercado de forma a promover a proteção do meio ambiente em escalas local, regional e global (Wilkinson et al. 2013).

A multifuncionalidade considera que em paisagens heterogêneas, com um alto grau de complexidade espacial, possam ocorrer inúmeras combinações de usos e cobertura da terra, gerando sinergia e *trade-offs*, afetando a capacidade de oferta de vários tipos de SE (De Groot 2006; Turner et al. 2013).. A abordagem aqui proposta, associando elementos naturais e sociais, permite avaliar de forma integrativa a paisagem e assim subsidiar as tomadas de decisão para a melhor gestão de Unidades de Conservação de Uso Sustentável.

Diante do exposto, tendo em vista que as Unidades de Conservação protegem a biodiversidade e serviços ecosistêmicos (Silveira et al. 2018) e que para a manutenção de ambas as coisas é fundamental a sustentabilidade dessas áreas, objetivou-se avaliar as mudanças do uso e cobertura da terra e seu impacto nos serviços ecosistêmicos em áreas protegidas de uso sustentável, considerando a Área de Proteção Ambiental de Pandeiros como estudo de caso. A heterogeneidade ambiental encontrada na APA de Pandeiros é considerada neste trabalho uma oportunidade para o melhor entendimento acerca dos serviços ecosistêmicos encontrados dentro dos limites desta unidade de conservação, os quais podem ser valorados (não monetariamente) de forma a subsidiar estratégias de conservação, restauração e manejo sustentável dessa unidade.

Os principais objetivos desse estudo foram (i) entender como a mudança de uso da terra afeta os serviços ecosistêmicos na APA de Pandeiros e (ii) valorar os serviços ecosistêmicos, quantificar o efeito das

mudanças do uso da terra nesses valores, e avaliar os benefícios da provisão desses serviços para a sociedade da região de estudo. Para avaliar a oferta de SE adotou-se duas vertentes, sendo que a primeira consistiu na modelagem de SE de regulação no InVEST alimentando-o com dados de campo e literatura, e a segunda fundamentou-se em uma matriz de oferta de SE culturais, de provisão e suporte por meio dados qualitativos disponíveis na literatura (avaliação da importância de cada SE por especialistas da área). No fim, essas matrizes foram integradas de forma a permitir a avaliação de oferta de SE na cronosequência de 20 anos.

2. Material e Métodos

2.1. Área de estudo

A área de estudo é a Área de Proteção Ambiental de Pandeiros (APA), localizada na bacia hidrográfica de Pandeiros, que é afluente do Rio São Francisco e localiza-se no extremo norte do Estado de Minas Gerais, entre as coordenadas geográficas 43°95'W e 45°95'W, 14°40'S e 15°88'S (Ávila et al. 2016). Os limites da APA coincidem com a delimitação da bacia hidrográfica de Pandeiros, que apresenta área de 380.184 hectares (calculada com base no memorial descritivo da APA) (Fig. 1, ESM 1).

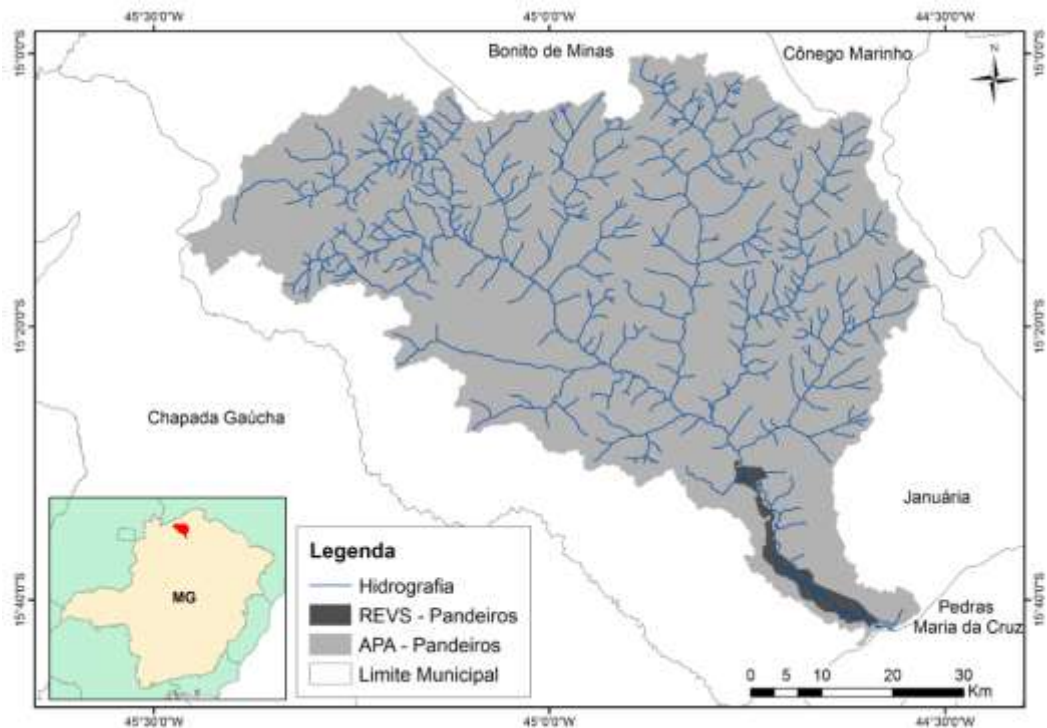


Fig. 1 Localização e delimitação da área de proteção ambiental do rio Pandeiros, norte de Minas Gerais, Brasil.

A APA de Pandeiros foi criada em 1995, através da Lei Estadual nº 11.901, considerado um mosaico vegetal composto por fitofisionomias que integram o Bioma Cerrado: Cerrado *sensu stricto*, Campo, Campo cerrado, Floresta Decidual, Floresta Semidecidual e Veredas (Bahia et al. 2009).

2.2. Mapeamento e caracterização da APA de Pandeiros

As classificações temáticas de uso do solo da APA de Pandeiros foram realizadas com base em 6 cenas Landsat do sensor Thematic Mapper (TM) coleção nível 1, órbita/ponto 219/70 e 219/71, dos anos de 1987, 1997 e 2007. As imagens apresentam resolução espacial de 30 metros e foram obtidas no catálogo de imagens da U.S. Geological Survey (USGS) (disponível, < <http://www.eartghexplorer.usgs.gov>>).

A classificação de uso e cobertura do solo foi orientada a objeto utilizando o algoritmo classificador Vizinho Mais Próximo (Nearest Neighbour) no software eCognition Developer®, discriminando as seguintes feições terrestres: silvicultura, pastagem, ocupação humana, solo exposto, culturas agrícolas, corpos d'água, Cerrado, Mata Ciliar, afloramentos rochosos e Áreas Inundáveis. Após o mapeamento, realizadas a validação bem como avaliados a precisão, erros de omissão e inclusão das classes de uso e cobertura do solo.

2.3. Avaliação de mudanças do uso da terra

As mudanças do uso e cobertura do solo abrangeram imagens de três datas: 1987, 1997 e 2007. O ano de 1997 refere-se a 2 anos após a criação da APA de Pandeiros (Lei 11.901/1995); 1987 retrata a situação anterior a criação de Unidade de Conservação e uma época em que eram permitidas todas as atividades socioeconômicas na bacia de Pandeiros; e 2007, 12 anos após a criação da APA e época em que apenas atividades de baixo impacto ambiental eram legalmente permitidas (Oliveira and Barbosa 2010). A partir dos mapas de classificação de uso e cobertura do solo, verificou-se a quantidade de área que mudou para cada tipo de feição terrestre do ano de 1987 para 1997, e 1997 para 2007.

2.4. Serviços ecossistêmicos

Nesse trabalho, avaliamos os serviços ecossistêmicos de regulação, provisão, suporte e culturais para todas as três datas.

2.4.1. Serviços de regulação

Os SE de regulação estoque de carbono e retenção de sedimentos foram calculados com base em dados secundários (de campo e da literatura). Os demais SE de regulação foram estimados por meio da “matriz de SE” (Burkhard et al. 2009, 2012; Jacobs et al. 2014), que é modelada usando estimativas de especialistas ou da literatura por classe de uso e cobertura da terra. Os serviços avaliados por meio da matriz de SE são de difícil mensuração em longo prazo, principalmente quando não há estudos de acompanhamento e monitoramento (Burkhard et al. 2012), como é o caso da APA de Pandeiros.

2.4.1.1. Retenção de sedimentos

Sedimentação é um processo natural, porém se excessiva pode causar prejuízos ao ambiente (Sharp et al. 2016). A remoção da vegetação ripária pode desencadear processos erosivos dentro de uma bacia alterando a qualidade da água e fertilidade do solo (Arunyawat and Shrestha 2016).

A retenção de sedimentos foi estimada com base na Equação de Perdas de Solo Universal (USLE) (Brown and Lugo 1984), cujas variáveis são o uso e cobertura da terra, tipos de solo, precipitação e elevação.

$$A = R \times K \times (L \times S) \times (C \times P) \quad (1)$$

Em que: A = perda média anual de solo por unidade de área (ton/ha.ano); R = erosividade da chuva (Mj.mm/ha.h.ano); K = erodibilidade do solo; L = comprimento da vertente; S = declividade da vertente; C = uso e manejo do solo; e P = práticas conservacionistas.

2.4.1.2. Estoque de carbono

O carbono contido no solo, na matéria orgânica e em partes vivas das plantas é capaz de nos revelar a quantidade de biomassa existente acima e abaixo do solo, sendo considerado como um proxy regulador do clima (Thach, Elizabeth C., Thompson, Karen J., Morris 2006).

Para estimar o armazenamento de carbono foram considerados quatro reservatórios: i) a parte aérea das plantas, representando a biomassa vegetal acima do solo; ii) raízes das plantas, conhecida como biomassa subterrânea; iii) carbono e seus componentes orgânicos abaixo do solo (Eswaran et al. 1993); iv) matéria orgânica presente na serrapilheira. Os reservatórios “i” e “iv” fazem parte da biomassa acima do solo enquanto que “ii” e “iii” fazem parte do estoque de carbono abaixo do solo.

Nesse estudo, fundamentado na literatura, foram estimados os estoques de carbono abaixo e acima do solo para os seguintes usos alternativos do solo: pastagem, agricultura, solo exposto e ocupação humana. Para o Cerrado, foram utilizadas as estimativas de Scolforo et al. (2015, 2016) e Morais et al. (2017), cujos trabalhos basearam-se no Inventário Florestal de Minas Gerais.

Para a classe “Mata Ciliar”, o estoque de carbono foi avaliado de duas maneiras: carbono abaixo do solo e contido na serrapilheira, estimados com base nos mesmos trabalhos utilizados para a classe Cerrado (Scolforo et al. 2015, 2016; Morais et al. 2017); carbono acima do solo, foi estimada com base na biomassa contida na parte aérea (AGB, above ground biomass), obtida por meio dos dados de estrutura e florística de (Rodrigues, Azevedo et al. 2009; Das Veloso et al. 2014) seguindo a equação proposta por (Chave et al. 2014):

$$AGB = 0,122 \times (\rho D^2 H)^{0,916} \quad (2)$$

onde ρ refere-se à densidade específica, D ao diâmetro, e H a altura.

Assim, a média da biomassa encontrada para toda a Mata Ciliar (reservatório i) foi adotada como a medida de estoque de carbono acima do solo para essa classe. Os intervalos de confiança de estoque de carbono foram estimados pelo método de bootstrap não-paramétrico com nível de confiança a 95% (função *boot* - pacote *boot*), adotando as sub-bacias como réplicas na análise. Para se obter valores médios com pequena margem de erro e coeficiente de variação baixo foi realizada 1000 replicações. Além disso, a fim de testar a diferença significativa entre as médias dos anos de 1987, 1997 e 2007 foi realizado o teste de Kruskal-Wallis (Vargha and Delaney 1998).

As estimativas de estoque de carbono foram realizadas para os anos de 1987, 1997 e 2007 no software InVEST (The Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs) (Sharp et al. 2016), que é uma

ferramenta que quantifica e mapeia os serviços ecossistêmicos bem como avalia o impacto do uso da terra sobre eles (Thach, Elizabeth C., Thompson, Karen J., Morris 2006). A cronossequência forneceu informações sobre os benefícios ambientais, sociais e econômicos que uma Unidade de Conservação de uso sustentável podem trazer, a fim de justificar os investimentos (de capital).

2.4.2. Serviços culturais, provisão e suporte

Além dos serviços de regulação, também são importantes em áreas de uso sustentável os serviços culturais, de provisão e suporte. Os serviços culturais estão relacionados com a valorização do local e seu potencial estético e recreacional voltado para turismo e lazer. Os serviços de provisão se relacionam com a oferta de biorrecursos, recursos agrícolas e produtos artesanais. Os serviços de suporte envolvem a produção primária, manutenção de cadeias alimentares e integridade da paisagem (Thomaziello 2016). Os serviços culturais, de provisão e suporte foram avaliados usando a metodologia de (Burkhard et al. 2012). A metodologia consiste em utilizar as informações acerca do uso da terra e suas mudanças ao longo do tempo para avaliar a oferta e demanda de serviços ecossistêmicos, de uma forma geral (Burkhard et al. 2012).

As classes de uso e cobertura da terra foram padronizadas conforme a CICES (Haines-Young and Potschin 2013) (tabela 1).

Tabela 1 Categorias de classificação de uso e cobertura adotadas para APA de Pandeiros, segundo CICES (Haines-Young and Potschin 2013)

Categorias	Uso e cobertura da terra
Vegetação Nativa	Cerrado, Mata Ciliar e Afloramento Rochoso
Planícies de inundação	Planícies de Inundação
Áreas terrestres manejadas e cultivadas	Pastagem, Agricultura e Solo Exposto
Ocupações humanas	Ocupação Humana (densidade baixa)
Corpos d'água	Rios e outros corpos d'água

Em seguida, para a avaliação não-monetária de serviços ecossistêmicos, primeiramente, foi adotada a metodologia adaptada por Thomaziello (2016) para áreas sustentáveis (zonas de amortecimento de Unidades de Conservação de Proteção Integral), cujo o sistema de valores varia entre 0 e 10 para classes de usos da terra. Posteriormente esses valores foram padronizados para a escala de importância entre 0 e 1, sendo que valores próximos de 1 representam a maior importância relativa do SE para aquele uso da terra dentro da APA. Posteriormente, os serviços foram espacializados em nível de pixel (30m × 30m) para cada uso da terra, grupo de serviço ecossistêmico e ano de avaliação, seguindo valores de uma matriz que varia de 0 a 5, onde 0 = sem capacidade relevante de determinado tipo de cobertura ou uso de fornecer serviço do ecossistema selecionado (0 a 15%), 1 = baixa capacidade relevante (16 a 30%), 2 = capacidade relevante (31 a 45%), 3 = média capacidade relevante (46 a 70%), 4 = alta capacidade relevante (71 a 85%) e 5 = muito alta capacidade relevante (86 a 100%). Isto é, se determinado uso da terra recebe o valor 4, por exemplo, ele terá a

capacidade de oferta de 71 a 85% de determinado(s) serviço (s). Com base nesses mapas, foi possível avaliar a oferta e demanda de serviços nas três datas avaliadas e as mudanças nessa disponibilidade.

2.5. Integrando os serviços de regulação a matriz de SE

O serviço de regulação, segundo o método supracitado, foi calculado com base nos resultados dos serviços estoque de carbono e retenção de sedimentos. Isto é, esses serviços foram agrupados em intervalos de acordo com os seguintes critérios: estoque de carbono, dividido em classes seguindo o intervalo de igualdade do software QGIS, distribuindo equitativamente a quantidade total de carbono (ton/ha) por classe; e retenção de sedimentos, dividido em intervalos de perda de solo (ton/ha/ano) conforme (Beskow et al. 2009) (tabela 2). Após a espacialização dos dados atribuindo a capacidade relevante de oferta de SE, os mapas foram somados e posteriormente divididos por dois, a fim de obter resultados finais entre 0 e 5 para os serviços de regulação e serem avaliados conjuntamente com os demais SE que foram estimados com base em conhecimento de especialistas encontrados na literatura (Thomaziello 2016). Vale salientar que quando adotada a comparação entre todos os valores de oferta de SE e os respectivos usos e cobertura da terra, foi utilizado somente o estoque de carbono como proxy de serviço de regulação, tendo em vista que valores de estoque (ton/ha) são intrínsecos ao uso e cobertura da terra e representados pelo somatório dos reservatórios de carbono, enquanto que a retenção de sedimentos não depende somente do uso e cobertura da terra mas também do tipo de solo e, por esse motivo, excluído dessa abordagem.

Tabela 2: Valores não-monetários de capacidade relevante de oferta de serviço ecossistêmico de regulação atribuídos as classes de estoque de carbono (ton/ha) e intervalos de perda de solo (ton/ha/ano).

Estoque de carbono (ton/ha)	Intervalos de perda de solo (ton/ha/ano)	Valores de capacidade relevante de oferta de SE
152.3 - 190.2	0 – 2,5	5
114.2 - 152.2	2,5 – 5	4
76.09 - 114.1	5 – 10	3
38.05 - 76.08	10 – 15	2
0 - 38.04	15 – 20	1
---	> 20	0

2.6. Estimativa dos valores econômicos dos serviços do ecossistema das áreas de vegetação nativa e áreas alagadas

As áreas naturais de uma forma geral contribuem na provisão de quantidade e qualidade de água para a população da APA de Pandeiros. Realizou-se a estimativa de seus valores econômicos por método tradicional baseado em transferência de valores (Int\$/ha/ano¹). Todos os valores foram calculados com base em (de Groot et

¹ *O dólar internacional, ou o dólar de Geary-Khamis, é uma unidade hipotética de moeda usada para padronizar valores monetários entre países, corrigindo o mesmo poder de compra que o dólar americano tinha nos Estados Unidos em um determinado momento. Os valores expressos em dólares internacionais não podem*

al. 2012) sendo que para as áreas de Mata Ciliar foi adotado os valores de “Tropical Forest”, para Cerrado os valores de “Woodland”, e para Planícies de Inundação (Pantanal Mineiro) os valores de “Intern Wetlands”. Os valores são referentes ao ano de 2007 (tabela 3).

Tabela 3: Valores monetários dos pacotes de serviços ecossistêmicos (valores em Int.\$/ha/year, 2007 price levels).

Uso e cobertura da terra	Valores monetários dos pacotes de serviços ecossistêmicos (Int\$/ha/year)
Woodland (Cerrado)	1.588,00
Tropical Forest (Mata Ciliar)	5.264,00
Wetlands (Planícies de Inundação)	25.682,00

Fonte: De Groot et al. (2012)

3. Resultados

3.1. Mudanças de uso e cobertura da terra

As mudanças de uso e cobertura da terra ao longo da trajetória de 20 anos mostraram, de uma forma geral, que houve incremento de áreas de cerrado de 1987 para 1997, e pequena redução de área de 1997 para 2007; decréscimo da agricultura de 1987 para 1997 e posterior aumento em 2007; pequeno aumento gradual de áreas de mata de galeria e ocupação humana; e decréscimo de áreas solo exposto de 1987 para 1997 e 2007 (tabela 4).

Tabela 4: Área em porcentagem de classes de uso e cobertura da terra da APA Pandeiros para os anos de 1987, 1997 e 2007

Uso e cobertura da terra	1987 (%)	1997 (%)	2007 (%)
Cerrado	80,23	88,8	86,9
Agricultura	8,93	0,76	2,3
Pastagem	5,81	5,71	6,1
Afloramento Rochoso	1,3	1,3	1,3
Planícies de Inundação	1,24	1,2	1,17
Mata Ciliar	1,24	1,37	1,36
Solo exposto	0,57	0,11	0,04
Corpos d'água	0,36	0,36	0,36
Ocupação humana	0,31	0,38	0,47
Resumo			

ser convertidos para a moeda de outro país usando as taxas de câmbio atuais do mercado, devendo ser convertidos usando a taxa de câmbio PPP (paridade do poder de compra) do país. 1Int\$=1USD (De Groot et al. 2012)

Áreas antrópicas	15.62	6,96	8,91
Áreas naturais	84.01	92,67	90.72

Apesar da pequena porcentagem representada pelas áreas de ocupação humana na APA de Pandeiros, sua expansão foi de aproximadamente 318 ha de 1987 para 1997, já a pastagem diminuiu de 1987 para 1997 e voltou a expandir em 2007, sendo esse último incremento equivalente a 1.760 ha. Vale destacar a classe agricultura que reduziu drasticamente de 1987 para 1997, uma área correspondente a 36.857 ha. A única classe que reduziu sua área na trajetória de 20 anos foi a de solo exposto, representada por um decremento de 2.389 ha. Com relação às áreas naturais, o incremento das áreas de Cerrado foi de 38.675 ha e para Mata de Galeria foi de 578 ha de 1987 para 1997, mas também de decremento de 8.591 ha para o Cerrado e 7,47 ha para Mata de Galeria de 1997 para 2007.

3.2. Serviços ecossistêmicos

3.2.1. Retenção de sedimentos

A Bacia de Pandeiros apresenta em 57,41% de sua área ligeiramente susceptível à erosão, determinada pela declividade entre 3 e 8% (figura 2).

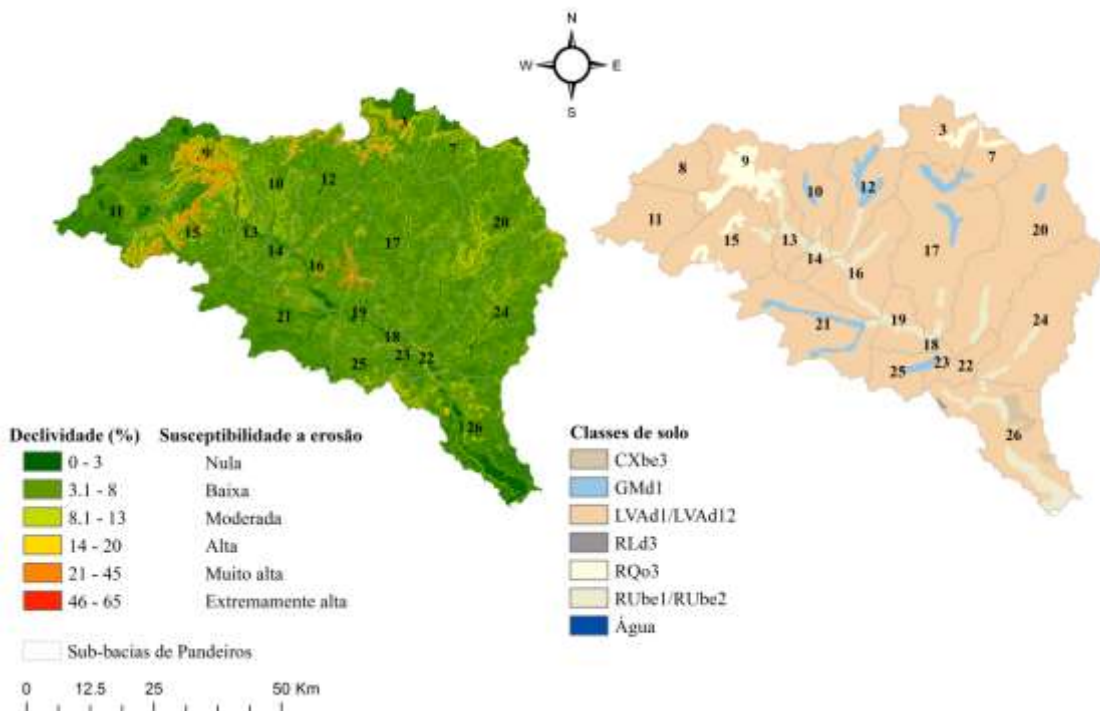


Fig. 2 Mapas de declividades e de classes de solo da APA de Pandeiros. As abreviaturas das classes de solo significam: Cxbe3 = Cambissolo Háplico, GMd1 = Gleissolo Melânico, LVAd = Latosso Vermelho-Amarelo Distrófico, RLd3 = Neossolo Litólico Distrófico, RQo3 = Neossolo Quartzarênico, Rube = Neossolo Flúvico (classificação de solo baseada em UFV et al. (2010)).

A erodibilidade do solo (fator K) é menor em solos com maior teor de matéria orgânica que variou entre 0,01 a 0,1448 MJ.mm.ton⁻¹.ha⁻¹, representados respectivamente pelo Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico e Neossolo Quartzarênico.

Para os fatores C e P na equação USLE, que consideram o uso do solo e suas práticas conservacionistas, respectivamente, a perda de solo foi menor quando consideramos a cobertura vegetal, uma vez que em solos desnudos a exportação de sedimentos seria bem maior (Beskow et al. 2009). Quando incorporamos esses fatores na análise, verificou-se que a perda estimada de solo foi maior no ano de 1987 com 379.943.733,7 toneladas de sedimentos exportados para a toda a bacia, conferido pela menor cobertura de cerrado nessa ano comparado a 1997 e 2007. No entanto, a perda de solo em todos os anos foi consideravelmente baixa, pois 80% da área da bacia de Pandeiros apresentou menos que 10 ton/ha/ano exportados.

As cinco sub-bacias que mais exportaram sedimentos em todos os anos foram 26, 9, 15, 21 e 12, responsáveis por aproximadamente 50% do volume perdido de solo por ano (Fig. 2 e ESM 2). As sub-bacias 9 e 15 apresentaram aumento da perda de solo dos anos de 1987 para 1997 e 2007, devido ao aumento das áreas agrícolas em relevo ondulado e em partes de Neossolo Quartzarênico que potencializam a exportação de sedimentos. Além disso, o aumento na exportação de solo na sub-bacia 26 (próximo a foz e localização do Pantanal Mineiro) foi devido a conversão de uso da terra para pastagem (7%) e ocupação humana (aproximadamente 0,5% = 865 ha). Nos anos de 1997 e 2007, as sub-bacias 21 e 12 diminuíram a quantidade de sedimentos exportados relacionado a 1987, devido ao abandono de práticas agrícolas, possibilitando o incremento de área ocupada pelo Cerrado em 27% e 14%, respectivamente.

3.2.2. Estoque de carbono

O carbono acima do solo (AGB) foi maior nas áreas de mata ciliar (61,221 ton/ha), seguida pelo Áreas Inundáveis (45,75 ton / ha) e Cerrado (12,5 ton/ha) enquanto o nível mais baixo de armazenamento foi nas áreas de ocupação humana e solo exposto (0 ton/ha). Os estoques abaixo do solo seguem esse padrão, diferenciando pouco dos estoques de carbono orgânico do solo e de matéria orgânica morta (ESM 3).

Os valores médios de carbono variaram pouco entre os anos (Kruskal-Wallis = 0.19348, p = 0.9078, gl=2) com estoque que variou entre 72.46 e 75.56 ton/ha para 1987 (CV= 4.04%, EP= 0.79), 73.01 e 77.12 ton/ha para 1997 (CV=6.67%, EP=0.95), 73.57 e 76.92 ton/ha para 2007 (CV=5.23%, SE=0.79).

Na APA de Pandeiros, para as três datas analisadas, o estoque de carbono diminuiu sua quantidade na classe de 38.05 a 76.08 ton/ha em 1987 e aumentou na classe 76.09 a 114.1 ton/ha (Fig. 3 e Tabela 5) nos anos de 1997 e 2007, representada por mais de 80% do uso e cobertura da terra da UC. Nessa classe, podemos observar o incremento de carbono que ocorreu do ano de 1987 para 1997, devido principalmente a conversão de áreas de agricultura e pastagem para Cerrado. Enquanto que o decréscimo de 1997 para 2007 nessa mesma classe deve-se a conversão de Cerrado para agricultura.

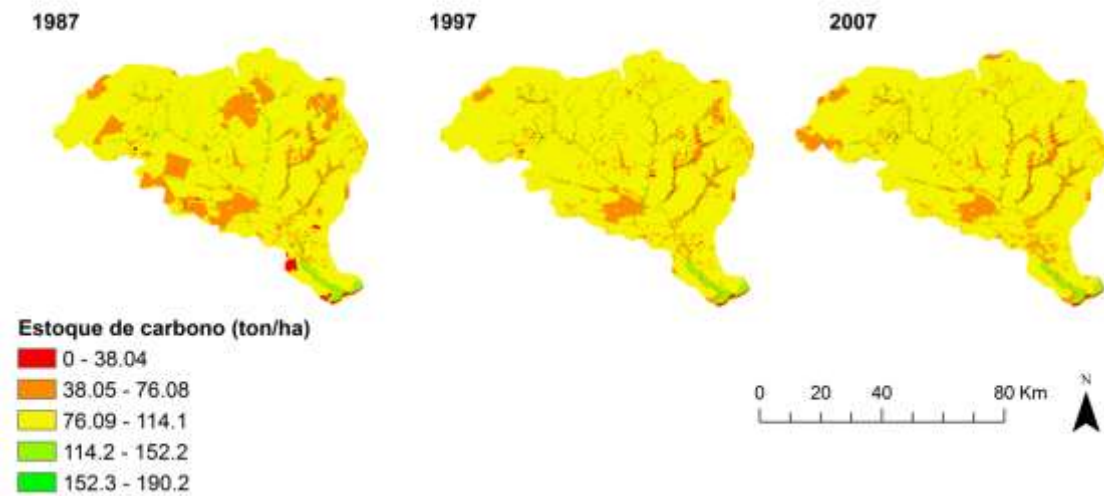


Fig. 3 Estoques de carbono em toneladas por hectare encontrados em diferentes usos e coberturas do solo na APA de Pandeiros para os anos 1987, 1997 e 2007, respectivamente.

Tabela 5 Relação da porcentagem de áreas ocupadas pelos estoques de carbono, de acordo com as classes que vão do menor ao maior volume (ton/ha).

Estoque de carbono (ton/ha)	Área (%)		
	1987	1997	2007
0 - 38.04	1.26	0.87	0.88
38.05 - 76.08	16.04	7.77	9.69
76.09 - 114.1	80.21	88.78	86.88
114.2 - 152.2	1.24	1.20	1.17
152.3 - 190.2	1.25	1.38	1.38

O estoque de carbono nas sub-bacias variou muito pouco, considerando os 20 anos da cronossequência, sendo que as sub-bacias 18 (62,88 a 74,22 ton/sub-bacia), 21(69,92 a 77,24 ton/sub-bacia) e 14 (73,76 a 79,92 ton/sub-bacia), foram as que apresentaram o maior ganho.

3.2.3. Integrando os serviços ecossistêmicos

Os valores não monetários atribuídos aos respectivos usos e coberturas da terra e seus proxies (ESM 4) apontam as áreas naturais da APA Pandeiros ofertando muitos SE. Nesse sentido, os usos e coberturas em ordem decrescente de importância foram Mata de Galeria, Cerrado e o Pantanal, sendo os serviços de suporte, regulação

e cultural os que mais contribuíram para esse saldo (Fig. 4). Corpos d'água e afloramentos rochosos ofertam serviços de suporte e cultural em sua maioria, principalmente de potencial estético, artístico e recreacional para turismo e lazer. Os usos antrópicos apresentaram diferentes contribuições para a oferta de serviços ecossistêmicos destacando a ocupação humana para serviços culturais, pastagem para serviços de regulação e agricultura para serviços de provisão (ESM 4).

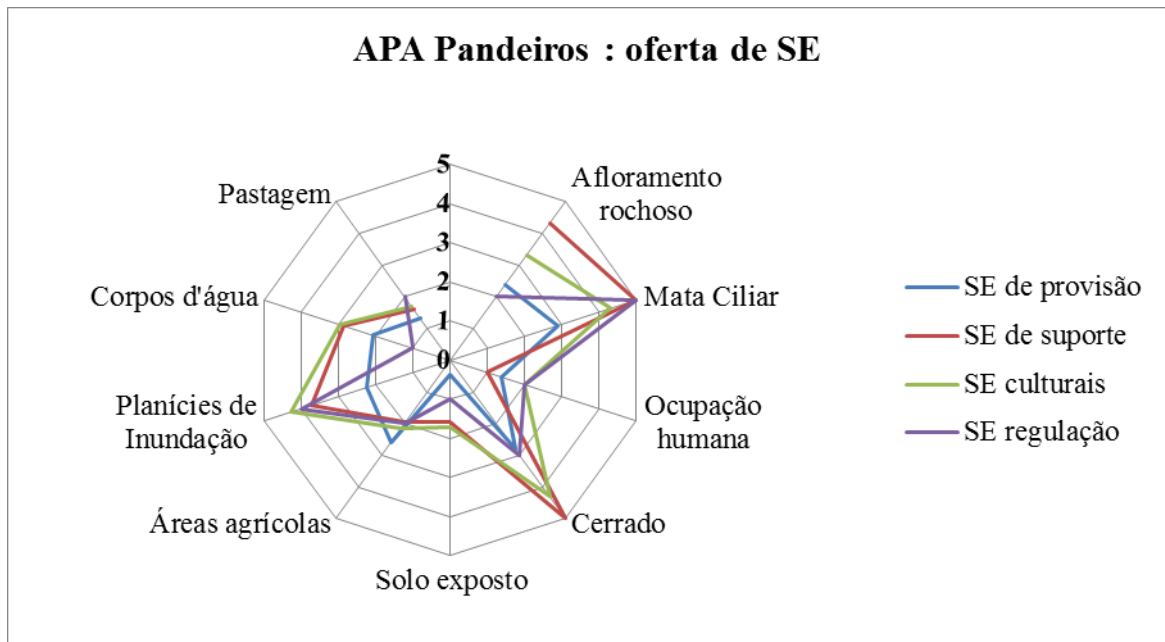


Fig. 4 Pontuação geral atribuída aos serviços ecossistêmicos de provisão, suporte, cultural e regulação (somente carbono) para os usos e coberturas da terra da APA de Pandeiros. A pontuação varia entre 0 e 5, sendo 0 = sem capacidade relevante de determinado tipo de cobertura ou uso de fornecer serviço do ecossistema selecionado (0 a 15%), 1 = baixa capacidade relevante (16 a 30%), 2 = capacidade relevante (31 a 45%), 3 = média capacidade relevante (46 a 70%), 4 = alta capacidade relevante (71 a 85%) e 5 = muito alta capacidade relevante (86 a 100%).

De forma geral, a oferta de serviços na APA de Pandeiros foi de capacidade relevante média a muito alta (3 a 5) (tabela 6). Os serviços de provisão mantiveram seus valores entre os cenários de 1987, 1997 e 2007, mesmo havendo aumento de áreas de cerrado e diminuição de agricultura, pois ambas as coberturas e usos da terra são fontes de biorrecursos, produtos artesanais e agrícolas (Fig. 5). Já a oferta de serviços de suporte seguiu o incremento do cerrado, aumentando a produção primária; disponibilidade de habitats, refúgios e berçários; manutenção da biodiversidade, processos e funções ecológicas. O cerrado, mata de galeria e as planícies de inundação também contribuíram para a oferta de serviços culturais relacionados ao potencial estético, artístico e recreacional voltados para ecoturismo e lazer, assim como o compromisso com a sustentabilidade (Fig. 6). Os serviços de regulação, de uma forma geral, também aumentaram o incremento da vegetação nativa. Portanto, a APA de Pandeiros tem a capacidade de oferta de serviços ecossistêmicos, no âmbito geral, superior a 46% (média capacidade relevante).

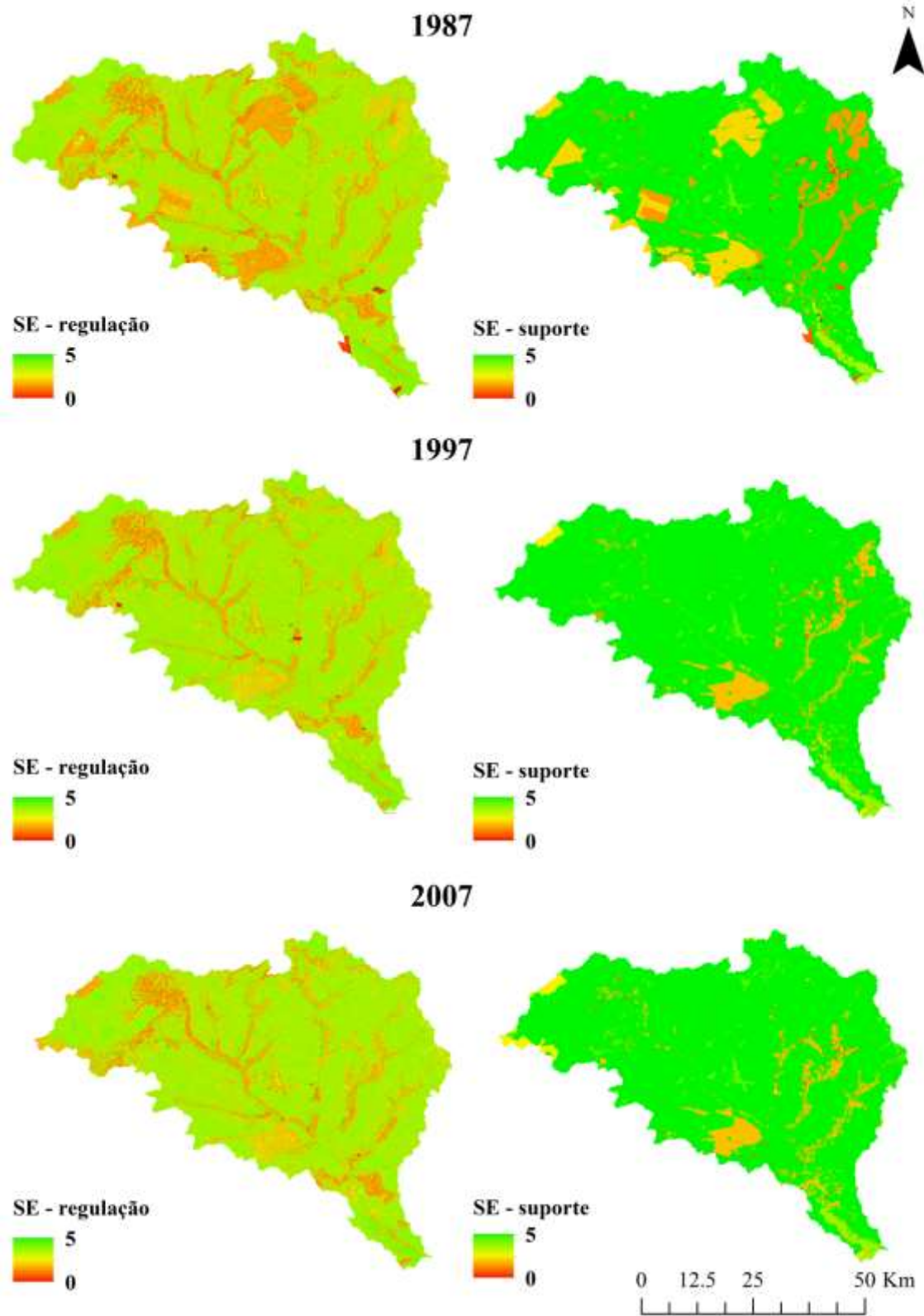


Fig. 5

Distribuição espacial de serviços ecossistêmicos de regulação e suporte e sua capacidade relevante de oferta para os anos de 1987, 1997 e 2007.

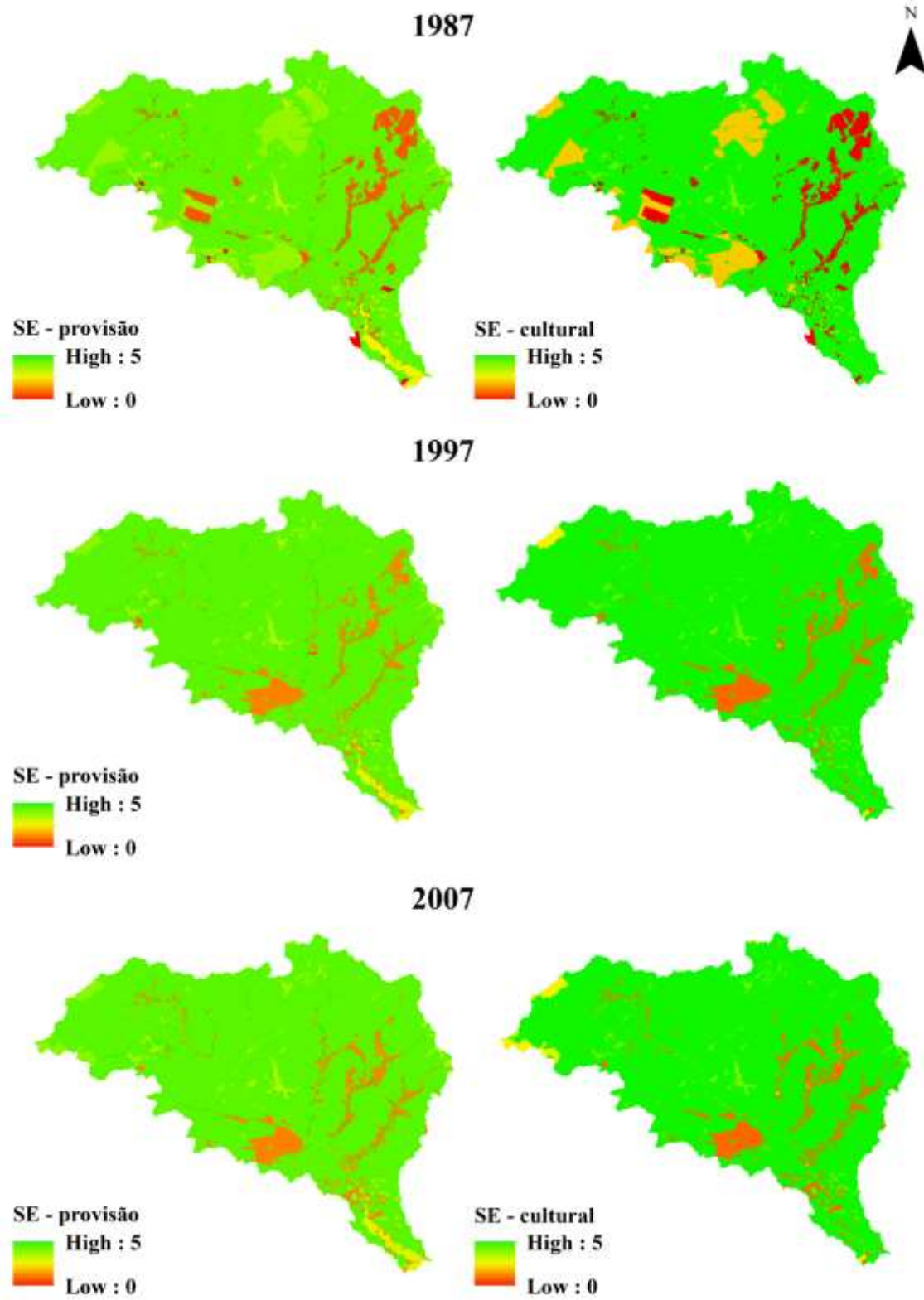


Fig. 6 Distribuição espacial de serviços ecossistêmicos de provisão e cultural e sua capacidade relevante de oferta para os anos de 1987, 1997 e 2007.

3.3. Valoração econômica de SE

Os aumentos nos valores dos serviços das áreas de vegetação nativa, de 1987 para 1997 estão diretamente conectados a expansão dessas áreas (tabela 7). Enquanto que para as planícies de inundação houve a redução de valores, que pode ser devido ao volume menor de chuvas nesse período e consequente menor acúmulo de águas nas planícies. Vale ressaltar que os valores de base utilizados nas estimativas de transferência de valor são dependentes do número de serviços aplicados globalmente (de Groot et al. 2012), e por isso, as planícies de inundação apresentaram maior valor monetário e consequente maior número de serviços ecossistêmicos a serem ofertados que as demais fitofisiomomias.

Tabela 7: Valores econômicos (Int\$) estimados para as áreas de Cerrado, Mata Ciliar e Planícies de Inundação (Pantanal Mineiro) da APA de Pandeiros, obtidos a partir da transferência de valores econômicos encontrados em literatura, sobre as áreas deste estudo. Os valores estão em dólares internacionais.

Uso e cobertura da terra	1987	1997	2007
Cerrado	575.220.691,04	636.666.835,77	623.017.544,33
Mata Ciliar	29.402.316,42	32.444.917,06	32.409.060,23
Planícies de Inundação	144.028.122,20	139.165.555,05	135.487.125,81
Total	748.651.129,66	808.277.307,88	790.913.730,37

4. Discussão

A análise das mudanças de uso e cobertura da terra possibilitou avaliar a oferta de serviços ecossistêmicos e identificar quais usos contribuíram para o ganho monetário da Unidade Conservação na cronosequência que contempla sua criação. Essas mudanças nos leva, principalmente, a uma trajetória da conversão de áreas agrícolas para cerrado de 1987 até 1997, um cenário que está relacionado ao histórico de abandono de áreas anteriormente cultivadas (ex.: produção de carvão vegetal nas décadas de 70 e 80) e consequente promoção de ganho de serviços ecossistêmicos (suporte, regulação e culturais).

Para o período entre 1997 e 2007, a conversão de áreas naturais para outros usos antrópicos mostra que após a criação da UC houve um pequeno decremento de áreas naturais, embora com magnitude muito menor se comparada à situação original em 1987. Nesse sentido, o papel da APA, foi de uma possível mitigação de danos potenciais maiores nesse último período de avaliação, tendo em vista que atividades mais impactantes (retomada da produção de carvão vegetal) poderiam ter sido retomadas nesse período. No entanto, o aumento das áreas com agricultura e o aumento da ocupação humana após a criação da APA aponta para o papel limitado que esse tipo de UC tem na contenção de atividades pouco sustentáveis.

4.1. Mudanças de uso e cobertura da terra e oferta de SE

As mudanças de uso e cobertura da terra se resumem à diminuição de áreas agrícolas e de solo exposto e consequente aumento de cerrado e mata ciliar, que refletem o abandono de áreas cultivadas e a regeneração de ecossistemas naturais. O aumento de cobertura vegetal registrado em 1997 reflete o incremento da oferta de SE de regulação como estoque de carbono e retenção de sedimentos. A cobertura vegetal está intrinsecamente relacionada ao ciclo da água, pois contribui para os processos de evapotranspiração, infiltração de água no solo e sua capacidade de retenção (suprimento de água) (Arunyawat and Shrestha 2016). Juntamente com esses benefícios está a retenção de sedimentos em áreas ripárias, prevenindo processos erosivos (Das Veloso et al. 2014). Apesar do aumento das áreas de Mata de Galeria que podem estar associadas a veredas (Bahia et al. 2009), a ocupação humana aumentou junto aos cursos d'água (Bethonico 2009), o que pode estar aumentando a captação de água assim como promovendo atividades agropastoris nesses solos úmidos, considerados mais férteis. A ocupação humana em veredas é considerada preocupante por serem ecossistemas frágeis e de restauração mais lenta, principalmente porque essas ações comprometem a saturação de água no solo que é limitante, mas necessária para colonização e estabelecimento de muitas espécies arbóreas adaptadas a esses ecossistemas (Ávila et al. 2016).

O desmatamento e o manejo não-adequado do solo afetam diretamente a oferta de serviços ecossistêmicos (Periotto and Tundisi 2017). As áreas agropastoris, por exemplo, aumentam o escoamento superficial de água e a exportação de sedimentos. Lüke and Hack (2018) mostraram que para áreas já usadas para cultivo (excluídas as Áreas de Preservação Permanente – APP) há uma forma de produzir e evitar processos de erosão que poderia ser a implantação de sistemas agroflorestais.

A erosão (processo de exportação de sedimentos) é agravada em áreas declivosas ou com solos mais suscetíveis a esse processo e quando ocupadas por uso antrópico (Arunyawat and Shrestha 2016; Xu et al. 2016), conforme observou-se nas sub-bacias 15 e 9 (aumento de áreas agrícolas em relevo ondulado e em partes de Neossolo Quartzarênicos). No entanto, de uma forma geral, devido a relevo relativamente plano, a cobertura acentuada por vegetação nativa e aos solos relativamente resistentes à erosão (Beskow et al. 2009), as perdas de solo encontradas estão abaixo de 10 t/ha/ano em 80% da bacia.

Outros serviços que são afetados pelo desmatamento e manejo não-adequado do solo são os de regulação (Duarte et al. 2016). A regulação do clima é promovida, indiretamente, pelos maiores estoques de carbono encontrados nas áreas naturais (David et al. 2017) – cerrado, planícies de inundação e mata ciliar – enquanto que os menores estoques se concentram em áreas antropizadas (Assad et al. 2013) – solo exposto, ocupação humana, e pastagem. Corpos d'água apresentam valores de estoque de carbono inferiores às lagoas, devido ao não acúmulo de matéria orgânica e ao regime lótico do rio (Roland et al. 2012). Também os afloramentos rochosos, apresentaram estoques de carbono inferiores às formações florestais de Cerrado e Mata Ciliar, devido a vegetação característica com hábito caduciforme, galhos finos e retorcidos, de porte pequeno a médio (Das Veloso et al. 2014)

A queda de oferta de SE de 1997 a 2007 está conectada ao avanço de áreas agrícolas sobre o Cerrado, o que comprometeu em partes os serviços de suporte e regulação. A reduzida biomassa das áreas agrícolas, quando comparadas ao Cerrado, refletiu claramente na perda de serviços de suporte (Burkhard et al. 2013). Apesar disso, ainda assim, a maior parte do APA encontra-se recoberta por Cerrado e a perda ocorrida no último período

foi pequena. Nesse sentido, essas áreas de elevada produtividade também ofertam biorrecursos (SE de provisão) como o pequi (*Caryocar brasiliense*), buriti (*Mauritia vinifera*), favela (*Dimorpanandra mollis*), entre outras espécies vegetais que são usadas para diferentes fins tais como medicinais, alimentação, produção de cosméticos e artesanato (WWF (World Wide Fund for Nature) 2009). O pequi, um dos produtos mais importantes para a atividade extrativista na APA de Pandeiros e no Mosaico Sertão Veredas Peruaçu (MSVP), é encontrado em elevada densidade nessa região (Magalhães-Filho et al. 2017).

O ecoturismo nas áreas naturais (Cerrado, Mata Ciliar, Planícies de Inundação, Afloramentos Rochosos e Corpos D'água) da APA de Pandeiros e do MSVP é desenvolvido em bases sustentáveis e integrado ao manejo das unidades de conservação a fim de valorizar as tradições culturais e belezas naturais (FUNATURA 2008; Burkowski and Vilas Boas 2014). A Estrada-Parque Guimarães Rosa e o Caminho Sagarana – Grande Sertão Veredas viabilizam caminhadas de longa distância permitindo a inclusão das comunidades ao longo do percurso (FUNATURA 2012), demonstrando os benefícios não materiais das áreas naturais para o bem-estar humano.

4.2. Histórico e benefícios da sustentabilidade uma UC de uso sustentável

A conversão de áreas agrícolas em naturais no período entre 1987 e 1997 refletem a trajetória de abandono de áreas de reflorestamento de eucalipto do Programa Distritos Florestais. Esse programa atendia a demanda por carvão vegetal para a indústria siderúrgica mineira, e teve seu auge entre as décadas de 70 e 80 no norte de Minas Gerais (Bethonico 2009). Esse programa federal juntamente com outros estaduais e locais promoveram o crescimento populacional na região da bacia do Rio Pandeiros e o surgimento/aumento de vilas rurais, ainda existentes no presente (Bethonico 2009). Após a interrupção dos contratos no início da década de 1990, com o agravamento da seca e os prejuízos na produção de eucalipto, a população local retomou a agricultura de subsistência (Bethonico 2009). Muitos moradores da APA de Pandeiros que se beneficiaram da produção de carvão vegetal observaram os malefícios do manejo inadequado da terra e a consequente escassez de água em uma região árida e já sofrida, optando pela sobrevivência (Bethonico 2009).

A criação da APA de Pandeiros em 1995, instigou conflitos entre as partes social e ambiental (Instituto Estadual de Florestas) devido à restrição de atividades como pesca, caça e produção de carvão vegetal (pequena escala) dentro dos limites da área protegida (Bethonico 2009). Tal tensão se acentuou ainda mais quando houve retomada da produção de carvão vegetal no início dos anos 2000 por iniciativa do governo e seu programa de fomento no Norte de Minas Gerais (Bethonico 2009). A criação da APA de Pandeiros surgiu juntamente com a necessidade de criação de Unidades de Conservação para a promoção da conservação da biodiversidade, porém sem o consentimento da população local (Bethonico 2009). Nesse sentido, a APA de Pandeiros como uma unidade de uso sustentável amenizou os impactos ambientais negativos que essa região poderia sofrer caso esta não existisse, mesmo ainda existindo conflitos sociais e ambientais. Em áreas de alto custo (onde há maior densidade populacional, proximidade às cidades, estradas, áreas agrícolas, industriais), os conflitos pelo uso da terra são mais intensos e, por isso, estratégias reativas de conservação acabam sendo necessárias, afastando a população de iniciativas de conservação (Rezende et al. 2017; Fonseca and Venticinque 2018).

Os planos de manejo objetivam a utilização de recursos dentro de uma Unidade de Conservação e podem ser uma ferramenta importante para minimizar os conflitos, pois envolvem a participação de diversos

segmentos da sociedade, preocupados com o desenvolvimento e a sustentabilidade ambiental da área (Bethonico 2009).

Assim, atrelar o desenvolvimento social à conservação dos recursos naturais em áreas protegidas de uso sustentável é um desafio, no entanto, quando os produtos e serviços ofertados pela natureza são capazes de interceptar e satisfazer a demanda da população local, valores são criados e possibilitam a sustentabilidade em longo prazo (Saviano et al. 2018). Nesse sentido, o fortalecimento e a conservação dos serviços ecossistêmicos em áreas naturais (áreas alagadas e de vegetação nativa) levam a uma situação de “ganho-ganho”, com benefícios ecológicos, econômicos e sociais (de Groot et al. 2010b). Seus valores monetários atribuídos demonstram claramente sua importância, mesmo que valores de base de cálculo possam sofrer pequenos ajustes relacionados à inflação (Costanza et al. 2014). Ainda que haja dificuldades do órgão ambiental estadual em fiscalizar, ações de educação ambiental, programas de pagamento por serviços ambientais e incentivo às cooperativas/associações de produtos artesanais com sua comercialização (ex.: facilitação de parcerias e escoamento do produto) são opções relevantes para a garantia da sobrevivência de pequenos produtores rurais e consequente valorização e conservação de áreas naturais em Unidades de Conservação de uso sustentável (WWF (World Wide Fund for Nature) 2009).

4.3. Desafios da aplicação desse estudo

Consideradas as limitações, o estudo de caso da APA de Pandeiros evidenciou a multifuncionalidade e contribuição da paisagem na oferta de SE numa visão holística, fornecendo subsídios para auxiliar no planejamento, tomadas de decisão e gerenciamento dos usos da terra na unidade de conservação e bacia hidrográfica (Periotto and Tundisi 2017). A multiplicidade de serviços ecossistêmicos deveria ser considerada nos planos de manejo, podendo ser avaliada pela abordagem matricial ou outros métodos (i.e., abordagem do software InVEST), de forma a levantar potenciais trade-offs entre as várias capacidades de oferta de SE (Jacobs et al. 2014). Embora claramente úteis e funcionais, há limitações em modelos espaciais como os adotados aqui, já que esses são uma simplificação da realidade. Assim, os mapeadores e usuários de mapas, precisam lidar com vários graus de generalização e incertezas de forma a permitir a interpretação adequada de funções e sistemas socioecológicos complexos (Burkhard et al. 2009, 2014). Além disso, a dependência de alguns componentes das superfícies sobre os ecossistemas nativos e manejados e as escalas espacial e temporal precisam ser considerados nos modelos (Bennett et al. 2009).

Mesmo que de forma abrangente, a avaliação de oferta de SE representou a realidade do local. Generalizações precisam ser vistas com cuidado, uma vez que o SE é medido por área disponível e não por sua disponibilidade real. Assim, é aconselhável o desenvolvimento de fatores de correção baseados na realidade de campo para a área das classes de mapeamento de forma a contribuir para a robustez dos modelos (Burkhard et al. 2012).

Finalmente, a valoração econômica das áreas naturais é uma ferramenta poderosa, já que mostra a magnitude da importância da conservação para a manutenção de funções ecológicas, oferta de biorrecursos, ativos naturais e culturais e entre outros elementos essenciais para o bem-estar humano e da sustentabilidade em longo prazo. Nesse sentido, atrelar valores econômicos aos serviços ecossistêmicos pode ser extremamente útil

na indicação de estratégias para a redução de conflitos sociais, assim como para o convencimento de tomadores de decisão sobre a mobilização de recursos para o efetivo manejo sustentável dessas UCs.

5. Conclusões

Mudanças no uso da terra ocorreram na área de estudo entre os anos de 1987 e 2007, e o histórico de abandono de áreas antes cultivadas juntamente com a criação da APA de Pandeiros promoveram indiretamente durante essa trajetória a diminuição de áreas de solo exposto e agricultura e conseqüente aumento de cerrado e mata ciliar, situação que refletiu o abandono de áreas cultivadas e a regeneração de ecossistemas naturais. Mudanças nos padrões de uso da terra trouxeram impactos positivos e negativos sobre os serviços ecossistêmicos, que elucidaram o papel da Unidade de Conservação de Uso Sustentável ao evitar a retomada de atividades de produção de carvão vegetal, por exemplo, mas ainda há deficiência na contenção de atividades agrícolas desempenhadas em Áreas de Preservação Permanente (veredas e Mata Ciliar).

As veredas são ecossistemas frágeis e de baixa resiliência e merecem atenção quanto ao seu manejo e conservação, mesmo que a busca pela água e a agropecuária seja um dos principais fatores de sua ocupação. Por isso, ações de educação ambiental juntamente com os moradores da APA é de suma importância para conservação desses ecossistemas.

Conversão de áreas nativas em outros usos como agricultura anual ou perene pode fornecer aumento de serviços de provisão, mas conseqüente declínio de serviços de suporte e regulação. Esses trade-offs funcionam como uma contribuição valiosa para o planejamento do uso da terra. Portanto, a distribuição espacial de oferta de SE da APA de Pandeiros pode mostrar os gargalos e ainda viabilizar o preenchimento de lacunas quanto a gestão da UC.

Por fim, a sustentabilidade da APA de Pandeiros tem sido fomentada pelas atividades de extrativismo vegetal e ecoturismo, e incentivados por cooperativas, organizações não governamentais e órgãos públicos desde sua criação. Os valores agregados a essas atividades são capazes de fortalecer e conservar os serviços ecossistêmicos em áreas naturais (áreas alagadas e de vegetação nativa) em longo prazo, promovendo a situação de “ganho-ganho”, com benefícios ecológicos, econômicos e sociais. Nesse sentido, a manutenção da oferta de SE dentro da UC de uso sustentável poderá ser mantido somente com o envolvimento dos elementos sociais e naturais, garantindo ainda o bem-estar humano e a conservação dos recursos naturais.

6. Agradecimentos

Este estudo foi financiado em parte pela Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) - Código Financeiro 32004010017P3. O presente trabalho foi realizado com apoio da Fundação de Amparo à Pesquisa de Minas Gerais (FAPEMIG) e CEMIG. O Laboratório de Ecologia Vegetal ainda conta com o suporte do CNPq.

7. Referências

Arunyawat S, Shrestha R (2016) Assessing Land Use Change and Its Impact on Ecosystem Services in Northern

- Thailand. *Sustainability* 8:768. doi: 10.3390/su8080768
- Assad ED, Pinto HS, Martins SC, et al (2013) Changes in soil carbon stocks in Brazil due to land use: Paired site comparisons and a regional pasture soil survey. *Biogeosciences* 10:6141–6160. doi: 10.5194/bg-10-6141-2013
- Ávila MA, Souza SR, Veloso M das DM, et al (2016) STRUCTURE OF NATURAL REGENERATION IN RELATION TO SOIL PROPERTIES AND DISTURBANCE IN TWO SWAMP FORESTS. *Cerne* 22:1–10. doi: 10.1590/01047760201622012086
- Bahia T de O, Luz GR, Veloso M das DM, et al (2009) Veredas na APA do Rio Pandeiros: importância, impactos ambientais e perspectivas. *MgBiota*
- Bennett EM, Peterson GD, Gordon LJ (2009) Understanding relationships among multiple ecosystem services. *Ecol Lett*. doi: 10.1111/j.1461-0248.2009.01387.x
- Beskow S, Mello CR, Norton LD, et al (2009) Soil erosion prediction in the Grande River Basin, Brazil using distributed modeling. *Catena* 79:49–59. doi: 10.1016/j.catena.2009.05.010
- Bethonico MB de M (2009) Área de Proteção Ambiental Estadual do Rio Pandeiros - MG: Espaço, Território e Atores. Universidade Federal Fluminense
- Brown S, Lugo AE (1984) Biomass of tropical forests: A new estimate based on forest volumes. *Science* (80-). doi: 10.1126/science.223.4642.1290
- Burkhard B, Crossman N, Nedkov S, et al (2013) Mapping and modelling ecosystem services for science, policy and practice. *Ecosyst Serv* 4:1–3. doi: 10.1016/j.ecoser.2013.04.005
- Burkhard B, Kandziora M, Hou Y, Müller F (2014) Ecosystem service potentials, flows and demands-concepts for spatial localisation, indication and quantification. *Landsc Online* 34:1–32. doi: 10.3097/LO.201434
- Burkhard B, Kroll F, Müller F, Windhorst W (2009) Landscapes' capacities to provide ecosystem services - A concept for land-cover based assessments. *Landsc Online* 15:1–22. doi: 10.3097/LO.200915
- Burkhard B, Kroll F, Nedkov S, Müller F (2012) Mapping ecosystem service supply, demand and budgets. *Ecol Indic* 21:17–29. doi: 10.1016/j.ecolind.2011.06.019
- Burkowski R, Vilas Boas AA (2014) Território e desenvolvimento turísticos : possíveis contribuições de um mosaico de Unidades de Conservação. *Rev Bras Ecoturismo* 7:322–343
- Chave J, Réjou-Méchain M, Búrquez A, et al (2014) Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. *Glob Chang Biol* 20:3177–3190. doi: 10.1111/gcb.12629
- Costanza R, de Groot R, Sutton P, et al (2014) Changes in the global value of ecosystem services. *Glob Environ Chang* 26:152–158. doi: 10.1016/j.gloenvcha.2014.04.002
- Czúcz B, Arany I, Potschin-Young M, et al (2018) Where concepts meet the real world: A systematic review of ecosystem service indicators and their classification using CICES. *Ecosyst. Serv.*
- Daily GC, Polasky S, Goldstein J, et al (2009) Ecosystem services in decision making: Time to deliver. *Front Ecol Environ* 7:21–28. doi: 10.1890/080025
- Das Veloso MDM, Nunes YRF, Azevedo IFP, et al (2014) Floristic and structural variations of the arboreal community in relation to soil properties in the Pandeiros river riparian forest, Minas Gera is, Brazil. *Interciencia* 39:628–636
- David HC, de Araújo EJG, Moraes VA, et al (2017) Carbon stock classification for tropical forests in Brazil: Understanding the effect of stand and climate variables. *For Ecol Manage* 404:241–250. doi: 10.1016/j.foreco.2017.08.044
- De Groot R (2006) Function-analysis and valuation as a tool to assess land use conflicts in planning for sustainable, multi-functional landscapes. *Landsc Urban Plan* 75:175–186. doi: 10.1016/j.landurbplan.2005.02.016
- de Groot R, Brander L, van der Ploeg S, et al (2012) Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units. *Ecosyst Serv* 1:50–61. doi: 10.1016/j.ecoser.2012.07.005
- de Groot RS, Alkemade R, Braat L, et al (2010a) Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecol Complex* 7:260–272. doi: 10.1016/j.ecocom.2009.10.006

- de Groot RS, Alkemade R, Braat L, et al (2010b) Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecol Complex*. doi: 10.1016/j.ecocom.2009.10.006
- Duarte GT, Ribeiro MC, Paglia AP (2016) Ecosystem Services Modeling as a Tool for Defining Priority Areas for Conservation. *PLoS One* 11:e0154573. doi: 10.1371/journal.pone.0154573
- Eswaran H, Berg E, Reich P (1993) Division S-5 Notes Organic Carbon in Soils of the World. *Soil Sci Soc Am J* 57:192–194
- European Union (2013) Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services
- Fonseca CR, Venticinque EM (2018) Biodiversity conservation gaps in Brazil: A role for systematic conservation planning. *Perspect Ecol Conserv* 16:61–67. doi: 10.1016/j.pecon.2018.03.001
- Fu B, Wang S, Su C, Forsius M (2013) Linking ecosystem processes and ecosystem services. *Curr Opin Environ Sustain* 5:4–10. doi: 10.1016/j.cosust.2012.12.002
- FUNATURA (2008) Plano de desenvolvimento territorial de base conservacionista do Mosaico Sertão Veredas-Peruaçu. Brasília, DF
- FUNATURA (2012) Estrada-Parque Guimarães Rosa: Proposta de Reconhecimento Oficial - uma via em benefício do turismo ecocultural e do fortalecimento da identidade territorial do Mosaico Sertão Veredas-Peruaçu. Brasília, DF
- Haines-Young R, Potschin M (2013) International Classification of Ecosystem Services (CICES). Rep to Eur Environ Agency
- Jacobs S, Burkhard B, Kiel C, Staes J (2014) 'The Matrix Reloaded': A review of expert knowledge use for mapping ecosystem services ecosystem services. *Ecol Modell* 295:21–30. doi: 10.1016/j.ecolmodel.2014.08.024
- Lüke A, Hack J (2018) Comparing the applicability of commonly used hydrological ecosystem services models for integrated decision-support. *Sustain* 10:. doi: 10.3390/su10020346
- Magalhães-Filho R de, Leite MR, Leite ME, Leite ME (2017) Ocorrência do pequizeiro (*Caryocar brasiliense*) no norte de minas gerais. *Rev Desenvolv Soc* 117–125
- Millenium Ecosystem Assessment (2003) Ecosystems and Human Well-being: A Framework for Assessment. Isl Press Washington, DC. doi: Cited By (since 1996) 1rExport Date 12 August 2012
- Morais VA, Santos CA, Mello JM, et al (2017) Distribuição espacial e vertical do carbono em serapilheira e subsolo em vegetação do cerrado brasileiro. *Cerne* 23:43–52. doi: 10.1590/01047760201723012247
- Oliveira JCC, Barbosa JHC (2010) Roteiro para criação de unidades de conservação municipais. Ministério do Meio Ambient Secr biodiversidade e florestas, Dep áreas protegidas 68
- Periotto NA, Tundisi JG (2017) A characterization of ecosystem services, drivers and values of two watersheds in São Paulo State, Brazil. *Brazilian J Biol*. doi: 10.1590/1519-6984.166333
- Rezende MGG, Canalez GDG, Fraxe TDJP (2017) Protected Areas in the Amazon: forest management, conflict and social participation. *Acta Sci Hum Soc Sci* 39:63. doi: 10.4025/actascihumansoc.v39i1.33206
- Rodrigues, Priscyla Maria Silva Azevedo IFP, Veloso M das DM, Santos RM dos S, Menino, Gisele Cristina Oliveira Nunes, Yule Roberta Ferreira Fernandes GW (2009) Riqueza florística da vegetação ciliar do rio Pandeiros, norte de Minas Gerais. *MGBiota* 2:18–35
- Roland F, Huszar V, Farjalla V, et al (2012) Climate change in Brazil: perspective on the biogeochemistry of inland waters. *Brazilian J Biol* 72:709–722. doi: 10.1590/S1519-69842012000400009
- Saviano M, Di Nauta P, Montella M, Sciarelli F (2018) The Cultural Value of Protected Areas as Models of Sustainable Development. *Sustainability* 10:1567. doi: 10.3390/su10051567
- Scolforo HF, Scolforo JRS, de Mello JM, et al (2016) Spatial interpolators for improving the mapping of carbon stock of the arboreal vegetation in Brazilian biomes of Atlantic forest and Savanna. *For Ecol Manage* 376:24–35. doi: 10.1016/j.foreco.2016.05.047
- Scolforo HF, Scolforo JRS, Mello CR, et al (2015) Spatial distribution of aboveground carbon stock of the arboreal vegetation in Brazilian Biomes of Savanna, Atlantic Forest and Semi-arid woodland. *PLoS One* 10:1–20. doi: 10.1371/journal.pone.0128781

- Sharp R, Tallis HT, Ricketts T, et al (2016) InVEST +VERSION+ User's Guide. 370
- Silveira FA. (UFMG), Ferreira MC (UFMG), Perillo LN (Instituto B, Neves FS (UFMG) (2018) Brazil ' s protected areas under threat. *Science* (80-.). 361:459
- Thach, Elizabeth C., Thompson, Karen J., Morris A (2006) A fresh look at followership: A model for matching Followership and leadership styles
- Thomaziello SA (2016) Sustentabilidade ambiental e serviços ecossistêmicos: uma estratégia para avaliar zonas amortecimento de paisagens protegidas – o caso da Reserva Florestal do Morro Grande/SP. Universidade Estadual de Campinas
- Turner MG, Donato DC, Romme WH (2013) Consequences of spatial heterogeneity for ecosystem services in changing forest landscapes: Priorities for future research. *Landsc Ecol* 28:1081–1097. doi: 10.1007/s10980-012-9741-4
- Vargha A, Delaney HD (1998) The Kruskal-Wallis Test and Stochastic Homogeneity. *J Educ Behav Stat* 23:170–192. doi: 10.3102/10769986023002170
- Wallace KJ (2007) Classification of ecosystem services: Problems and solutions. *Biol Conserv* 139:235–246. doi: 10.1016/j.biocon.2007.07.015
- Wilkinson C, Saarne T, Peterson GD, Colding J (2013) Strategic spatial planning and the ecosystem services concept-an historical exploration. *Ecol Soc* 18:37. doi: 10.5751/ES-05368-180137
- WWF (World Wide Fund for Nature) (2009) Extrativismo no Mosaico Sertão Vederas Peruaçu. <https://mosaicosp.com.br/sabenca/mapas>. Accessed 11 Feb 2015
- Xu C, Pu L, Zhu M, et al (2016) Ecological Security and Ecosystem Services in Response to Land Use Change in the Coastal Area of Jiangsu, China. *Sustainability* 8:816. doi: 10.3390/su8080816

2.3 Material suplementar eletrônico

ESM_1. Descrição da área de estudo

O clima da região é semi-árido, com amplitudes térmicas compreendidas entre 9°C e 45°C nos períodos frios (junho e julho) e quentes (outubro a janeiro), respectivamente. A temperatura média anual é 26° C. A distribuição de chuvas na região é considerada irregular, variando entre 900 e 1250 mm anuais, com maiores concentrações nos meses de dezembro e janeiro, que totalizam, em média, 91% do total anual precipitado (Nunes et al. 2009).

O rio Pandeiros apresenta extensão de aproximadamente 145 km e sua vazão média anual é de 30 m³/segundo, sendo que o volume do fluxo de água é baixo em julho e alto em dezembro, conforme a distribuição de chuvas do ano que é de novembro a janeiro (Ávila et al. 2016). Suas áreas alagadas e veredas estão entre as áreas prioritárias para conservação por serem considerados ambientes únicos no estado e possuir alta riqueza de espécies (Bahia et al. 2009).

Os solos predominantes da região são do tipo latossolo vermelho-amarelo mesclados a neossolos quartzênicos (Ávila et al. 2016).

Referências

- Ávila MA, Souza SR, Veloso M das DM, et al (2016) Structure of natural regeneration in relation to soil properties and disturbance in two swamp forests. CERNE 22:1–10. doi: 10.1590/01047760201622012086
- Bahia T de O, Luz GR, Veloso M das DM, et al (2009) Veredas na APA do Rio Pandeiros: importância, impactos ambientais e perspectivas. MgBiota
- Nunes YRF, Azevedo IFP, Neves WV, et al (2009) Pandeiros: o Pantanal Mineiro. In: MG Biota. Instituto Estadual de Florestas, Belo Horizonte-MG, p 4:17

ESM_2. Relação das 5 sub-bacias da APA de Pandeiros que mais exportaram sedimentos nos anos de 1987, 1997 e 2007

Sub-bacia	Perda de solo		
	Area (%)		
	1987	1997	2007
26	16.93	17.36	17.68
9	10.03	12.46	12.55
15	9.49	11.02	10.64
21	7.79	4.15	4.19
12	6.84	5.22	5.22

ESM_3. Relação de valores de estoque de carbono para cada uso e/ou cobertura da terra e seus respectivos reservatórios, encontrados na literatura

Uso e Cobertura da Terra	Biomassa acima do solo (AGB)	Biomassa abaixo do solo	Carbono orgânico do solo (40 cm)	Carbono de matéria orgânica
	Mg ha ⁻¹			
<i>Agricultura</i>	7.66 ¹	9.24 ¹	36.5 ²	7.39 ³
<i>Cerrado</i>	12.5 ⁴	16.4377 ⁵	49.461 ⁵	3.248 ⁵
<i>Mata Ciliar</i>	61.221 ⁶	63.6 ⁷	44.77 ⁸	20.6 ⁹
<i>Pastagem</i>	2.75 ¹⁰	8.15 ¹⁰	32.59 ¹¹	2.69 ²
<i>Solo exposto</i>	0	0	29.58 ¹²	0
<i>Ocupação humana</i>	0	0	0	0
<i>Pantanal Mineiro</i>	45.75 ¹³	33.54 ¹³	46 ¹³	5.98 ¹³
<i>Afloramento Rochoso</i>	7.5 ¹⁴	0.05 ¹⁴	29.58 ¹⁴	6.8 ¹⁴
<i>Água</i>	0	0	0	0

¹Sanchez et al. (2012); ²Souza et al. (2008); ³Bayer et al. (2004); ⁴Scolforo et al. (2015); ⁵Morais et al. (2017)
⁶Calculado pelo autor; ⁷Assad et al. (2013); ⁸Qin et al. (2016); ⁹Peterjohn and Correll (1984); ¹⁰De Castro and Kauffman (1998); ¹¹Corazza et al. (2014); ¹²Shi et al. (2015), ¹³De Miranda et al. (2014); ¹⁴Gibbon et al. (2010).

Referências

- Assad ED, Pinto HS, Martins SC, et al (2013) Changes in soil carbon stocks in Brazil due to land use: Paired site comparisons and a regional pasture soil survey. *Biogeosciences* 10:6141–6160. doi: 10.5194/bg-10-6141-2013
- Bayer C, Martin-Neto L, Mielniczuk J, Pavinato EA (2004) Armazenamento de carbono em frações lábeis da matéria orgânica de um Latossolo Vermelho sob plantio direto. *Pesqui Agropecu Bras* 39:677–683
- Corazza EJ, Silva JE, Resck DVS, Gomes AC (2014) Comportamento de diferentes sistemas de manejo como fonte ou depósito de carbono em relação à vegetação de Cerrado. *Rev Bras Ciência do Solo*. doi: 10.1590/s0100-06831999000200025
- De Castro EA, Kauffman JB (1998) Ecosystem structure in the Brazilian Cerrado: A vegetation gradient of aboveground biomass, root mass and consumption by fire. *J Trop Ecol*. doi: 10.1017/S0266467498000212
- De Miranda S do C, Bustamante M, Palace M, et al (2014) Regional variations in biomass distribution in Brazilian Savanna Woodland. *Biotropica*
- Gibbon A, Silman MR, Malhi Y, et al (2010) Ecosystem Carbon Storage Across the Grassland-Forest Transition in the High Andes of Manu National Park, Peru. *Ecosystems*. doi: 10.1007/s10021-010-9376-8
- Morais VA, Santos CA, Mello JM, et al (2017) Spatial and Vertical Distribution of Litter and Belowground Carbon in a Brazilian Cerrado Vegetation. *Cerne*. doi: 10.1590/01047760201723012247
- Peterjohn WT, Correll DL (1984) Nutrient dynamics in an agricultural watershed: observations on the role of riparian forest. *Ecology*. doi: 10.2307/1939127

- Qin Y, Xin Z, Wang D (2016) Comparison of topsoil organic carbon and total nitrogen in different flood-risk riparian zones in a Chinese Karst area. *Environ Earth Sci*. doi: 10.1007/s12665-016-5846-4
- Sanchez E, Maggi MF, Genú AM, Muller MML (2012) Winter cover crops, plant biomass production and soil resistance. *Pesqui Apl Agrotecnologia* 5:33–40. doi: 10.5777/PAeT.V5.N3.04
- Scolforo HF, Scolforo JRS, Mello CR, et al (2015) Spatial distribution of aboveground carbon stock of the arboreal vegetation in Brazilian Biomes of Savanna, Atlantic Forest and Semi-arid woodland. *PLoS One* 10:1–20. doi: 10.1371/journal.pone.0128781
- Shi SW, Han PF, Zhang P, et al (2015) The impact of afforestation on soil organic carbon sequestration on the Qinghai Plateau, China. *PLoS One*. doi: 10.1371/journal.pone.0116591
- Souza E, Ely S, Gigante V (2008) Carbono orgânico e fósforo microbiano em sistema de integração agricultura-pecuária submetido a diferentes intensidades de pastejo em plantio direto. *Rev Bras Cienc Do Solo - REV BRAS CIENC SOLO* 32:. doi: 10.1590/S0100-06832008000300035

ESM_4. Valor atribuído aos tipos de usos da terra e de cobertura florestal com capacidades de gerar serviços ecossistêmicos, cujas notas variam entre 0 e 10. Fonte (Thomaziello 2016)

Proxies de SE	Vegetação Nativa			Ocupação Humana	Áreas terrestres cultivadas e manejadas			Planícies de Inundação	Corpos d'água	
	Afloramentos rochosos	Mata Ciliar	Cerrado	Ocupação humana (densidade baixa)	Solo exposto	Agricultura	Pastagem	Planícies de Inundação	Corpos d'água	
SE de provisão	Madeira	4.2	4.9	4.9	2.6	0.8	3	2.1	1.1	0.5
	Biodiversidade	8.4	10	10	2.8	0.9	3	3.2	8.8	6.2
	Suprimento de Água	7.2	9.2	7.2	1.9	0.8	3.6	2.5	10	10
	Comida	0.8	1.7	2.4	3.2	0.8	10	3.7	1.3	3.3
	Artesanato	3.1	3.1	3.5	3	0.5	6.2	1.7	1.3	0.9
SE de suporte	Produtividade Primária	8.8	10	10	2.2	3.1	3.9	3.2	6.8	5.4
	Habitat	8.8	10	10	2.2	3.6	3.7	3.6	3.6	6.4
	Manutenção de espécies-chave	10	10	10	1.8	2.7	3.4	2.8	10	6
	Integridade da Paisagem	8.8	10	10	2.1	2.9	4.2	2.9	10	6.5
	Polinização	7	10	10	1.6	3.4	4.4	3.6	7	4.6
SE culturais	Beleza cênica	7.8	10	10	3.7	3.9	5.3	3.9	10	7.2
	Herança cultural	6.2	9	9	3.9	2.8	3.1	2.8	9	4.7
	Ativos naturais	8.4	10	10	3.7	3.4	4.2	3.4	10	7.2

Ativos culturais	5.1	6	6	4.2	3.3	4.2	3.3	6	4.8
Valorização cultural local	5.6	8	8	4.3	3.7	4.8	3.7	8	5.7

Referência

Thomaziello SA (2016) Sustentabilidade ambiental e serviços ecossistêmicos: uma estratégia para avaliar zonas amortecimento de paisagens protegidas – o caso da Reserva Florestal do Morro Grande/SP. Universidade Estadual de Campinas.

